

Termofil rötning – en inventering

En genomgång av hur termofila rötningsanläggningar presterar och påverkar klimatet

Ola Fredriksson
Diana Arvidsson
Dag Lorick
Hamse Kjerstadius
Marika Murto

Svenskt Vatten

UTVECKLING

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

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

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 16714 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 16751 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL Termofil rötning – en inventering. En genomgång av hur termofila rötningsanläggningar presterar och påverkar klimatet.

TITLE OF THE REPORT Thermophilic anaerobic digestion – an inventory. How thermophilic anaerobic digestion plants perform and how they affect the climate.

FÖRFATTARE Ola Fredriksson, Envidan AB, Diana Arvidsson, Uppsala Vatten och Avfall AB, Dag Lorick, Gryaab AB, Hamse Kjerstadius, Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp AB, Marika Murto, VA SYD

RAPPORTNUMMER 2026-5

ANTAL SIDOR 104

SAMMANDRAG Viktiga frågor för framtidens hållbara avloppsrening är högre biogasproduktion, hållbar hygienisering av slam och minskad klimatpåverkan från slambehandlingen. Att röta avloppsslammet termofilt vid minst 55 °C kan vara ett sätt att hantera frågorna. Rapporten redovisar prestanda från tio termofila rötningsanläggningar i Sverige samt metanutsläppen från termofilt rötat avloppsslam. Den ger VA-organisationerna underlag för att fatta beslut om eventuella investeringar i termofil rötning.

SUMMARY This report shows the performance of ten thermophilic anaerobic digestion plants in Sweden and data from the literature on the subject. It also presents the amount of methane released from dewatered thermophilic digested sewage sludge. The results show that thermophilic anaerobic digestion is a suitable process for wastewater treatment plants and to obtain hygienisation of the sludge.

SÖKORD Termofil rötning, processparametrar, utrötning, lukt, drift, metanemission, metanutsläpp

KEYWORDS Thermophilic digestion, process parameters, solids reduction, odour, operation, methane emission

MÅLGRUPPER Beslutsfattare, processingenjörer, driftchefer, rådgivare

RAPPORT Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. <https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/>

UTGIVNINGÅR 2026

UTGIVARE © Svenskt Vatten AB

REFERENS Fredriksson O., Arvidsson D., Lorick D., Kjerstadius H. och Murto M. (2025). *Termofil rötning – en inventering. En genomgång av hur termofila rötningsanläggningar presterar och påverkar klimatet.* SVU-rapport 2026-5. Stockholm: Svenskt Vatten.

Om projektet

PROJEKTNUMMER 24-103

PROJEKTETS NAMN Termofil Rötning i Norden – en inventering

PROJEKTETS FINANSIERING Svenskt Vatten Utveckling

Förord

Detta projekt initierades genom samtal inom VA-teknik Södra, internt på Envidan och därefter genom olika samtal och intressepejling i branschen. Utifrån dessa samtal blev det tio anläggningar som har eller har haft termofil rötning av avloppsslam som medverkade i projektet. Dessutom kom andra VA-organisationer med i projektet, organisationer som såg värdet i att dessa kunskaper togs fram. Huvudmännen med termofila anläggningar är Bodens kommun, Pireva i Piteå, Sunne kommun, Karlstads kommun, Region Gotland, Kalmar Vatten, Borås Energi och Miljö, Kävlinge kommun samt VA SYD. Även Skövde kommun, som tidigare har drivit termofil rötning, var med i projektet. Rapportförfattarna kommer från Envidan, Gryaab, NSVA, Uppsala Vatten och Avfall samt VA SYD. Intressenter i olika konstellationer, omfattning och inblandning har varit Käppalaförbundet, SVOA, Norconsult Norge och Chalmers. Det initiala arbetet innan finansiering från Svenskt Vatten Utveckling var klar möjliggjordes genom interna medel för forskning och utveckling på Envidan.

Målgruppen är intressenterna och deltagarna, men givetvis alla andra i branschen som behöver ta beslut eller få hjälp med beslutsunderlag rörande termofil rötning och utmaningen att maximera biogasproduktion, minimera den producerade slammängden samt att hygienisera slam.

Ett stort tack till alla som medverkat i projektet på alla dess olika sätt. Tack riktas till projektledare Safa Hadi och projektmedlemmarna Mikael Bergman, Maja Ekblad, Stefan Eriksson, Mattias Helleberg, Kerstin Hoyer, Urban Jansson, Andreas Johansson, Roland Johansson, Lamija Karabegovic, Jörgen Lindberg, Ted Lundwall, Elinor Meisoll, Oskar Modin, Mats Mukka, Kajsa-Stina Ohlström, Gun-Britt Olsson, Jesper Olsson, Bjarne Paulsrud, Stefan Persson, André Piechowicz, Yusef Sharmarke Salah, Hannes Thun, Joachim Thylin, Anders Wahlund, Qing Zhao och Adrian Östlund och säkert någon mer.

Ola Fredriksson, Diana Arvidsson, Dag Lorick, Hamse Kjerstadius och Marika Murto

Innehåll

Förord	2
Sammanfattning	4
Summary	5
Begrepp och förkortningar	6
1 Inledning	8
1.1 Syfte och mål	9
1.2 Avgränsningar	9
1.3 Beskrivning av deltagande anläggningar i SVU-projektet	10
2 Metod	14
2.1 Frågeställningar	14
2.2 Växthusgasutsläpp från avvattnat slam efter termofil rötning	16
2.3 Litteraturstudie	16
2.4 Analys av VASS-data	16
2.5 Intervjuer och bearbetning av driftdata	17
2.6 Klimatpåverkan från slamlagring	17
3 Resultat	20
3.1 Rötningsprocessen	20
3.2 Driftförhållanden	24
3.3 Värmning	29
3.4 Hygienisering	33
3.5 Avvattning	35
3.6 Driftsättning	38
3.7 Klimatpåverkan från slamlagring	41
3.8 Analyser av lustgas från de satsvisa försöken	43
4 Diskussion	44
4.1 Rötningsprocessen	44
4.2 Driftförhållanden	44
4.3 Värmning	45
4.4 Hygienisering	46
4.5 Avvattning och rejektvatten	46
4.6 Driftsättning	47
4.7 Växthusgasutsläpp från lagring av termofilt rötat slam	48
5 Slutsatser	51
5.1 Rötningsprocessen	51
5.2 Driftförhållanden	51
5.3 Värmning	51
5.4 Avvattningsegenskaper, rejektvattenkvalitet och lukt	52
5.5 Hygienisering	52
5.6 Klimatpåverkan från slamlagring	52
6 Fortsatt arbete och forskning	54
Referenser	55
Bilaga A Beskrivning av anläggningarna (slambehandling och värmning)	60
Bilaga B Rötningsprocessen	88
Bilaga C Driftförhållanden	92
Bilaga D Värmning	93
Bilaga E Avvattning	101
Bilaga F Driftsättning	102

Sammanfattning

Viktiga frågor för framtidens hållbara avloppsrening är högre biogasproduktion, hållbar hygienisering av slam och minskad klimatpåverkan från slambehandlingen. Att röta avloppsslammet termofil vid minst 55 °C kan vara ett sätt att hantera frågorna. Rapporten redovisar prestanda från tio termofila rötningsanläggningar i Sverige samt metanutsläppen från termofil rotat avloppsslam. Den ger VA-organisationerna underlag för att fatta beslut om eventuella investeringar i termofil rötning.

Termofil rötning sker vid högre temperatur än mesofil rötning. Den utförs på 14 av 129 avloppsreningsverk med anaerob rötning i Sverige, men kunskapen om dessa anläggningar är begränsad. Det råder osäkerhet i branschen kring biogasproduktion, utröttningsgrad och om den termofila processen är instabil och känslig för variationer och därför i behov av ökad driftuppföljning. Andra frågor är om det uppstår lukt som är svår att hantera, hur rejektvattnet påverkas, hur mycket värme som behövs tillföras, samt hur stor klimatpåverkan är.

Projektet initierades för att undersöka hur termofil rötning presterar i fullskala och förstå dess klimatpåverkan. Det omfattade litteraturstudier, intervjuer med representanter från tio VA-organisationer som har eller har haft termofil rötning, samt analys av data från VASS Biogas och driftdata från anläggningarna som deltog i studien. Dessutom gjordes laboratorieförsök för att mäta metanutsläpp från avvattnat termofil utrotat slam.

Resultaten visar att utröttningsgraden i de termofila anläggningarna är runt 50 % med variationer mellan 46 och 59 %. Det finns från en anläggning tydliga indikationer att utrötningen blir högre med termofil än med mesofil rötning. Den specifika metanproduktionen i de termofila anläggningarna i studien varierade mellan 0,30 och 0,35 Nm³ CH₄/kg VS_{in} (normalkubikmeter metangas per kg organiskt material in till röt-kammaren) och den producerade biogasen hade en metanhalt på i medeltal 63 %.

Driftpersonal rapporterade god driftstabilitet och att termofil rötning tål belastnings- och temperaturvariationer. Ingen utökad uppföljning behövs jämfört med mesofil rötning och ingen anger att lukt är ett problem kopplat explicit till den termofila rötningen. Det finns dock rapporter om ökad ammoniaklukter vilket är rimligt med högre temperatur och givet att pH ofta är högre i termofila än i mesofila anläggningar.

Energibehovet för värmning av slammet i de termofila anläggningarna varierade mellan 500 och 900 kWh/ton TS_{in} (torrs substans in till röt-kammaren). Ett väl utformat värmesystem är avgörande för att nå låg energianvändning, inkluderat utrustning och rutiner för rengöring av värmeväxlare. Det verkar finnas möjlighet att uppnå hygieniserat slam även om kraven skulle vara något lägre än vad rådande riktlinjer anger. Erhållna TS-halter för avvattnat slam varierade mellan 25 och 28 %, och halten av ammoniumkväve i rejektet kan förväntas ligga runt 1 300 mg NH₄-N/liter. Polymeranvändningen varierade mellan 5 och 15 kg polymer/ton TS avvattnat.

Termofil avvattnat slam visade sig avge mindre metan än mesofil slam vid lagringsförsök i labb. Detta bör klimatberäkningar för termofila rötningsanläggningar ta hänsyn till. Ytterligare forskning och undersökningar behövs för att bättre kvantifiera avgången av lustgas från termofil rötning. Dessutom kan ytterligare undersökningar vid specifika anläggningar ge svar på vad som påverkar processparametrar, värmebehovet, avgången av metan från det avvattnade slammet och avvattningsresultat.

Summary

This report shows the performance of ten thermophilic anaerobic digestion plants in Sweden and data from the literature on the subject. It also presents the amount of methane released from dewatered thermophilic digested sewage sludge. The results show that thermophilic anaerobic digestion is a suitable process for wastewater treatment plants and to obtain hygienisation of the sludge.

Thermophilic digestion is carried out at higher temperatures than mesophilic digestion. Thermophilic digestion is used at 14 of the 129 wastewater treatment plants in Sweden that operate anaerobic digestion, but knowledge about these facilities is limited. There is uncertainty regarding biogas production, degree of degradation, and whether the thermophilic process is unstable and sensitive to variations, thus requiring increased operational monitoring. Other questions include whether odour issues arise, how the reject water is affected, how much heat needs to be supplied, and what the resulting climate impact is.

The project was initiated to investigate how thermophilic digestion performs at full scale and to understand its climate impact. It included literature studies, interviews with representatives from ten wastewater utilities that operate or have operated thermophilic digestion, as well as analysis of data from VASS Biogas and operational data from the facilities participating in the study. In addition, laboratory experiments were conducted to measure methane emissions from dewatered thermophilically digested sludge.

The results show that the degree of degradation in the thermophilic plants is around 50 %, with variations between 46 and 59 %. Data from one facility provides clear indications that the degradation is higher with thermophilic digestion than with mesophilic digestion. The specific methane production in the thermophilic plants in the study ranged between 0.30 and 0.35 Nm³ CH₄/kg VS_{in}, and the biogas produced had an average methane content of 63 %.

Operational staff reported good process stability and noted that thermophilic digestion tolerates variations in both loading and temperature. No additional monitoring is needed compared with mesophilic digestion, and no facility reported odour issues explicitly linked to the thermophilic process. However, some reported increased ammonia odour, which is logical given the higher temperature and the fact that pH is often higher in thermophilic than in mesophilic plants.

The energy demand for heating the sludge in the thermophilic plants varied between 500 and 900 kWh per ton of total solids (TS_{in}) into the digester. A well-designed heating system is crucial for achieving low energy consumption, including appropriate equipment and routines for cleaning heat exchangers. There also appears to be potential to achieve hygienised sludge if the requirements were slightly lower than those stated in current guidelines. Achieved TS levels for dewatered sludge ranged between 25 and 28 %, and the ammonium nitrogen concentration in the reject water can be expected to be around 1 300 mg NH₄-N/litre. Polymer consumption ranged between 5 and 15 kg of polymer per ton of TS in the dewatered sludge.

Thermophilically dewatered sludge was found to release less methane than mesophilically digested sludge in laboratory storage experiments. Climate assessments of thermophilic digestion plants should therefore take this into account. Further research and investigations are needed to better quantify nitrous oxide emissions from thermophilic digestion. Additional studies at specific facilities may also provide insight into factors influencing process parameters, heat demand, methane release from dewatered sludge, and dewatering performance.

Begrepp och förkortningar

Begrepp/Förkortning	Kort förklaring
Aktivslam	Biologiskt reningssteg där mikroorganismer bryter ner organiskt material i avloppsvatten.
Al	Aluminium, ofta använt som fällningskemikalie.
Alkalinitet	Buffertkapacitet som motverkar pH-förändringar.
ARV	Avloppsreningsverk.
Biogas	Gasblandning, främst metan och koldioxid, som bildas vid anaerob nedbrytning.
Bio-P	Biologisk fosforavskiljning.
BOD ₇	Biokemisk syreförbrukning under 7 dygn — ett mått på organiskt innehåll.
CIP-utrustning	<i>Cleaning-in-place</i> ; system för rengöring utan demontering.
CO ₂ e	Koldioxidekvivalenter; måttenhet för klimatpåverkan.
COD	<i>Chemical Oxygen Demand</i> ; mått på syreförbrukande ämnen.
Emissionsfaktor	Faktor för att beräkna utsläpp av t.ex. metan.
Fe	Järn; vanlig fällningskemikalie.
FTIR	<i>Fourier-transform infrared spectroscopy</i> ; används för att analysera gassammansättning.
GWh	Gigawattimmar; energienhet.
HRT	Hydraulisk uppehållstid, dvs. hur länge slammet stannar i röt-kammaren.
Hygienisering	Process för att reducera patogener i slam.
Kvävemineralisering	Omvandling av organiskt kväve till ammonium.
MBBR	<i>Moving Bed Biofilm Reactor</i> ; biofilmsbaserad reningsteknik.
Mesofil rötning	Rötning vid ca 35–40 °C.
Metan, CH ₄	Energirik gas som bildas vid anaerob nedbrytning.
Metanogener	Mikroorganismer som producerar metan.
Mekv	Milliekvivalent.
MWh	Megawattimmar; energienhet.
NH ₄ N	Ammoniumkväve.
Nm ³	Normalkubikmeter; gasvolym korrigerad för tryck och temperatur.
OLR	Organisk belastning (<i>Organic Loading Rate</i>).
Patogena mikroorganismer	Sjukdomsframkallande organismer, exempelvis bakterier och virus.

Begrepp/Förkortning	Kort förklaring
pe	Personekvivalenter; mått på belastning.
ppm	<i>Parts per million</i> ; koncentrationsenhet.
Rejekt	Vattenfasen efter slamavvattning.
Rå biogas	Orenad gas direkt från rötammaren.
Samrötning	Rötning av blandade substrat, t.ex. slam + matavfall.
SBR	Sekventiell satsvis rening (<i>Sequencing Batch Reactor</i>).
SS	Suspenderade ämnen (<i>suspended solids</i>).
Stabilisering	Minskning av halten nedbrytbar substans för att minska fermentering.
TA	Total alkalinitet.
Termofil rötning	Rötning vid 50–60 °C.
TS	Torrsubstans.
Turbiditet	Grumlighet; mått på partikelhalt i vatten.
Uppgradering av biogas	Reningsprocess där biogas blir till exempel fordonsgas.
Utröttningsgrad	Andel VS (organiskt material) som bryts ner i rötningen.
VFA	Flyktiga fettsyror (<i>Volatile Fatty Acids</i>).
VOC	Flyktiga organiska ämnen (<i>Volatile Organic Compounds</i>).
VS	Flyktiga substanser, dvs. organiskt material (<i>Volatile Solids</i>).

1 Inledning

Det finns i dag flera olika sätt att stabilisera avloppsslam, exempelvis kalkning, vassbäddar och aerob eller anaerob stabilisering. Anaerob stabilisering, rötning, infördes på många platser i Sverige som en kostnadsbesparing för att mindre massor slam då behövde hanteras. Rötningen gav även bättre möjlighet att återföra näringen i kretsloppet.

Rötningen producerar också högvärdig energi i form av biogas som på avloppsreningsverken kan nyttiggöras på olika sätt (som el eller värme) och även då innebära en kostnadsbesparing. Gasen kan alternativt säljas för att skapa en intäkt som då minskar kostnaderna för avloppsvattenreningen och för VA-abonnetten. Biogasen kan säljas uppgraderad eller som den är. Vanligt är att uppgradera biogasen och använda den som fordonsbränsle eller tillföra naturgasnät.

Totalt finns det i dag 129 rötkammare i drift på Sveriges avloppsreningsverk. Vid dessa anläggningar producerades år 2023 715 GWh biogas. Av de 129 anläggningarna är 115 mesofila och 14 termofila med en gemensam rötkammarvolym på strax över 350 000 m³.

Hygienisering

Långtidslagring av rötresten från avloppsslam är i Sverige tillåtet som hygieniseringsmetod enligt slamcertifieringssystemet Revaq och är i kombination med mesofil rötning den vanligaste behandlingsmetoden för avloppsslam i Sverige i dag. I Statens offentliga utredning *Hållbar slamhantering* (SOU 2020) anges att krav på hygienisering av allt slam, det vill säga minskning av mängden patogena mikroorganismer i slammet, är något som VA-verksamheter sannolikt behöver förhålla sig till inom de närmaste fem åren.

En av flera alternativa hygieniseringsmetoder är termofil rötning i rötkammare med temperatur ≥ 55 °C och en exponeringstid på minst 8 timmar (Naturvårdsverket 2013), vilket kan uppnås genom till exempel satsvis drift av rötkamrarna. Den undvikna långtidslagringen kan då leda till klimatvinster. Det finns också vissa indikationer på att klimatpåverkan från lagring av termofilt rötat slam leder till lägre metanavgång än lagring av mesofilt rötat slam (Willén 2016; Bengtsson 2022).

Eftersom termofil rötning av avloppsslam i full skala i dag är en måttligt spridd teknik i Sverige (14 av totalt 129 anläggningar inom VA-sektorn) finns det ingen tydlig bild av hur tekniken presterar. En inventering skulle därför kunna bidra till ett bättre beslutsunderlag för om termofil rötning utgör en bra framtida hygieniseringsteknik. Dessutom är en omställning från mesofil till termofil rötning potentiellt ett sätt att öka rötningsskapaciteten i befintliga rötkammare.

Biogas

Det finns en långvarig trend att en större mängd biogas uppgraderas för användning som fordonsgas, inmatning på gasnätet eller förvätskning till flytande biogas. Vid samröttningsanläggningar (till exempel rötning av både avloppsslam och matavfall) uppgraderas 91 % av biogasen och vid avloppsreningsverken 60 % (Energigas Sverige 2024).

Enligt beräkningar från uppgifter i Energigas Sverige (2024) ökar biogasproduktionen från reningsverken snabbare än ökningen av antalet anslutna personekvivalenter. Beräkningar från SCB (2025) och Energigas Sverige (2024) visar att från 2022 ökade antalet anslutna personekvivalenter med 9 % medan biogasproduktionen ökade med 26 %.

Användningen av rå biogas på eller i anslutning till reningsverken var 198 GWh till värme, 12 GWh till el och 430 GWh till uppgradering år 2023. Rå biogas är den obehandlade gasen ut från rötkammaren. Det finns indikationer att termofil rötning skulle kunna medföra ökad biogasproduktion från slam.

Därför behövdes projektet

Det finns alltså flera potentiella anledningar (hygieniseringskrav, minskad klimatpåverkan samt ökad biogasproduktion och rötningskapacitet) till varför termofil rötning kan bli en mer attraktiv lösning på fler svenska reningsverk framöver. Samtidigt är kunskapsnivån vid många VA-organisationer låg kring drifterfarenheter, energiprestanda, slamhantering och klimatpåverkan för termofil rötning.

För att utöka kunskapsunderlaget och skapa bättre möjligheter för beslut kring rötning vid termofil temperatur initierades detta SVU-projekt.

1.1 Syfte och mål

Syftet med projektet var att ge bättre faktaunderlag för hushållning med resurser och att underlätta för VA-verksamheter att ta beslut när det gäller om termofil rötning är ett bra alternativ för att:

- effektivisera rötningen på svenska avloppsreningsverk
- hygienisera avloppsslammet
- minska klimatpåverkan från slamlagring.

Målet med projektet var att:

- genom kartläggning av termofila rötningsanläggningar för avloppsslam syntetisera befintlig driftkunskap
- genom försök undersöka klimatpåverkan från avvattnat avloppsslam.

Resultaten redovisas i denna SVU-rapport och projektet sprider också ökad kunskap om termofila rötningsanläggningar genom att presentera resultat på seminarier och liknande och för projektgruppens deltagare. De mer konkreta frågeställningarna redovisas under avsnittet om Metod i kapitel 2.

Frågeställningarna som besvaras i slutsatserna i kapitel 5 är sorterade i följande områden:

- Rötningprocessen
- Driftförhållanden
- Värmning
- Avvattningsegenskaper, rejektvattenkvalitet och lukt
- Hygienisering
- Klimatpåverkan från slamlagring.

1.2 Avgränsningar

Inventeringen av reningsverk med termofil rötning begränsas till Sverige. Endast anläggningar där rötning av avloppsslam sker ingår. Avsikten var att få med några anläggningar från Danmark och Norge men tyvärr räckte inte tiden till för detta.

I projektet ingår inte att ta reda på kostnader för de befintliga termofila rötningsanläggningarna och inte heller för framtida nya anläggningar.

Inventeringen i detta projekt innebär en redovisning av olika termofila rötningsanläggningar och inte en jämförelse mellan termofila och mesofila anläggningar. Sammanställningen är från termofila anläggningar och kan av läsaren jämföras med sin erfarenhet eller kunskap om mesofil rötning.

Påverkan och förhållandet mellan hålltider (tid med viss temperatur utan in- och utpumpning) och effekten av hygienisering har inte undersökts i projektet.

Hur den producerade biogasen från de undersökta anläggningarna används har

inventerats och sammanställts men utan vidare värdering och analys av vilket som är bästa sättet att använda gasen på.

Jämförelse av olika teknikval vid avvattning av slammet och dess påverkan på TS-halten ingår inte i inventeringen. Förbehandlingen och dess eventuella påverkan har det inte heller lagts så stor vikt vid.

1.3 Beskrivning av deltagande anläggningar i SVU-projektet

I Sverige finns det enligt Svenskt Vattens VASS statistik om biogas (fortsatt VASS) 15 anläggningar som svarat Ja på att de hade termofil rötning någon gång under åren 2021–2023 (Tabell 1.1). År 2023 var det 14.

Tabell 1.1 sammanställer vilka huvudmän som rapporterade i VASS att de hade termofil rötning någon gång under 2021–2023 samt även vilka tio av dessa som deltog i SVU-projektet och blev intervjuade. Tabell 1.2 sammanställer vissa grunddata för de nio av dessa tio anläggningar som i dag drivs termofilt. Det är i huvudsak dessa nio anläggningar som redovisas i denna rapport.

Huvudman	Anläggningsnamn	Deltagit i projektet
Kalmar Vatten	Kalmar ARV	X
Boden kommun	Svedjan ARV	X
Region Gotland	Visby ARV	X
Hallsbergs kommun	Hallsberg ARV	
Karlstad kommun	Sjöstadsverket ARV	X
Kävlinge kommun	Kävlinge ARV	X
VA SYD	Källby ARV (i Lund)	X
Mjölby kommun	Mjölkuilla ARV	
Nyköpings kommun	Brandholmen ARV	
Piteå Renhållning & Vatten, PIREVA	Sandholmen ARV	X
Strängnäs kommun	Strängnäs ARV	
Sunne kommun	Sunne ARV	X
Tidaholms kommun	Tidaholms ARV	
Skövde kommun	Stadskvarns ARV	X
Borås Energi & Miljö	Sobacken ARV	X

Tabell 1.1

Anläggningar med termofil drift enligt VASS 2021–2023. ARV = avloppsreningsverk.

Tabell 1.2

Översiktlig beskrivning av de termofila anläggningarna i projektet.

Anläggningsnamn	Total röttningsvolym (m ³ vätvolum)	Organisk belastning (OLR) (kg VS/m ³ ,d på total vätröttningsvolym)	Antal röttningskammare	Seriedrift?	Övrigt
Kalmar ARV	1 700	3,0	1	–	
Svedjan ARV	3 300	1,5–2,0	2	Nej	
Visby ARV	2 200	2,7–3,1	2	Ja	
Sjöstadsverket ARV	2 950	1,8–2,0	2	Nej	
Kävlinge ARV	1 150	1,2	2	Nej	Rötter inte överskottslam
Källby ARV	3 000	1,8–2,4	2	Ja	En termofil och en mesofil
Sandholmen ARV	1 600	1,8–2,4	1	–	
Sunne ARV	522	2,4–2,6	1	–	
Sobacken ARV	6 080	1,8–2,2	2	Nej	

Källby ARV har tvåstegsrötning med termofil rötning följt av mesofil rötning. Stadskvarns ARV i Skövde driver i dag sina rötkammare mesofilt men drev under 2019 och 2020 en termofil rötkammare parallellt med en mesofil.

Fyra av de 14 anläggningarna har en rötkammare, tio har två rötkammare och Stadskvarns ARV har två samt en efterrötkammare i drift.

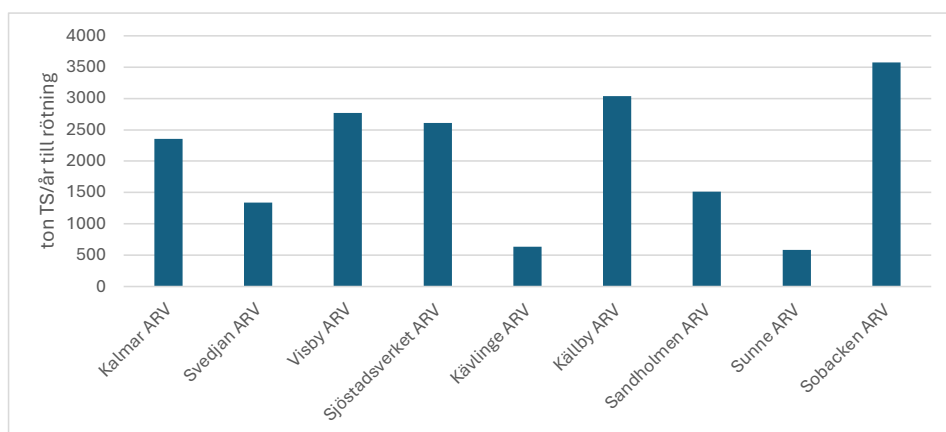
Alla anläggningar rötar både primärslam och överskottslam förutom Kävlinge ARV som enbart rötar primärslam.

För att få en uppfattning om hur förekommande termofil rötning av avloppsslam är i Sverige kan ur VASS 2023 visas att produktionen av biogas från alla termofila anläggningar är 65 GWh. De anläggningar som har ingått i projektet producerar 55 GWh; det är cirka 8 % av biogasen från avloppsreningsverk i Sverige. Av den totala rötkammarevolymen på avloppsreningsverk i Sverige innehar de anläggningar som ingått i projektet cirka 8 %.

Svedjan ARV tar emot behandlat, källsorterat matavfall. På Svedjan ARV motsvarar källsorterat matavfall 45–55 % av den organiska belastningen som kg VS/år.

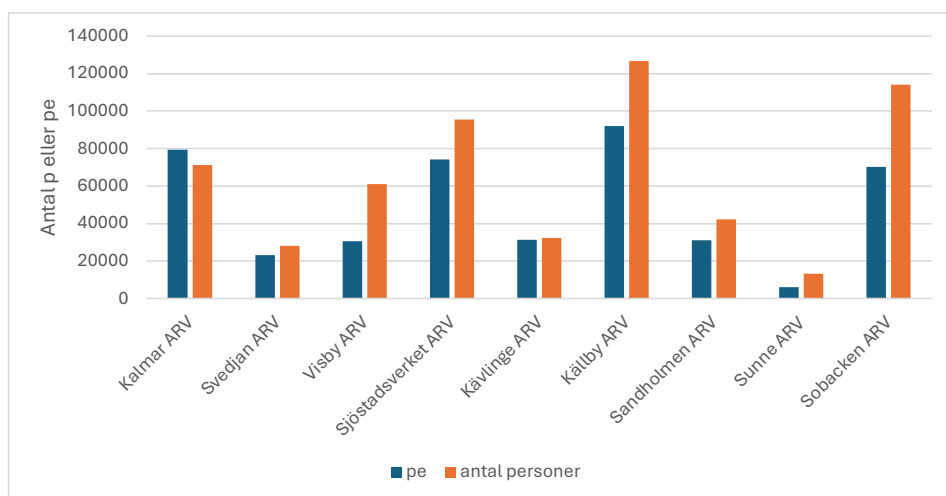
Varje reningsverk presenteras mer utförligt i bilagorna. Syftet med det är att göra huvudrapporten mer överskådlig och att ge intresserade läsare möjlighet att få mer information och eventuellt dra egna slutsatser.

Ett sätt att redovisa storleksskillnaden är, att som i Figur 1.1, redovisa ton TS/år som belastar rötningen. Ett annat sätt är, att som i Figur 1.2, visa på antal personer som belastar rötningen. Det redovisade personantalet inkluderar även anslutna personer från andra reningsverk. Antal personer från VASS överensstämmer med ton TS/år (vilket visas i Figur 1.3) och gör att nyckeltal bör baseras på per ton TS in till rötkammaren eller antal personer redovisade i VASS.



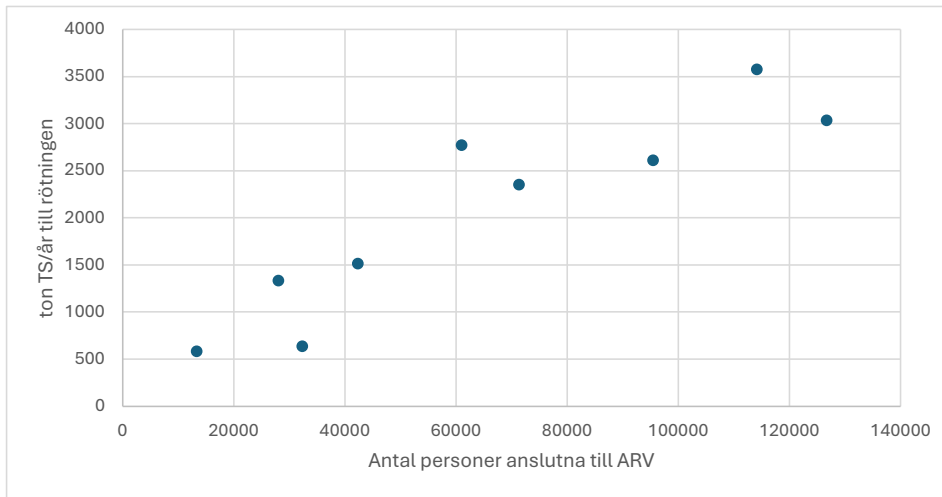
Figur 1.1

Antal ton TS/år som belastar medverkande anläggningars rötning. Från VASS 2023.



Figur 1.2

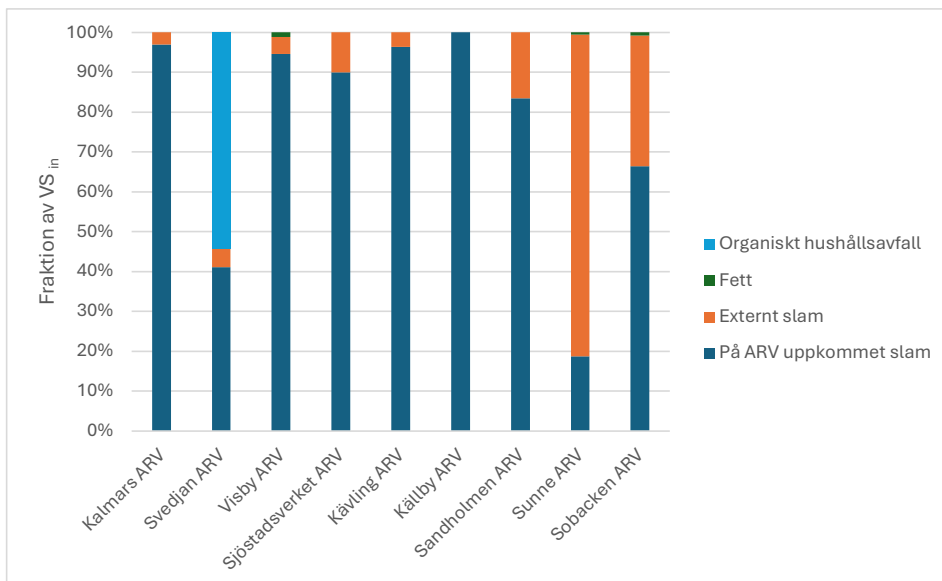
Antal pe in på de olika reningsverken och personer som belastar medverkande anläggningars rötning. Antal personer inkluderar befolkning från andra kommuner och/eller personer utanför upptagningsområdet. Från VASS 2023.



Figur 1.3

Sambandet mellan antal personer redovisade och belastningen på röttkammaren.

Olika former av slam från avloppsvattenreningen ger olika förutsättningar för rötningen. Fördelningen av substrat till rötning för respektive anläggning återges i Figur 1.4. Majoriteten av anläggningarna rötar övervägande internt slam som uppkommit från reningsprocessen på reningsverket där röttkammaren finns. Några anläggningar rötar även externt slam, bland annat från andra reningsverk, där Sunne ARV sticker ut med sin höga andel externt slam till rötning (ca 80 % av VS in till röttkammaren). Vilken typ av avloppsvattenrening som föregår slambehandlingen påverkar också rötningen. Därför redovisas även en översiktlig beskrivning av avloppsvattenreningen på de olika reningsverken (Tabell 1.3).



Figur 1.4

Substratfördelning hos termofila anläggningar i projektet.

Anläggningsnamn	Försedimentering	BOD-rening	Kväverening	Kolkälla	Bio-P	Förfällning	Simultanfällning	Efterfällning
Kalmar ARV	Ja	Aktivslam + SBR	Aktivslam + SBR		(x)	Fe	-	Al
Svedjan ARV	Nej	Aktivslam	-	-	-	-	Al	Al
Visby ARV	Ja	MBBR	MBBR	Ja	-	-	-	Fe
Sjöstadsverket ARV	Ja	Aktivslam	Aktivslam	Vid behov	-	Fe	-	Al
Kävlinge ARV	Ja	Aktivslam	Aktivslam	-	-	-	-	Fe
Källby ARV	Ja	Aktivslam	Aktivslam	-	(x)	-	-	Fe
Sandholmen ARV	Nej	Biobäddar	-	-	-	-	-	Al
Sunne ARV	Ja	Biobäddar	-	-	-	-	-	Al
Stadskvarns ARV	Ja	Aktivslam	Aktivslam	Vid behov	-	Fe+Al	-	Al
Sobacken ARV	Ja	Aktivslam	Aktivslam	Ja	x	-	Fe	Al

Tabell 1.3

Översiktlig beskrivning av avloppsvattenreningen på de olika reningsverken. (x)=spontan bio-P.

2 Metod

Det arbete som har gjorts i detta projekt har huvudsakligen skett i form av litteraturstudier, analys av VASS-data och intervjuer med representanter från VA-organisationer med termofila rötningsanläggningar. Därtill har försök kring klimatpåverkan från avvattnat termofilt slam ingått i projektet.

För att få en god insikt i vad det innebär att driva en termofil anläggning har intervjuer, försök och litteratursökningar inriktats på följande frågeställningar.

2.1 Frågeställningar

2.1.1 Rötningsprocessen

Följande processparametrar är av värde för att få kunskap kring spannet av vad en termofil rötning skulle innebära och har därför undersökts närmare i projektet:

- utrötningsgrad (ofta benämnt G)
- specifik gasproduktion i form av energi per inmatad mängd organiskt material
- gasens sammansättning.

2.1.2 Driftförhållanden

En driftstabil anläggning definieras här som en anläggning som med en begränsad mängd återkommande och varaktiga personalkrävande åtgärder ger ett tillräckligt bra resultat. Resultatet ska vara att minska lukt och förhindra fortsatt nedbrytning (stabilisering). Detta nås genom att ha en god utrötningsgrad. Därtill ska det ske kostnadseffektivt för VA-abonnten och med en bra arbetsmiljö för dem som arbetar på reningsverket.

Exempel på åtgärder som kan behöva vidtas vid en driftinstabil anläggning och som vill undvikas är:

- kontinuerlig eller ofta förekommande tillsättning av alkali för att förhindra så kallad surjäsning
- långvarig behandling av ytskum som får påverkan på arbetsmiljön eller gasproduktionen
- kontinuerlig/långvarig behandling av skumning i röt-kammare genom skumdämpning
- kontinuerlig eller ofta förekommande behov av tillsats av mikro- och makronäringsämnen till röt-kammaren.

Frågeställningar som söktes svar på i projektet handlade om:

- hur den hydrauliska uppehållstiden (fortsatt HRT) påverkar driftstabiliteten
- hur olika belastningar (OLR) och belastningsvariationer påverkar driftstabiliteten
- om det fanns exempel på installationer för god redundans och driftstabilitet
- var i processen det uppstår dålig lukt och vilka åtgärder som har vidtagits för att förhindra detta.

2.1.3 Värmning

Andra frågor berörde uppvärmningen av röt-kamrarna. Att höja temperaturen på stora mängder slam till cirka 55 °C kräver mycket värmeenergi. Eftersom värmningssystemen skiljer sig mellan olika reningsverk är det värdefullt att beskriva dessa och hur de sköts för att säkerställa god verkningsgrad. Sådan kunskap ger viktig vägledning vid nybyggnation eller ombyggnad av värmesystem. Det är också av betydelse att undersöka den mängd energi som faktiskt behövs för termofil rötning.

När det gäller uppvärmning kan följande resonemang föras. Om slam från mesofil eller termofil rötning har samma temperatur när det går till avvattning är det teoretiska behovet av tillförd värmeenergi lika på grund av möjligheten att återvinna värmen från slammet. Om till exempel 10gradigt slam värms upp till 55 °C för att sedan kylas ner med värmeåtervinning till 30 °C har till detta slam teoretiskt samma värmeenergimängd tillförts som om man värmer upp till 35 °C och sedan kyler ner till 30 °C. Delta-T (temperaturdifferensen) är fortsatt 20 °C mellan kallt råslam och slammet till avvattningen. Det blir då en fråga om utformning av värmningen, värmeåtervinningen och förlusterna från systemet som blir det avgörande att fokusera på för ett väl utformat och effektivt värmesystem.

För att skapa förståelse för hur rötning bidrar i arbetet mot minskad klimatbelastning är det även av intresse att förstå vilken energikälla som används för att värma upp avloppsslammet. Om det för uppvärmningen används 1 MWh biogas (i gaspanna) beräknas detta belasta klimatet med 0 kg CO₂e (koldioxidekvivalenter). Hade denna 1 MWh biogas i stället använts till att ersätta fossilt drivmedel hade utsläppet med ett brett systemperspektiv minskat med 338 kg CO₂e. Visserligen behövs då 1 MWh värme från annan källa. Om denna andra källa är fjärrvärme och den lokala fjärrvärmeproduktionen släpper ut 12 kg CO₂e/MWh värme hade nettoutsläppet varit -326 kg CO₂e i stället för 0 kg CO₂e. Ur ett klimatperspektiv med vida systemgränser är det då troligen fördelaktigt att inte använda metangasen (biogasen) till något annat än att ersätta naturgas eller fossila drivmedel. Inte till värme. Men lokala förutsättningar för energianvändning och ekonomi styr ofta mer än klimatperspektivet.

2.1.4 Hygienisering

Med hygienisering avses en minskning av mängden patogena mikroorganismer i slammet till tolererbara gränsvärden. En drivkraft för termofil rötning är att det är möjligt att hygienisera slammet enbart genom rötning utan behov av tillkommande hygieniseringssteg före eller efter rötningen.

För att undersöka den möjligheten vidare ställdes frågor kring om det fanns några erfarenheter bland medverkande anläggningar kring faktiskt reduktion av indikatororganismer i deras termofilt behandlade slam och hur de som i dag hade termofil rötning som hygienisering klarade av att alltid leverera ett hygieniserat slam.

Vilka handlingsplaner som finns när det inte går att hygienisera i rötkastrarna är också av intresse.

2.1.5 Avvattning

Kostnaden för transport och omhändertagande av avvattnat slam utgör ofta en stor del av driftkostnaden på ett reningsverk. Hur avvattningen påverkas av att lägga om till termofil rötning är därför av stor betydelse.

Specifika frågor som ställdes om avvattningen i projektet var bland annat:

- Vilken TS uppnås vid avvattning av det rötade slammet?
- Vilken mängd polymer används?
- Hur kan rejektet från avvattningen karakteriseras?
- Vilka driftproblem med hantering av rejektet finns och hur har det hanterats?

2.1.6 Driftsättning av termofil anläggning

Det finns en begränsad mängd personer som har erfarenhet kring att lägga om från mesofil till termofil drift i full skala. Det var relevant att se om det bland de intervjuade personerna fanns de som hade erfarenhet kring detta eller dokumentation. De frågor som ställdes var:

- Vilka drifterfarenheter finns vid övergång från mesofil till termofil drift?
- Vilken erfarenhet finns kring goda åtgärder i fråga om process, bygg och maskinellt vid övergång?

2.2 Växthusgasutsläpp från avvattnat slam efter termofil rötning

Vid lagring av avvattnat slam avgår metan och lustgas, två potenta växthusgaser. Inom projektet genomfördes laboratorieförsök med syfte att fastställa mängden metan och lustgas som kan förväntas avgå vid lagring av termofilt rötat slam.

2.3 Litteraturstudie

I en litteraturstudie har ett brett spektrum av litteratur granskats, såsom handböcker och läroböcker, institutions- och myndighetsrapporter, rapporter från VA-organisationer samt vetenskapliga publikationer. Rapporter från institutioner och VA-organisationer anses vara av stort värde då projektet fokuserar på praktiska applikationer.

Vetenskapliga artiklar har dels hittats genom rekommendationer från projektmedlemmar samt styr- och referensgrupp, dels genom sökningar i sökmotorer för vetenskapliga publikationer. Endast studier utförda på 2000-talet har använts. Studier utförda under nordiska förhållanden och med rötning av enbart avloppsslam, i vissa fall samrötning med matavfall, har prioriterats för att förhållandena ska efterlikna de medverkande anläggningarna i så hög grad som möjligt. I första hand har artiklar som studerat fullskaleanläggningar prioriterats, i andra hand pilotstudier och i tredje hand laboratoriestudier. Det har dock funnits begränsade möjligheter att efterfölja prioriteringsordningen på grund av få studier som uppfyller högsta prioriteringen.

2.4 Analys av VASS-data

Insamlingen av biogasstatistik genomförs på uppdrag av Energimyndigheten och görs i samarbete med Energigas Sverige, Avfall Sverige, Lantbrukarnas Riksförbund (LRF) samt Svenskt Vatten. Svenskt Vatten kallar den insamlade statistiken VASS-Biogas.

Projektet fick tillgång till statistiken för avloppsreningsverk med termofil rötning för åren 2021, 2022 och 2023.

Förutom grundläggande uppgifter över anläggningarna såsom till exempel volymer och våtvolymer finns data på mängder, TS-halter och VS-halter av de olika substrat som tillförs rötningen.

Utifrån angivna mängder ($m^3/år$) och TS- och VS-halter för de olika substraten har summan av substratbelastningen på respektive anläggning, i form av volym, ton TS/år och ton VS/år, räknats fram. Detta grundtal återkommer i olika jämförelser. I jämförelserna används våtvolymer.

I uppgifterna från VASS finns även metanhalter i gasen, producerade gasmängder och hur dessa används samt värmeanvändningen. Användningen av gas kan vara till gaspanna, gasmotor eller uppgradering och redovisar även vilka energiflöden i form av el, metangas eller värme dessa olika användningsformer genererar. Även hur mycket värme som tillförs rötkammaren redovisas men från ett begränsat antal anläggningar.

Granskningen av rapporterade VASS-data har resulterat i att många värden har valts bort då de bedömts som orimliga efter genomförd kontroll.

Exempel på kontroller för att bara använda tillförlitliga data har varit:

- För stora avvikelser av TS och VS mot medianvärden i VASS och erfarenhetsvärden
- Massflöden ut från rötkamrarna inte avviker för stort mot massflödena ut från avvattningsutrustning
- Flöden som bör vara samma
- Massflöden och gasproduktion relaterade till personer, pe eller slam-pe eller ton VS.

För stora avvikelser i kontrollerna leder ofta till en ”varningsflagg” i underlaget och grunddata används då inte. I vissa fall går det att förklara avvikelserna och då tas grunddata med.

Exempel på när kontroller ger indikationer på fel men där delar av grunddata ändå kan användas är:

- Kävlinge ARV – förbiledning av överskottslam
- Svedjan ARV – mottagning av stora mängder källsorterat matavfall.

Utröttningsgrad kan räknas ut på många sätt. Om inget annat anges används differensen av massflödet av VS över röt-kammaren dividerat med massflöde av VS in till röt-kammaren. Massflöden räknas ut från angivna flöden, TS och VS.

2.5 Intervjuer och bearbetning av driftdata

För deltagande termofila anläggningar i detta projekt har driftpersonal intervjuats för att få klarhet i ovan nämnda frågeställningar. En kommun som inledningsvis hade för avsikt att vara med i projektet hade inte möjlighet att delta i intervjuerna på grund av resursbrist.

Totalt har personer från tio av 14 termofila anläggningar intervjuats. Intervjuerna var uppdelade i flera omgångar (2–5 tillfällen) och den totala tiden varierade. Syfte och mål beskrevs och därefter följde samtal avseende processen. Vattenreningsdelen gick igenom översiktligt och slamdelen mer detaljerat. Tillgängliga processdata som kunde ge input till vissa frågeställningar tillhandahölls av projektdeltagarna. Samtal fördes om den inlämnade VASS-statistiken. De intervjuade var processingenjörer, miljöingenjörer eller drifttekniker på anläggningen. Att ha kunskap kring alla frågeställningar är svårt så ibland tillfrågades kollegor. Anläggningarna tillhandahöll allehanda information som Envidan kunde använda för att försöka hitta svar på frågeställningarna i projektet.

Omfattningen och kvaliteten på uppgifterna som de olika anläggningarna kunde tillhandahålla varierade. Detta har då påverkat möjligheten att gå på djupet med vissa frågor vid bearbetning av data.

2.6 Klimatpåverkan från slamlagring

Inom projektet har satsvisa laboratorieförsök utförts med syfte att fastställa avgång av såväl metan som lustgas från termofilt rötat och avvattnat slam.

Vid försöken hämtades avvattnat slam från utvalda reningsverk bland deltagande VA-organisationer. Urvalet skedde baserat på uppgifter från reningsverken med syfte att försöka samla in slam från reningsverk med varierande förhållanden avseende uppehållstid, temperatur och belastning. Därtill togs särskild hänsyn till vilka avloppsreningsverk som tidigare utfört analyser av slammets mikrobiella sammansättning.

Mot bakgrund av detta testades avvattnat termofilt slam från Sobacken ARV, Kalmar ARV och Sjöstadverket ARV. Mesofilt slam från Ryaverket i Göteborg användes som referens. Slam togs ut och testades vid två olika tillfällen; först i november 2024 och sedan i april 2025. Uppgifter för de ARV som slam hämtades ifrån återges i Tabell 2.1.

	Drifttemp °C	HRT dygn	OLR kg VS/m ³ ,d	Utrötningsgrad % (för år 2023)	Avvattnings- utrustning	TS-halt %	Dominanta metanogener	Övrigt
Ryaverket	35–36	18–20	2,5	56	Skruvpress	27–29	Methanotrix, methanoregula- laceae (Bengtsson, 2022)	Seriedrift av röt-kammare. Högbelastad aktivslamanläggning ger mycket lättnedbryt- bart organiskt material i förtjockat slam.
Kalmar	52 sommar 48 vinter	10–11	2,8	48	Centrifug	25–27	Methanothermobacter, methanotrix (MiDAS, 2022)	
Sobacken	55–56	24–26	1,7	49	Centrifug	27–29	Methanothermobacter (Bengtsson, 2022)	Batchvis rötning. Röt-slamlager innan avvattning.
Sjöstadsverket	52	21	1,9	48	Skruvpress	27	Methanothermobacter, methanosarcina (MiDAS, 2022)	

Tabell 2.1

Information om inhämtat slam för mätning av metan- och lustgasavgång. Metanogener är de mikroorganismer som producerar metan.

Vid försöken samlades färskt avvattnat slam in direkt från slamupplag på avloppsreningsverken och transporterades till Göteborg så att de satsvisa försöken kunde startas inom 6 timmar från att slammet samlats in. Det enda undantag för detta var slammet från Kalmar ARV, som vid försöken i april 2025 skickades med kurir varpå försöket startades inom 24 timmar i stället för 6 timmar efter provtagning. Försöken utfördes i Ryaverkets försökslaboratorium i Göteborg och bestod av två försöksuppsättningar; en för att analysera gaskomposition (metan och lustgas) och en uppsättning för att mäta metanproduktion.

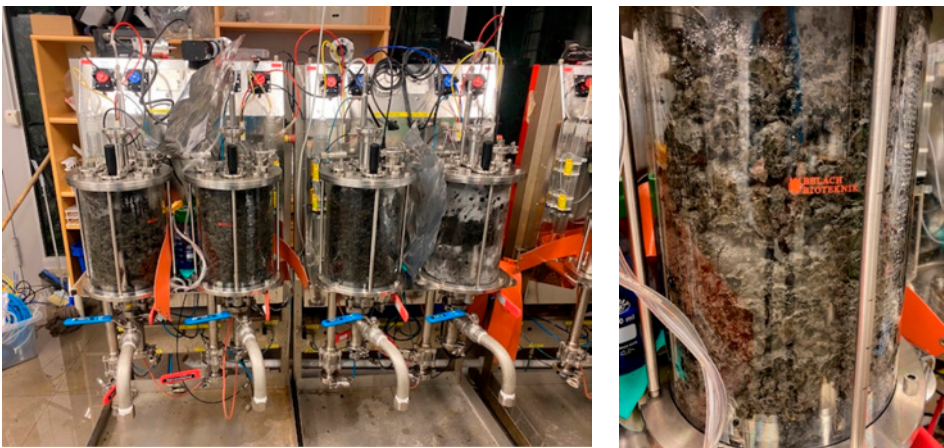
För att mäta metanproduktionen användes 0,5 liters Automatic Methane Potential Test System II-reaktorer från BPC instruments (nedan kallat AMPTS) med 15 min upplösning på mätning av gasvolym (Figur 2.1). För att mäta gasproduktion stoppades vid försöksstart en uppvägd mängd slam (ca 250 g per reaktor) i glaskärnen för hand varpå det avvattnade slammet inte pressades samman utan låg som löst packade kakor. För varje slamprov startades ett glaskärl vid rumstemperatur (~18 °C) och ett i vattenbad vid 27,5 °C (vilket tidigare visats vara medeltemperaturen av slamhögarna i Ryaverkets korttidslagring). Innan gasmätning samlades koldioxid upp i lutfällor.



Figur 2.1

Försöksuppställning för att mäta gasproduktion från avvattnat slam med AMPTS-utrustning vid Ryaverket i Göteborg.

För att mäta halterna av metan och lustgas i producerad gas behövde en större mängd gas produceras och därmed behövdes större satsvisa försök. För detta ändamål användes därför 8 liters Biogas Reactor System-reaktor från Belach Bioteknik (även kallade Dolly-reaktorer). Från dessa Dollyreaktorer samlades den producerade gasen upp i gaspåsar parallellt med AMPTS-försöken. I samband med den första provomgången (november 2024) skickades prov för analys av gaskomposition till RISE gaslaboratorium i Piteå. Eftersom det då fordrades relativt stora mängder gas (ett par liter gas per prov) så lades en större mängd slam (4–5 kg per reaktor) i lite större Dolly-reaktorer. Även i detta fall togs hänsyn så att det avvattnade slammet inte pressades samman utan låg som löst packade kakor i kärlen (Figur 2.2). Temperaturen i Dolly-reaktorerna kontrollerades inte utan höll rumstemperatur ($\sim 18\text{ }^{\circ}\text{C}$).



Figur 2.2

Försöksuppställning för att samla in gas och analysera gaskomposition i Dolly-reaktorer (vänster) samt närbild som illustrerar packningsgrad med avvattnat slam i en reaktor (höger). Försöksuppställning vid Ryaverket i Göteborg.

Även från Dollyreaktorn fångades koldioxid upp i lutfällor, för att undvika att koldioxid interfererade med lustgas vid IR-mätning av gassammansättning.

Gassammansättningen analyserades i omgång 2 (april 2025) av RISE gaslaboratorium i Borås. Även om båda RISE-laboratorierna använder FTIR (*Fourier-transform infrared spectroscopy*) skiljer sig utrustningen åt något. FTIR-instrumentet i Borås fordrar mindre gasvolym och kan tydligt skilja på koldioxid och lustgas. I den andra omgången (april 2025) användes därför AMPTS-flaskor till både mätning av gasproduktion och analys av gaskomposition. Koldioxid avskildes inte i denna omgång från den gas vars komposition sedan analyserades.

3 Resultat

3.1 Röttningsprocessen

För beskrivning av de ingående mikrobiologiska processerna i anaerob rötning hänvisas till Olsson et al. (2014). Med termofil rötning menas rötning som sker inom temperaturintervallet 50–60 °C, eftersom det är här som termofila mikroorganismer har sin optimala tillväxthastighet (Schnürer & Jarvis 2017). Av deltagande anläggningar rötar sju anläggningar vid 55 °C och tre vid 52 °C, vilket är de vanligast förekommande temperaturerna vid termofil rötning av avloppsslam (Tabell 3.4 i avsnitt 3.3.1).

3.1.1 Utröttningsgrad

Med utröttningsgrad avses över rötkammarvolymen nedbruten mängd VS dividerat med mängden VS in till rötkammaren. Utröttningsgrad vid rötning av avloppsslam är normalt omkring 45–60 %, beroende på substratets typ (Tchobanaglou et al. 2014). Flera rapporter och vetenskapliga studier menar på att termofila röttningsanläggningar kan uppnå ett par procentenheter högre utröttningsgrad än mesofila vid samma uppehållstid på grund av både effektivare hydrolys och sönderdelning av substrat samt snabbare omvandling av acetat till metan vid högre temperatur (Starberg et al. 2005; Moen et al. 2003; Gebreyessus & Jenicek 2016; Nges & Liu 2010). På Terminal Islands reningsverk utanför Los Angeles sågs till exempel en ökning med 6 procentenheter i utröttningsgrad när driften ställdes om från mesofil till termofil, från 49±9 % till 55±10 % (Iranpour et al. 2002).

Variationer mellan olika processers utröttningsgrad beror ofta på inkommande substrat och dess VS-halt, som i sin tur beror på utformning av vattenreningen, om externt material tas emot eller om det är samrötning med andra substrat, till exempel matavfall.

Av elva undersökta svenska röttningsanläggningar år 2005 sågs inget samband mellan uppehållstid och utröttningsgrad (Starberg et al. 2005). Att prov på substratet ofta tas som stickprov och inte allt för frekvent ansågs vara en orsak till osäkra data och därmed jämförelsen av utröttningsgrad, vilket är en problematik som föreligger även i detta projekt.

En studie som studerat termofil samrötning av matavfall och avloppsslam vid olika belastning såg att belastningen påverkade hur effektivt materialet bröts ner med högsta resultat på gasproduktion per kg VS vid en uppehållstid på 10 dagar, men till skillnad mot tidigare exempel så användes samma substrat under hela försöket (Zhang et al. 2023). En annan studie som jämförde sju olika avloppsslam såg att substratets sammansättning och metanpotentialen inte hade någon signifikant korrelation (Astels et al. 2013). Det här indikerar ytterligare hur svårt det är att säga vilken gasproduktion och utröttningsgrad som är lämplig att anta för en röttningsanläggning, även om det inkommande substratets sammansättning är känd.

De tio anläggningar som har deltagit i projektet har för skilda förutsättningar för att med trygghet kunna säga vad utröttningsgraden generellt är vid termofil temperatur.

Som nämnt finns anläggningar med i projektet som:

- har försedimentering eller ej
- har biofilmsanläggningar eller aktivslamanläggningar
- har eller inte har kväverenkingskrav
- fäller eller har bio-P för fosforavskiljning
- till största del rötter matavfall
- har stor eller liten andel extern slam.

Fler olika observationer på utröttningsgrad redovisas därför. Som nämnts tidigare har kvalitetsgranskning gjorts och de siffror som finns med har inte höjt några ”varningsflaggor”. VASS-data från 2021–2023 används. Se mer om de olika reningsverken i avsnitt 1.3 ovan. För just utröttningsgrad har ännu en kontroll av siffrorna gjorts. Uträkningarna som endast använder labbanalyser har jämförts med beräkningen av mängd VS nedbrutet/mängd VS in. Utifrån ursprungliga 14 anläggningar i VASS-data och tre år kvarstår 23 värden (av 42 möjliga) som ger data till Tabell 3.1.

Anläggning	Utröttningsgrad		Kommentarer
	Median %	Intervall %	
Kävlinge ARV	60	59–60	Enbart primärslam, ingen förfällning*
Sunne ARV	56	52–56	Hög andel externt slam, biofilmsanläggning
Sandholmen ARV	53	53–53	Biofilmsanläggning
Källby ARV	55	52–59	Tvåstegsanläggning
Svedjan ARV	79	60–80	Stor andel matavfall*
Kalmar ARV	48	47–48	Enstegsanläggning
Sobacken ARV	48	48–49	Enstegsanläggning
Sjöstadsverket ARV	51	48–52	Enstegsanläggning
	49	48–52	Två enstegsanläggningar med aktivslam
	52	46–59	*-markerade ej medräknade

Tabell 3.1

Utröttningsgrad för termofila anläggningar, baserat på VASS-data 2021–2023.

En mer generell siffra om vad utröttningsgraden är på de medverkande termofila röttningsanläggningar med både biofilm och aktivslam som avloppsvattenrening och som till största del rötar avloppsslam är medianvärde 52 % och intervallet 46–59 %. Detta kommer från 19 kontrollerade årsmedelvärden från VASS-data mellan 2021–2023. De *-markerade anläggningarna i Tabell 3.1 är inte med bland dessa 19 värden.

Inget samband verkar finnas mellan belastning (OLR) och utröttningsgrad (G) eller mellan VS in och utröttningsgrad hos projektets medverkande anläggningar. Ett samband mellan uppehållstid (HRT) och utröttningsgrad verkar finnas och överraskande ett negativt sådant. Ingen tillfredsställande förklaring har hittats. Mer information finns i Bilaga B.

En analys av Stadkvarn ARV:s drift av en mesofil rötchammare parallellt med en termofil rötchammare visar att den termofila rötchammaren har 2–3 procentenheter högre utröttningsgrad än den mesofila. Se mer i Bilaga B.

3.1.2 Specifik gasproduktion

Specifik gasproduktion avser hur mycket biogas som bildas per kg inkommande organiskt material och ger ett mer jämförbart mått på rötchammarens effektivitet än till exempel biogas per volym slam, då det inte säger något om slammets sammansättning. Vilken specifik gasproduktion som kan uppnås beror på typ av slam och dess organiska innehåll, hur tillgängligt det organiska materialet är, förekomst av inhiberande ämnen samt hur gynnsam miljön är i övrigt för främst metanbildare (Meegoda et al. 2018). Utöver specifik gasproduktion förekommer även specifik metanproduktion som avser metanfraktionen i biogasen. I handböcker rapporteras att normala värden på specifik metanproduktion från rötning av avloppsslam är mellan 0,16–0,35 m³ CH₄/kg VS_{in} (Schnürer & Jarvis 2017; Svenskt Vatten 2021).

Vid beräkning och jämförelse av specifik metanproduktion (Nm³ CH₄/kg VS_{in}) förekommer stora osäkerheter på grund av att prov på substrat ofta tas som stickprov och inte alltför frekvent. Bristerna i provtagning visar sig i Starberg et al. (2005) där beräkning utifrån referensanläggningars data i vissa fall ger en specifik gasproduktion där de högre värdena inte är teoretiskt möjliga att uppnå.

Termofil rötning ökar generellt det organiska materialets tillgänglighet genom effektivare hydrolys vid högre temperatur, vilket gynnar gasproduktionen. Detta bekräftas av bland annat Davidsson (2007) i labbförsök där termofilt rötat blandslam (primär- och överskottsslam) gav 20 % högre specifik metanproduktion än mesofil rötning med samma substrat och uppehållstid (HRT). Andersson et al. (2022) redovisar en metanproduktion på 0,35 Nm³ CH₄/kg VS_{in} vid termofil drift av pilotanläggning, en ökning med omkring 13 % från mesofil drift av samma pilotanläggning. Vid labbskaleförsök vid Sjölunda ARV i Malmö erhålls en specifik metanproduktion på 0,30 och 0,31 Nm³ CH₄/kg VS_{in} vid termofil rötning vid 7 dygns HRT respektive 15 dygns HRT, vilka båda var likvärdiga metanproduktionen från mesofil rötning under 15 dygns HRT (Kjerstadius et al. 2012).

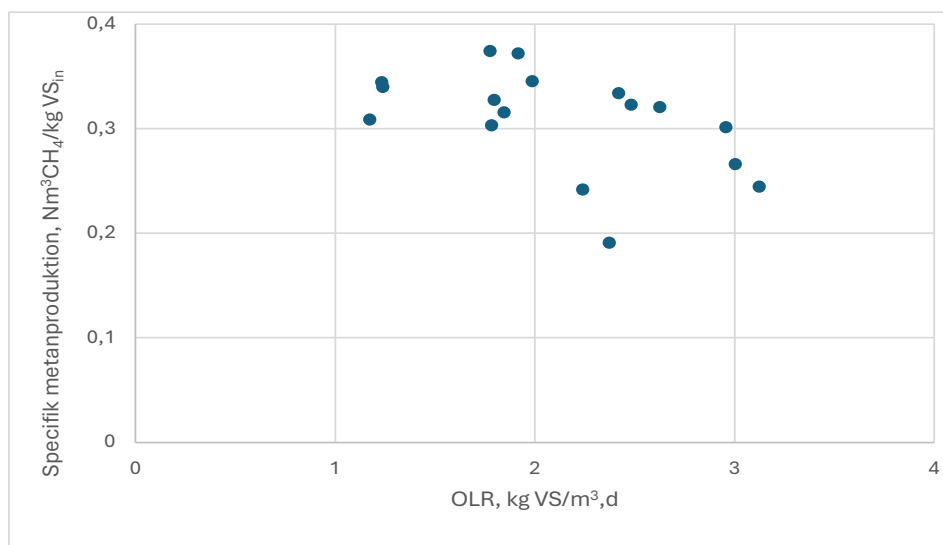
Den specifika metanproduktionen förväntas öka med ökad uppehållstid i röt-kammaren, variationen är dock som störst om uppehållstiden är under kritisk längd på 12 dagar (avsnitt 3.2.1). När uppehållstiden varierades mellan 12–25 dagar ändrades den specifika metanproduktionen bara från 0,32 till 0,35 Nm³ CH₄/kg VS_{in} i en labbstudie (Nges & Liu, 2010). Kjerstadius et al. (2012) fann likvärdig specifik metanproduktion vid både 7 dygns och 15 dygns HRT vid termofila labbskaleförsök vid 55 °C.

Förändring av den organiska belastningen (OLR) kan påverka den specifika gasproduktionen både positivt och negativt beroende på hur belastad röt-kammaren var från början, där en lågbelastad process producerar mer gas per kg VS_{in} om belastningen ökar medan en redan högbelastad producerar mindre gas per kg VS_{in} (Nkuna, et al. 2021). Fördjupning om hur uppehållstiden och belastningen påverkar rötningsprocessen och gasproduktionen finns i avsnitt 3.2.1 och 3.2.2.

Samrötning med matavfall, eller annat material med högre halt organiskt material, ökar generellt den specifika gasproduktionen (Schnürer & Jarvis, 2017). Det är därmed svårt att jämföra de anläggningar som även rötar matavfall med dem som inte gör det. Sambandet syns i data från Svedjan ARV som har stor andel matavfall in till sin rötning.

I Figur 3.1 redovisas samband mellan belastningen och specifika metanproduktionen för enstegsanläggningar inom projektet som huvudsakligen har avloppsslam som substrat. Kvaliteten bedöms som god på de data som redovisas.

Sjöstadsverket med årsmedelbelastning mellan 1,8 och 2,0 kg VS/m³,d får ut 0,35–0,37 Nm³ CH₄/kg VS_{in}. Bland de lägre specifika gasproduktionerna återfinns Kalmar som belastar sin enda röt-kammare med 3,0–3,7 kg VS/m³,d. Notera att för Kalmar ARV finns troligen även påverkan från den varierande drifttemperaturen. Sunne ARV belastar sina röt-kammare med 2,4–2,6 kg VS/m³,d och får 0,32–0,33 Nm³ CH₄/kg VS_{in}. Se mer i Bilaga B.



Figur 3.1

Sambandet mellan belastning (OLR kg VS_{in}/m³,d) och specifik metanproduktion i Nm³CH₄/kg VS_{in} från de medverkande anläggningarna. VASS-data. Se Bilaga B för mer information.

3.1.3 Gassammansättning

Vanliga värden på biogasens sammansättning är 60–70 % CH₄ och 30–40 % CO₂ (Svenskt Vatten 2021). För en välmående process varierar sammansättningen endast lite, men den termofila rötningsprocessens snabbare biokemiska reaktioner gör att variationerna kan vara större jämfört med mesofil rötning. Exempel på störningar som kan ge variationer i förhållandet mellan metan och koldioxid är förändrad belastning, ackumulering av VFA (flyktiga organiska fettsyror) och svängningar i pH eller temperatur.

Ett praktiskt problem vid hantering av biogasen från en termofil rötningsanläggning är ökad mängd vatten i biogasen som möjliggörs av den högre temperaturen. För att hantera kondensvattnet som bildas när gasen kyls av är det därför av extra vikt att designa gassystemet väl med tillräckliga kondensfällor. På Källby ARV har kondens i rågasen blivit ett så stort problem att fjärrvärme i stället för gaspanna fått vara den huvudsakliga värmekällan. Planer finns för att köpa in en gastork och återigen få gaspannan som huvudsaklig värmekälla.

Vid rötning av avloppsslam förekommer i de flesta fall flyktiga organiska föreningar (VOC) i biogasen. Hur mycket och vilken typ av VOC beror på vad det inkommande substratet innehåller. Hur mycket VOC som avgår till gasform under rötningen kan vara kopplad till rötningsstemperatur, där högre temperaturer ökar avdunstningen och därmed koncentrationen av VOC i gasfasen (Påledal Nilsson et al. 2015). Andra ämnen i biogasen som försvårar användning av gasen är siloxaner och svavelväte (H₂S). Hushållens användning av hygieniska och kosmetiska produkter är vanliga källor till siloxaner (Arrhenius & Johansson 2012). Hur mycket svavelväte som finns i biogasen beror dels på rötningsprocessen, dels på vilken fällningskemikalie som används på reningsverket där järnbaserade fällningskemikalier reducerar halterna svavelväte i biogasen (Svenskt Vatten 2021). Processtörningar som till exempel överbelastning med VFA-ackumulering som följd kan ge ökade halter svavelväte i biogasen på grund av att de sulfatreducerande bakterierna tillväxer när metanbildarna hämmas, då de till viss del konkurrerar om samma substrat (Ahammad et al. 2008).

De termofila anläggningarna i projektet har i VASS-data som median och medelvärde för åren 2021 till 2023 en metanhalt på 63 %. Svedjan ARV har exkluderats på grund av stor mängd organiskt hushållsavfall. Variationerna redovisas i Tabell 3.2.

På Kalmar ARV doseras järnklorid till förfällningen för att minska svavelväte i gasen från röttkammaren. Svavelvätehalten i gasen är runt 9 ppm. Även på Stadkvarn ARV doseras järnklorid i vattenlinjen för förfällning men också för att minska mängden svavelväte i biogasen.

Tabell 3.2

Metanhalt i gas och information om vattenreningen på de olika reningsverken. AS=aktivslam, BF=biofilm, N-rening = kväverening, OH=organiskt hushållsavfall, ÖSS=överskottslam.

	Metanhalt		Information som kan påverka gaskvalitet			
	Medel år 2023 (Volym-% CH ₄)	Intervall för årsmedel 2021–2023 (Volym-% CH ₄)	Försedimentering	Biorening	N-rening	Övrigt
Anläggningsnamn						
Kalmar ARV	63,7	62,4–63,7	Ja	AS	Ja	
Svedjan ARV	61,0		Nej	AS	Nej	OH
Visby ARV	67,0	66,4–67	Ja	BF	Ja	
Sjöstadsverket ARV	64,0		Ja	AS	Ja	
Kävlinge ARV	62,0		Ja	AS	Ja	Inte ÖSS
Källby ARV	64,3	63,1–64,3	Ja	AS	Ja	
Sandholmen ARV	63,1	60–63,1	Nej	BF	Nej	
Sunne ARV	60,0		Ja	BF	Nej	
Sobacken ARV	63,0		Ja	AS	Ja	
Intervall		60–67				

3.1.4 pH

Stadskvarn ARV har under perioder sedan 2016 drivit en mesofil rötning parallellt med en termofil rötning. Slam från förtjockningen har delats lika mellan dessa röttkammare. Driftuppföljningen under åren 2019–2021 visar att pH är 0,4 enheter högre i den termofila rötningen jämfört med den mesofila rötningen. Även labbskaleförsök av Kjerstadius et al. (2012) visade på något högre pH med termofil rötning (pH 7,3–7,5 vid både 7 och 15 dygns HRT, jämfört med pH 7,2–7,3 i mesofil reaktor).

3.2 Driftförhållanden

3.2.1 Uppehållstid

Uppehållstid i röttkammaren bör inte understiga de dominerande metanbildarnas fördubblingstid, vilket kan vara upp till 12 dagar, för att undvika ursköljning av metanbildarna (Schnürer & Jarvis 2017). Det innebär att den kortaste uppehållstiden som kan fungera är beroende av vilka metanogener som dominerar i den aktuella röttkammaren. När uppehållstiden sjunker minskar diversiteten av metanbildare, då de med längre fördubblingstid sköljs ut vilket ger en mindre robust process (Lee et al. 2011). Ett vanligt mått som används för om en röttkammare är stabil är VFA/TA-kvoten, där VFA (organiska syror) mäts i mg HAC/l och TA (total alkalinitet) i mekv/l. Värdet på 0,3–0,5 indikerar viss instabilitet och över 0,5 indikerar tydlig instabilitet (Svenskt Vatten 2021). Processkrasch uppnås ofta vid VFA/TA närmre 1 och kännetecknas av ett kraftigt sjunkande pH och avstannad gasproduktion.

Det finns få fullskalestudier utförda på var gränsen för en fungerande röttningsprocess går, troligen på grund av stora både praktiska och ekonomiska konsekvenser om processen skulle krascha. Flera studier i pilot- och labbskala har dock visat att en uppehållstid på ner till 4 dagar kan fungera utan att en process kraschar, men vid 8–10 dagars HRT börjar dock störningar synas så som minskad utröttningsgrad och metanproduktion samt ackumulering av VFA samtidigt som alkaliniteten minskar (Nges & Liu 2010; Fernández-Rodríguez et al. 2014; Moen et al. 2003).

Pilotförsök utförda av IVL Svenska Miljöinstitutet i samarbete med Stockholm Vatten och Avfall AB visade på bibehållen prestanda vid termofil rötning med HRT på 12 dagar och en organisk belastning på 4 kg VS/m³,d. Vid HRT 10 dygn och OLR på 5 kg VS/m³,d försämrades utröttningsgraden och metanproduktionen men processen var fortsatt stabil avseende pH, VFA, TA och ammoniumhalter (Andersson et al 2022). I ett försök att driva processen till krasch minskades HRT successivt ner till 4 dagar med relativt stabila värden på VFA, TA och pH, det sistnämnda minskade dock något. Först vid tillsats av extern kolkälla med syfte att öka OLR till nästan 10 kg VS/m³,d med HRT på fortsatt 4 dagar så kraschade processen med kraftigt sjunkande pH (Andersson et al. 2021).

Käppalaförbundet har också bedrivit pilotförsök med högbelastad termofil rötning, ner till HRT på 7 dagar och motsvarande OLR på ca 6,7 kg VS/m³,d utan att rötningen upphörde (Elejalde Bolaños 2022). Försämrad prestanda avseende metanproduktion, kväveminerisering samt utröttningsgrad syntes efter respektive belastningsökning, för att sedan stabilisera sig på en något försämrad nivå än före ökningen för kortare HRT än 11 dagar. Andra observationer i studien var att koncentrationen av svavelväte i biogasen ökade nästan linjärt med belastningsökningen och VFA/TA-kvoten var över 0,3 för HRT på 8,3 d eller kortare (Elejalde Bolaños 2022).

Sammanfattningsvis visar utförda studier och försök att det krävs mycket kort hydraulisk uppehållstid (HRT) tillsammans med hög organisk belastning (OLR), innan en termofil röttningsprocess kraschar.

Få av de medverkande anläggningarna hade planerat eller oplanerat drivit sin rötning i närheten av de HRT som anses vara kritiska för en bra driftstabilitet.

Visby ARV har stundtals varit nere på under 10 dygn HRT. Visby har tvåstegsrötning

med två lika stora röt-kammare i serie. HRT i den första röt-kammarvolymen (1 100 m³) är således nere i 5 dygn. Trots detta upplever driftpersonal som jobbat en längre tid på verket inga driftproblem kopplade till den korta uppehållstiden. VASS visar på årsmedelvärde för 2021–2023 på 5,7–6,3 dygn i första röt-kammaren. OLR på första röt-kammaren är från samma material uppe i 5,5–6,3 kg VS/m³,d. Visby ARV cirkulerar en del av det rötade slammet tillbaka till matningen av substrat till första röt-kammaren i seriedriften. Detta ger osäkra grunddata för ovan siffror och en närmare analys blev tyvärr för komplex för den tid och det material som fanns tillgängligt. Anläggningen är intressant och bör studeras närmare.

Källby ARV har också tvåstegsrötning med termofilt som första steg och mesofilt som andra steg i vardera 1 500 m³ stora röt-kammare. Från VASS 2021 och 2022 noteras HRT på första steget på 8,4 respektive 9,7 dygn och OLR på 3,7 respektive 4,8 kg VS/m³,d. Utrötningensgraden för det totala systemet är 52 respektive 59 % för de olika åren.

Kalmar ARV har från samma material HRT på 10–10,5 dygn i sin enda rötning-volym på 1 700 m³. VASS visar en OLR på cirka 3 kg VS/m³,d och lägre utrötning än övriga anläggningar (47–48 %) samt en metanproduktion i det lägre spannet (0,24–0,27 Nm³ CH₄/ton VS_{in}). Rötningstemperaturen varierar över året och strategin är att kunna köra med 52 °C på sommaren och 48 °C på vintern. Troligt är att driftsprestanda inte enkom påverkas av den korta uppehållstiden.

De anläggningar som har varit med i projektet driver sina termofila rötning-anläggningar med uppehållstider enligt Tabell 3.3. Uträkningarna är baserade på summan av alla ingående substrat till respektive anläggnings röt-kammare. Avrundning av den totala HRT till heltal har gjorts avsiktligt eftersom flödesmätning på substrat in till rötningen ofta är osäker och det årliga flödet varierar. Svedjan ARV har under långa tider inte haft de uppehållstider som anges i Tabell 3.3 på grund av haveri på en av två röt-kammare.

Anläggningsnamn	HRT från VASS (dygn)	HRT 1:a volym (tvåstegsrötning) (dygn)	Antalet rötning-volymer
Kalmars ARV	10–11		1
Svedjan ARV	30–36		2
Visby ARV	11–13	5,5–6,6	2
Sjöstadsverket ARV	24–26		2
Kävlinge ARV	24–26		2
Källby ARV	17–19	8,5–9,5	2
Sandholmen ARV	18–19		1
Sunne ARV	15–16		1
Sobacken ARV	26–29		2

Tabell 3.3

Anläggningars olika uppehållstider (HRT). Uträknat från VASS-data 2021–2023.

3.2.2 Belastningsvariationer

Med belastningsvariationer menas en förändring i belastning som kan ske stegvis men permanent, periodiskt (exempelvis baserat på veckodag eller årstid) eller i puls (kortare period). Stora belastningsökningar kan kraftigt påverka prestandan av en röt-kammare. En indikator på överbelastning är en ökning av VFA i röt-kammaren och/eller av svavelväte i biogasen, som visar på att metanbildningen är begränsande när mer substrat tillförs och hydrolyseras (Leitão et al. 2006). Belastningsminskningar ger sällan driftproblem.

Stegvisa belastningsökningar, till skillnad mot pulsökningar, innebär att den högre belastningen håller i sig under en längre tid vilket gör det svårare för processen att återhämta sig och komma i kapp med nedbrytningen av VFA till CH₄. Studier visar på att en initial instabilitet syns efter belastningsökningar men processen kan återhämta sig och bli mer effektiv efter en period när mikroorganismerna anpassat sig till de nya förhållandena (Meegoda et al. 2018). Vid pilotförsök på Käppalaverket observerades

att vid stegvis belastningsökning så fungerade processen initialt sämre för att sedan stabiliseras och fungera lika bra som före ökningen (Elejalde Bolaños 2022). Vid stegvisa belastningsökningar på Terminal Islands reningsverk kunde en stabil drift bibehållas, utan att se de initiala svängningarna som ovan nämnda studier rapporterar Iranpour et al. (2002). De stegvisa belastningsökningarna resulterade i två av studierna i högre halter svavelväte i biogasen (Iranpour et al. 2002; Elejalde Bolaños 2022).

En studie som undersökt hur periodiska belastningsvariationer påverkar termofil rötning av avloppsslam i labbskala publicerades av Wu et al. (2023). Den periodiska belastningen bestod av att varannan dag halverades eller dubblerades belastningen. Under belastningsvariationerna var medelvärdet av pH, TA och ammonium lika som före störningarna men för gasproduktionen och utröttningsgraden uppmättes större variationer än före störningarna. En signifikant negativ trend mellan gasproduktion och variation i OLR kunde dock ses. VFA kunde inte detekteras varken före, under eller efter störningarna (Wu et al. 2023). En snabb och kraftig ökning av OLR kan ge lägre specifik gasproduktion då processen inte kan tillgodogöra sig allt material. Vid efterföljande minskning av belastningen kunde i stället ökad specifik gasproduktion uppmätas som möjliggjordes av att metanbildarna kom i kapp och förbrukade det tidigare ofullständigt nedbrutna materialet. I labbförsök hos Wu et al. (2023) noterades att den ingående mikrobiella sammansättningen i den termofila röttningsprocessen förändrades signifikant vid belastningsförändringarna, men trots det påverkades inte driftstabiliteten.

Ett intressant exempel på belastningsvariationer är Svedjan ARV. På årsbasis består substratet till över 50 % (baserat på ton VS/år) av källsorterat matavfall. Detta hygieniseras satsvis i 70 °C och 1 timme innan det på cirka 1 timme pumpas in i röt-kammarna. Detta kan ske ett varierande antal gånger på ett dygn. Begränsade resurser gör att i stället för att följa röttningsprocessen med sedvanliga uppföljningsparametrar används metanhaltsmätarna i gasen som indikator på om för mycket substrat har tillförts. Metanhalter under 60 % indikerar enligt erfarenhet på Svedjan ARV att det tillförts för mycket substrat.

Påverkan på rötningen av matningsintervallet, allt från ytterligheterna kontinuerlig matning till en gång om dagen, är så pass komplex och omfattande att det inte hunnits med att få fram något konkret om detta i detta projekt.

3.2.3 Redundans och driftstabilitet

Röttningsvolym

Ett avgörande första steg för att säkerställa driftens robusthet och kunna hantera slam under alla förhållanden är att besluta om anläggningen ska ha en eller flera röt-kammare.

Fyra av de 15 termofila anläggningarna har endast en röt-kammare. I Kalmar byggs ett nytt reningsverk och där kommer finnas två röttningsvolym. Sandholmen ARV med en röt-kammare på 1 600 m³ blir då den största anläggningen med endast en röt-kammare-volym. De andra två är Sunne ARV och Tidaholms ARV med 550 respektive 230 m³.

Uppskattningsvis har Sunne ARV 50–60 % av TS-belastningen på röt-kammaren från intilliggande orters reningsverk. Eftersom det kommer som avvattnat slam finns möjligheten att köra detta någon annanstans. Uppskattningsvis 25 % av TS-belastningen på Sunne ARV:s röt-kammare kommer från enskilda avlopp, mindre reningsverk och därtill en liten andel fett och socker. Den låga TS-halten i detta gör transportarbetet stort. Även om det är mycket att transportera är det troligen möjligt att köra även detta någon annanstans än till Sunne ARV som en redundansstrategi. Mer troligt är att TS-belastningen som kommer från enskilt avlopp, slam från mindre ARV, fett och socker tillsammans med det interna slammet från Sunne ARV avvattnas som råslam och transporteras någon annanstans. Hittills har detta inte behövts på de 19 år som anläggningen varit i drift. Möjligheten att ta råslammet någon annanstans är också den redundans som Sandholmen, Källby med flera har. Sandholmen har till exempel vid något tillfälle transporterat avvattnat råslam till

reningsverket i Luleå. Källby har skickat det till andra rötningsanläggningar inom VA SYD. Om man tittar särskilt på enstegsanläggningar som huvudsakligen behandlar avloppsslam och har två röt-kammare (exempelvis Sjöstadsverket, Kävlinge och Sobacken), så drivs dessa vanligtvis med en hydraulisk uppehållstid (HRT) på 24–29 dagar (Tabell 3.3). Skulle det bli nödvändigt att ta en av röt-kammarna ur drift, kan anläggningarna ändå fortsätta fungera med en HRT på 12–14 dygn, vilket ger en god säkerhetsmarginal jämfört med den kritiska gränsen på 10 dygn (se avsnitt 3.2.1).

Möjlighet till förbiledning av rötningen

En övervägande majoritet av de medverkande anläggningarna har rördragning för att förbileda rötningen. Delar av örötat råslam kan då ledas till slutavvattningen. Avvattning av råslam hålls ibland separerad från avvattning av rötslam genom att köra avvattningen olika tider för de olika strömmarna eller på olika maskiner om den möjligheten finns. Separationen hålls hela vägen ut till slamdisponeringen. Även förbiledning av örötat som sedan blandas med rötat slam före avvattningen förekommer. Detta har praktiserats bland annat på Sjöstadsverket ARV vid nedtömning av en av två röt-kammare. Detta för att fortsatt ha samma belastning på röt-kammaren i drift.

Oönskat material i röt-kammarna

På Svedjan ARV rötas tillsammans med avloppsslam källsorterat matavfall från både verksamheter och hushåll. För att hålla rent röt-kammarvolymerna från oönskat material har en cyklon installerats på värmeslingan på en av röt-kammarna. Denna funktion kommer även den parallella röt-kammaren att få eftersom resultaten har varit goda. Vid tömning av röt-kammaren med cyklon konstaterades mycket lite sand och annat oönskat material i röt-kammaren. En lärdom har varit att cyklonen endast behöver köras då och då med ett antal volymomsättningar per gång och inte kontinuerligt. Kontinuerlig drift orsakar dyrt underhåll (se Bilaga C).

Skumning

Källby ARV har sedan uppstart efter ombyggnad av gassystemet haft återkommande problem med skumning i den första termofila röt-kammaren vilket yttrar sig som ett mycket tjockt och mörkt skum. Problemen med skumning sammanfaller ofta med förekomst av flytslam i aktivslambassängerna, med undantag för vissa perioder under sommaren. Försök att använda radarbaserad skumdetektering har varit ineffektiva, då tekniken förutsätter ett lättare skum än det som observerats. Den tjocka skumstrukturen har lett till att nivåmätningen i röt-kammaren, som bygger på tryckmätning i botten, ger missvisande resultat. Detta har i sin tur resulterat i perioder med konstant bräddning från röt-kammaren till inkommande flöde. Ytterligare faktorer som kan bidra till skumningen är hög fiberhalt i slammet, till följd av störningar i renshanteringen, samt ojämn beskickning orsakad av problem i värmeväxlaren. Orsaken till skumningen är därmed inte entydig, och det är möjligt att Källby ARV:s problem är unika i sammanhanget.

Vid Stadskvarns ARV observerades ingen skillnad i skumningsproblem mellan den termofila och den mesofila röt-kammaren under de år då dessa drevs parallellt med samma volym och belastning.

Sobacken ARV har haft både oregelbunden och regelbunden skumning, som hanteras med skumdämpningsmedel vid behov. Orsaken till skumningen har inte kunnat fastställas till en enskild faktor, utan bedöms sannolikt vara en kombination av substratsammansättning (till exempel fett), otillräcklig blandning eller periodvis ojämn belastning.

Vid Kalmar ARV doseras skumdämpningsmedel kontinuerligt. Filamenttillväxt i biosteget orsakar viss skumning i röt-kammaren, men detta bedöms inte vara kopplat till den termofila processen utan skulle även förekomma vid mesofil rötning. Skumningen hanteras effektivt med skumdämpningsmedel och normal drift kan upprätthållas.

Vid Sjöstadsverket ARV förekommer i dag inte längre några problem med skumning

i röt-kammaren. Tidigare har skumning förekommit periodvis, men detta bedöms inte ha varit kopplat till den termofila rötningen utan i stället varit tillväxt av *Microthrix* i bioslammet som sedan följde med överskottsslammet till röt-kammaren. När slamåldern stabiliserades i aktivslamsteget försvann även skumningen i röt-kammaren.

Visby ARV, Sunne ARV, Kävlinge ARV och Sandholmen ARV rapporterar ingen skumning.

Skumning i termofila röt-kammare förekommer i begränsad omfattning och kan bero på flera faktorer såsom substratsammansättning, fiberhalt, omblandning och belastningsvariationer. Tillfrågade personer från deltagande anläggningar menar att skumning inte nödvändigtvis är mer utbrett vid termofil jämfört med mesofil rötning, och att hantering med skumdämpningsmedel ofta är effektiv. Orsakerna till skumning är ofta multifaktoriella och högst troligen anläggningsspecifika.

3.2.4 Lukt

Att termofil rötning luktar mer än mesofil återkommer ofta som en av nackdelarna med termofil rötning (Tchobanoglous et al. 2014; Schnürer & Jarvis 2017). Det finns flera möjliga anledningar till att en högre rötningstemperatur kan ge starkare lukt:

- Högre halter ammoniak dels på grund av den ökade nedbrytning av proteiner som omvandlas till ammoniumkväve (kväveminerisering), dels på grund av att ammonium/ammoniakjämvikten förskjuts mot ammoniak vid högre temperaturer.
- Högre halter svavelväte på grund av känsligare balans mellan syrabildning och metanbildning vid de högre biokemiska reaktionshastigheterna som uppstår vid högre temperatur.
- Högre halter VFA i rötslam på grund av effektivare hydrolys vid högre rötningstemperatur.

Processtörningar kan som tidigare nämnts orsaka ökning av just svavelväte och VFA, vilket kan innebära ännu starkare lukt från rötningens anläggningen. Ingen av de medverkande anläggningarna hade någon erfarenhet av externa klagomål på lukt som enkom orsakades av att rötningen skedde termofilt. Internt noterades det på flera anläggningar att vid utlastning av avvattnat slam är det vanligt att oönskad lukt uppkommer. Detta är dock inte unikt för termofila rötningens anläggningar utan förekommer vid många utlastningar av olika former av slam.

När lukt och relaterade besvär uppkommer är svårt att fastställa. Stadskvarns ARV genomförde den 25 oktober 2023 och den 1 oktober 2024 luktanalyser enligt SS-EN 13725/2022 före och efter reningsanläggningen för lukt från utlastning av slam. Undersökningen visar att det går att, inkluderat mätosäkerheter, åstadkomma en reningsgrad på 99–100 % avseende lukt vid en pågående slamtömning. Lukten reducerades från 19 852 le/m³ till 25 respektive från 25 337 till 59 le/m³ vid de två tillfällena. Antalet luktenheter (le) motsvarar det antal gånger som ett prov måste spädas med luktfri luft innan luktfrihet uppnås. Åtgärderna på Stadskvarns ARV visar att om oönskad lukt uppstår finns goda möjligheter att reducera den. Luktproverna utfördes då slam som rötats mesofilt utlastades.

Visby ARV har noterat att det ibland finns ammoniaklukt i avvattningshallen. De centrifuger som står där har inget punktutslug. I övrigt har de ej observerat att lukt är ett bekymmer.

På Stadskvarns ARV har det noterats en lukt från condensat i gasapparaturrummet när bägge röt-kammarna kördes termofilt. Lukten påminner om lösningsmedelslukt och driftpersonal på plats menar att lukten inte fanns när slammet rötades mesofilt. Även rejektvattnet från slamavvattningen har noterats lukta på samma sätt som condensatet.

Både Stadskvarns ARV och Kalmar ARV doserar järnklorid till försedimenteringen med erfarenheten att detta reducerar svavelvätekoncentrationen i gasen.

I övrigt har lukt inte varit ett problem hos de medverkande anläggningarna.

3.3 Värmning

3.3.1 Temperatur

Eftersom termofil rötning kan ske inom ett temperaturintervall på ca 10 °C (ca 50–60 °C) är det inte heller oväntat att deltagande termofila anläggningar rötar sitt slam vid lite olika temperaturer (Tabell 3.4).

Alla anläggningar, med undantag för Kalmar ARV och Källby ARV, rötar vid en temperatur på 50 °C eller därutöver. Kalmar ARV sänker, på grund av begränsningar i värmesystemet, rötningstemperaturen till 48–50 °C under vinterhalvåret. Källby ARV har även de driftsvårigheter med värmväxlare vilket gör att temperaturen i perioder är under 50 °C trots ett börvärde på 55 °C. Under det senaste året har temperaturen varit under 50 °C cirka 15 % av tiden.

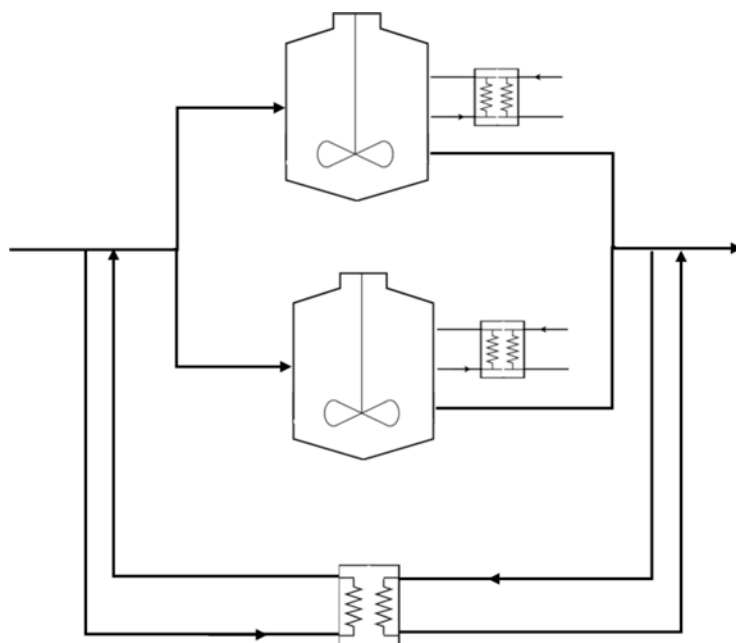
Anläggningsnamn	Temperatur i rötchammare (°C)	Kommentar
Kalmar ARV	48–52	50–52 °C sommarhalvåret 48–50 °C vinterhalvåret
Svedjan ARV	55	
Visby ARV	55	
Sjöstadsverket ARV	52	Hålls inom +/- 0,5 °C
Kävlinge ARV	55	
Källby ARV	48–50 och 37–40	
Sandholmen ARV	55	
Sunne ARV	50–52	
Sobacken ARV	55–56	

Tabell 3.4

Anläggningars olika drifttemperaturer.

3.3.2 Värmesystem

Av de medverkande anläggningarna har fem av tio ett värmesystem med tillförd värme på en cirkulations slinga över rötchammarsvolymen och passiv återvinning av värme genom värmväxlare mellan inkommande och utgående slam (Figur 3.2).



Figur 3.2

Värmning på cirkulations slinga med värmeåtervinning.

Sju av tio medverkande anläggningar har värmeåtervinning med slam/slam eller slam/vatten/slam-värmväxlare. Sunne ARV har återvinning av värmen med hjälp av ingjutna rör i golvet i rötslamsilon och Kävlinge ARV planerar att införa värmeåtervinning.

Stadskvarns ARV har ingen värmeåtervinning men kör just nu alla rötningsvolymen i mesofil drift.

Visby ARV har tvåstegsrötning utan värmning på en cirkulations slinga. All värmning sker på inkommande slam. Först finns en slam/slam-värmeväxlare som återvinner värme från utgående slam från rötningen, sedan uppvärmning i en vatten/slam-värmeväxlare som får sin värme från återvunnen värme från blåsmaskiner och rökgaser från gaspanna (avgaskylare). Därefter en vatten/slam-värmeväxlare som får sin värme från gaspanna. Styrningen av värmen utgår från temperaturen i röttkammare 1 i seriedriften. Värmningen startar då temperaturen i röttkammaren är något under 55 °C och stoppar då temperaturen i röttkammaren är cirka en grad högre. Systemet uppfattas som robust. Vid olika händelser som påverkat värmningen har temperaturen kortvarigt kommit ner till 50 °C. Ingen säker uppfattning går att ha om dess påverkan på processen då andra faktorer samtidigt har påverkat.

I Bilaga D finns en schematisk beskrivning av respektive anläggnings värmesystem och hur det är utformat.

3.2.3 Värmebehov

Ett lämpligt måttal för att jämföra värmebehov är det specifika värmebehovet (kWh värme/kg TS_{in}) i rötningen. Detta beskrivs närmare i Starberg et al. (2005) där det även redovisas ett samband mellan TS-halten in och det specifika värmebehovet.

Eftersom TS-halten in ger en tydlig påverkan på det specifika värmebehovet redovisas denna TS-halt i Tabell 3.5 från termofila anläggningar i VASS. I tabellen är ”TS-medel (samtliga substrat)” summan av TS-mängder (ton TS per år) av de olika substraten som tillförs röttkammaren delat med summan av flödena av samma substrat. Benämningen ”TS – medel (internt slam)” i tabellen är vad anläggningarna angivit för TS-halt på det internt uppkomna slammet på reningsverket. Se mer om detta i diskussionen i kapitel 4.

Anläggning	TS – medel (internt slam) (%)	TS – medel (samtliga substrat) (%)
Kalmar ARV	3,8	3,8
Visby ARV	4,1	4,2
Hallsberg ARV	5,0	5,0
Sjöstadsverket ARV	5,9	5,9
Kävlinge ARV	3,7	3,7
Källby ARV	4,7	4,7
Mjölkuilla ARV	3,1	3,1
Brandholmen ARV	4,7	4,6
Sandholmen ARV	4,2	4,2
Sunne ARV	5,0	4,9
Tidaholms ARV	6,3	6,3
Medel		4,6
Spridning		3,1–6,3

Tabell 3.5

Medel TS-halter in till rötningen hos deltagande anläggningar.

Få anläggningar har redovisat värmeanvändningen i VASS. Vissa föll bort i granskningen av data och av de medverkande anläggningarna hade få möjlighet att tillhandahålla data för att göra beräkningar.

Värmeenergin redovisas som specifik värmeanvändning som kWh/ton TS_{in} till röttkammaren. Anläggningar med låg specifik värmeanvändning så som Sunne ARV, Tidaholm ARV och Sjöstadsverket ARV har en tydlig fördel av hög TS på substraten in till röttkammaren. Deras värmeanvändning ligger nära eller under den erforderliga

värmeanvändning som räknats fram för termofila rötningsanläggningar av Starberg et al. (2005).

Sjöstadsverket ARV har en specifik värmeanvändning på cirka 815 kWh/ton TS enligt VASS. Detta är verifierat med värmeberäkningar från kvalitetskontrollerade tillhandahållna driftdata. Om detta normeras mot en TS-halt på 6 %, i stället för de faktiska cirka 5,8 % TS, motsvarar detta cirka 800 kWh/ton TS. Sobacken har cirka 590 kWh/ton TS vilket normerat på samma sätt motsvarar 585 kWh/ton TS. För bra jämförelser av värmesystem bör alltså specifik värmeanvändning normeras mot TS-halten i slammet till röt-kammarens värmesystem. Detta för att ta bort effekten av olika prestanda i föreliggande förtjockning.

En annan faktor som spelar in är vid vilken temperatur rötningsprocessen drivs (Tabell 3.4). För att så rättvist som möjligt jämföra de olika anläggningarnas värmesystem har den specifika värmeanvändningen normerats mot 1) en tänkt drifttemperatur på 55 °C, 2) en TS-halt in till värmning och rötning på 6 % TS och 3) att värmeåtervinning är 50 %. Hade till exempel Sjöstadsverket drivits med 55 °C i stället för de nuvarande 52 °C hade bruttobehovet av värme ökat med 58 kWh/ton TS och efter ovan antagen återvinningsgrad på 50 % blivit 29 kWh/ton TS. Normerat med dessa tre parametrar är en normerade specifik värmeanvändning cirka 830 kWh/ton TS för Sjöstadsverket ARV och cirka 580 kWh/ton TS för Sobacken.

Onormerat är skillnaden i värmeanvändningen mellan Sobacken ARV och Sjöstadsverket ARV 225 kWh/ton TS och normerat 250 kWh/ton TS. Det indikerar att normeringen är viktig. Att även normera mot temperaturen på slammet in till värmesystemet från förtjockning är ytterligare ett steg för att få än mer jämförbar specifik värmeanvändning mellan olika anläggningar. Det är inte gjort i ovan beräkningar.

Se mer i diskussion (kapitel 4) om normering och skillnader.

3.3.4 Värmekälla

Vilken energikälla som i huvudsak används för uppvärmningen av processen hos de deltagande anläggningarna framgår av Tabell 3.6.

Tydligt är att den dominerande värmekällan utgörs av den egna producerade biogasen från rötningen som förbränns antingen i en gaspanna, för enbart värmeproduktion, eller i en gasmotor för både el- och värmeproduktion. Resterande anläggningar som inte använder biogasen till uppvärmning använder i stället fjärrvärme. Fler beskrivningar om de olika verkens energiflöden finns i Bilaga D.

Anläggning	Värmekälla
Kalmar ARV	Egen biogas via gaspanna
Visby ARV	Egen biogas via gaspanna
Hallsberg ARV	Egen biogas via gasmotor
Sjöstadsverket ARV	Inköpt fjärrvärme
Kävlinge ARV	Egen biogas via gaspanna
Källby ARV	Inköpt fjärrvärme
Mjölkuåla ARV	Egen biogas via gaspanna
Sandholmen ARV	Egen biogas via gasmotor
Sunne ARV	Egen biogas via gaspanna
Svedjan ARV	Inköpt fjärrvärme/gaspanna
Sobacken ARV	Egen fjärrvärme

Tabell 3.6

Källa till uppvärmning hos deltagande avloppsreningsverk.

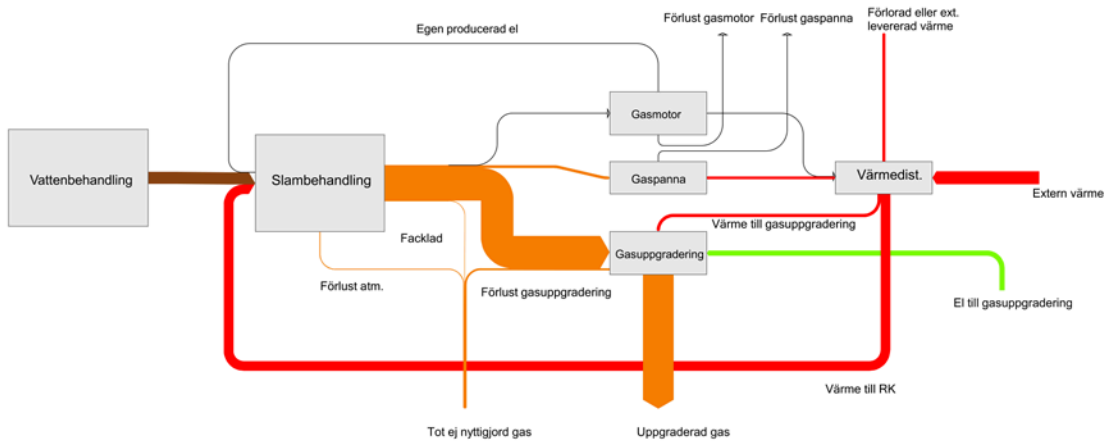
Sankey-diagrammen i Figur 3.3 exemplifierar tre avloppsreningsverk utifrån hur biogasen används. I ett exempel går nästan all biogas till gasuppgradering, i ett annat

alternativ används gasen för produktion av el och värme, och i det tredje exemplet går den största delen värme från gaspanna till uppvärmning internt och externt. Bilderna visar de principiella skillnaderna i energiflödena och dess storlekar. För värme (röd), gas (orange) och el (grön) är bredden på pilarna proportionella mot storleken på energiflödet i MWh/år.

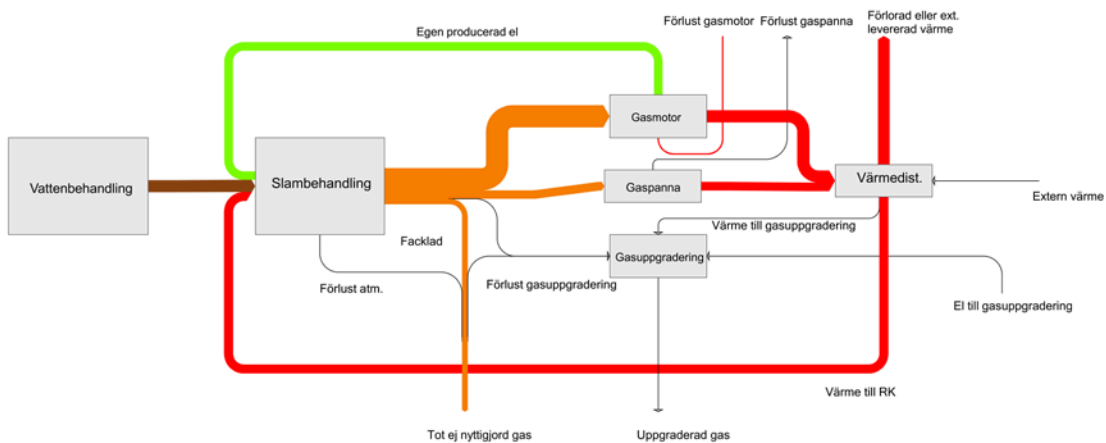
Figur 3.3

Energiflöden för tre anläggningar med gas till a) gasuppträdning, b) mestadels gasmotor och c) bara gaspanna. Se Bilaga E för fler och tydlighet. Bilden visar den principiella skillnaden i nyttiggörandet av gasen vid samma gasproduktion.

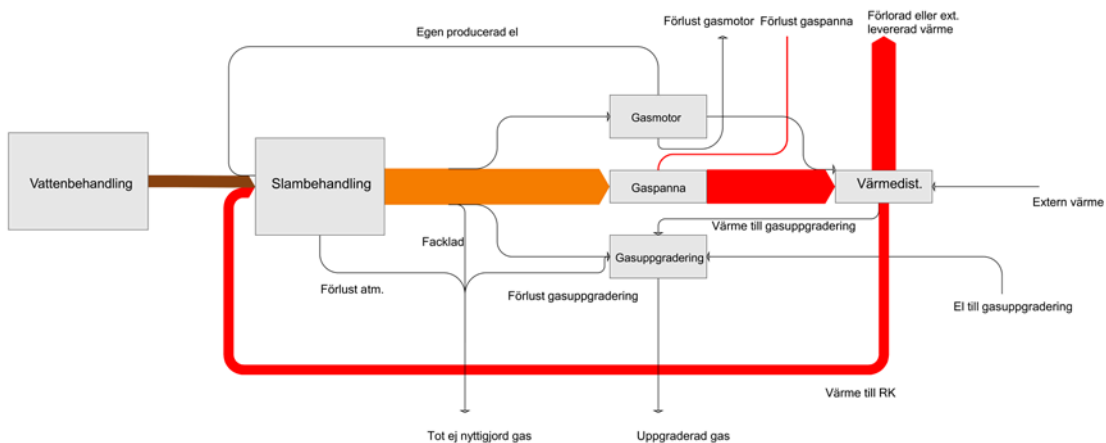
a.



b.



c.



3.3.5 Underhåll av värmesystem

Att ha ett effektivt värmesystem med bra värmeöverföring i värmeväxlare är viktigt samtidigt som man vill sträva efter att underhållsarbete ska vara smidigt med låg arbetsinsats eller helst ha lösningar som är förebyggande.

På Sandholmen ARV utförs förebyggande underhåll genom rengöring av kallsidan av slam/slam-värmeväxlaren. Sju gånger per år sker rengöring med 5-procentig natriumhydroxid. Egentillverkad CIP-utrustning (*cleaning in place*) möjliggör rengöring utan någon form av demontering. Värmeväxlarens verkningsgrad övervakas i styrsystemet genom att räkna på tillförd värme relativt avgiven värme med temperaturmätningar och flödesmätningar. Rengöringsvätskan återförs till vattenreningsdelen utan observerade nackdelar. Se mer i Bilaga D.

På Källby ARV rengörs värmeväxlarna med en CIP-utrustning cirka en gång i månaden. På Källby ARV är järnfosfatmineralet vivianit problemet och 10-procentig citronsyra används. Vivianiten bildas troligen för att spontan bio-P kan förekomma i vattenreningssteget. För att få bort fett cirkuleras även rötat slam genom råslam-värmeväxlare.

På Visby ARV ”piggar” kallsidan på alla värmeväxlarna varje arbetsdag. Piggas med metalldubbar framtagna speciellt till Visby ARV leds från ”pigg-station” antingen medströms eller motströms slamflödet till rötkammaren. Det handlar ungefär om en 10 minuters insats per arbetsdag i den dagliga ronderingen och tre värmeväxlare rengörs på en och samma gång. Visby ARV har ej värmning på cirkulationskretsen (se Bilaga A) vilket är mest förekommande. Kallt slam från förtjockningen leds först till en slam/slam-värmeväxlare, därefter till en värmeväxlare som får sin värme från olika värmeåtervinningar och därefter en värmeväxlare kopplad till hetvatten från gaspanna. Tyvärr har inte specifik värmeanvändning kunnat klargöras på grund av osäkerheter i massbalansen.

Det har varit svårt att sammanställa vilken framledningstemperatur som vattnet till cirkulationsvärmeväxlarna brukar ha eftersom få data fanns tillgängliga. Kävlinge kör på 60–68 °C på varmvatten till cirkulationsvärmeväxlaren.

3.4 Hygienisering

Det finns en strävan att skapa ett kretslopp av näringsämnen mellan stad och land genom återförsel av avloppsslam till jordbruket. Detta medför att det föreligger en risk för spridning av patogener. Patogener är organismer eller ämnen som orsakar sjukdom hos levande organismer. Patogener är till exempel olika bakterier, virus, parasitära protozoer och inälvsmaskar vilka härrör främst från mänskliga fekalier (Naturvårdsverket 2013; Johannesdottir 2013)

För att minska och/eller eliminera risken för smittspridning hygieniseras slam. Hygieniserande behandling omfattas av kemiska, fysikaliska och biologiska metoder. I denna rapport beaktas endast frågeställningar gällande termofil rötning som behandlingsmetod.

3.4.1 Regler för hygienisering

Det finns inget lagkrav i Sverige för hygienisering av avloppsslam som ska användas på åkermark. Grundregeln är att avloppsslam som används i jordbruket ska vara behandlat så att risken för smittspridning via slammet minimeras. Obehandlat slam får dock användas om det brukas ned inom ett dygn och användningen inte leder till olägenheter för närboende (Jordbruksverket 2021).

I Sverige refereras det ofta till rapporten *Hållbar återföring av fosfor* (Naturvårdsverket 2013) vad gäller olika tekniker för hygienisering av slam. Effekten av hygienisering beror av temperatur och behandlingstid. I rapporten angavs förslag på temperaturer och exponeringstid/behandlingstid vid värmebehandling i vilken termofil

rötning ingår i (Tabell 3.7). I förslaget angavs även att driftbetingelser ska följas och dokumenteras för verifikation av behandling. Även verifiering genom att provta behandlat slam och mäta indikatororganismer skulle göras.

Parametrar som ska uppfyllas		Förutsättningar
Temperatur	Exponeringstid	Värmebehandlingen avser alla metoder där det kan säkerställa att hela materialet håller en viss temperatur eller högre. Behandlingen kan utgöras av pastörisering, termofil rötning, våtkompostering, ångning alternativt termisk hydrolys. Är inte behandlingstemperaturen homogen, bör den lägsta temperaturen användas. Den tid som anges för respektive temperatur är den kortaste exponeringstiden.
≥52 °C	24 timmar	
≥55 °C	8 timmar	
≥60 °C	3 timmar	
≥65 °C	1 timme	
≥70 °C	30 minuter	
Alternativt används ekvation för behandlingstid för att beräkna uppehållstider vid respektive temperatur i intervallet 52–70 °C.		Upphållstider kan beräknas enligt: Behandlingstid = $10^{(-0,0963 \times \text{Temp} + 6,3)}$ Temperaturen anges i grader Celsius, gäller endast över 52 °C.

Svenskt Vattens policy är att reningsverk ska vara certifierade enligt Revaq då dess slam ska användas inom jordbruket (Svenskt Vatten 2025). Revaq är ett certifieringssystem som ska säkra kvaliteten på slammet. För slam som certifierats enligt Revaq krävs att hygienisering utförts. De hygieniska kraven anges i Revaq (2025) bilaga 2. Syftet är att undvika smittspridning. Kontaminering från icke behandlat material ska inte ske vid lagring, lastning och transport. Allt slam ska vara behandlat med godkänd metod och förklarat fritt från salmonella innan det sprids på åkermark. Nedbrukning ska ske snarast. Regler för salmonellakontrollen beskrivs också i Revaq (2025) i dess bilaga 2. För de hygieniseringsmetoder som godkänns av Revaq ges hänvisning till tabell 18 i rapporten ”Hållbar återföring av fosfor” utgiven av Naturvårdsverket (2013) (se Tabell 3.7 ovan).

Jordbruksverket godkänner termofil rötning för hygienisering av animaliska biprodukter på biogasanläggningar. Materialet ska hållas vid minst 52 °C i minst 10 timmar vid materialets rötning i reaktorn, samt att den hydrauliska uppehållstiden som medeltal är minst 7 dygn. Partikelstorleken får maximalt vara 12 mm. Även andra metoder kan godkännas men då måste de valideras enligt de särskilda krav som framgår av lagstiftningen. Animaliska biprodukter delas upp i olika kategorier utifrån risk, där kategori 3 anses utgöra minst risk. Det finns olika regler på hur respektive kategori ska hanteras. Material i kategori 3 får alltid rötas, dock med restriktion att de genomgår hygienisering eller bearbetning i anslutning till rötning (Jordbruksverket 2016).

Matavfall räknas som animaliska biprodukter kategori 3 för vilken standardbehandlingen för hygienisering oftast är pastörisering vid 70 °C i 1 timme. Andra behandlingar godkänns om angiven reduktion av patogener och indikatororganismer kan uppnås (Johannesdottir et al. 2023).

Johannesdottir et al. (2023) anger att situationen är osäker vad gäller krav kring hygienisering. Kraven på EU-nivå kan komma att harmoniseras med annan liknande EU-lagstiftning. Detta gäller exempelvis lagstiftning för animaliska bioprodukter, EU-gödselmedel och avloppsvatten som används för bevattning.

Norge har sedan 2003 reglering av när slam tillsammans med andra organiska gödselmedel, används i jordbruket (Johannesdottir et al. 2023). Det finns anläggningar där termofil rötning används och i tillägg pastörisering vid 70 °C i 1 timme med partikelstorlek på max 12 mm. En anläggning har termofil rötning vid minst 55 °C med minimal

Tabell 3.7

Föreslagna metoder för värmebehandling av avloppsfractioner som innehåller fekalier innan de används på mark (Tabell 18 i Naturvårdsverket 2013).

uppehållstid på 2 timmar (Tamm et al. 2024). Danmark har sedan 1995 hygienkrav på avloppsslam som återförs till jordbruket där hygien teknik regleras men även hygienkrav anges (Johannesdottir et al. 2023) De har flera alternativ för godkända temperatur/tid-kombinationer, till exempel godkänns termofil rötning vid 52 °C med uppehållstid 10 timmar eller 55 °C med uppehållstid 6 timmar. En sammanställning ges i Tamm et al. (2024). Tamm et al. (2024) redovisar att den mest använda metoden för hygienisering är pastörisering (70 °C, 1 timme) och övriga använder sig av termofil rötning. Länder som inkluderades i ovan angivna omvärldsbevakning var Belgien, Danmark, Finland, Nederländerna, Norge, Storbritannien och Tyskland.

I Norge används en minsta exponeringstid på 2 timmar vid 55 °C. Detta baseras på fullskalevalidering som visar att 90 minuter räcker för fullständig inaktivering av *Ascaris* ägg. En exponeringstid på 120 minuter ger därutöver en nödvändig säkerhetsmarginal för en stabil och robust drift enligt HACCP principerna (Paulsrud et al. 2008). Hygienisering av slam från avloppsreningsverk har varit föremål för diskussion i årtionden. Frågan är ständigt aktuell och följs av Svenskt Vatten, bland annat genom engagemang i europeiska vattenorganisation EurEau och via projekt delfinansierade av Svenskt Vatten Utveckling. Svenskt Vatten representanter uppgav våren 2025 att slamdirektivet inte kommer att öppnas upp i sin helhet. Det finns dock information om att skärpta gränsvärden och eventuellt ”nya” föroreningar kommer utredas. Även om sådana förändringar skulle genomföras, förväntas inte slamdirektivet ställa hårdare krav än vad Revaq redan gör i Sverige.

3.4.2 Indikator- och modellorganismer

Hygienisering innebär en behandling där smittbärare elimineras eller kraftigt reduceras i antal. För att undersöka om hygieniseringen har varit effektiv så tas prov på behandlat material.

Indikator- och modellorganismer används eftersom det inte är praktiskt möjligt att mäta alla sorters patogener i alla prov. Bakterier som tillhör familjen Enterobacteriaceae (varav *E. coli* utgör en stor del) anses vara av fekalt ursprung och är därmed intressanta ur smittsynpunkt. Även arter av *Enterococcus* har använts som indikator för att spåra fekal förorening i dricksvatten. Enligt Johannesdottir et al. (2023) är det *Salmonella* spp. och ägg från *Ascaris lumbricoides* som oftast mäts som indikatororganismer.

Salmonella är en betydande patogen där Sverige värnar om salmonellafrihet i livsmedelsproduktionen och i djurhållningen. Prov för analys av salmonella ska göras innan materialet lämnar anläggningen för att visa på lämplig hantering och att återkontaminering inte skett (Naturvårdsverket 2013).

I rapporten Hållbar återföring av fosfor (Naturvårdsverket 2013) har det föreslagits att validering av nya metoder skulle kunna göras där laboratorieförsök ska visa en reduktion motsvarande 5 log₁₀ för bakterier (*E. coli*) samt 3 log₁₀ för virus och 3 log₁₀ av parasiter. Detta följer i stort det som anges i EU-förordningarna (EG) nr 1069/2009 och (EU) nr 142/2011 om animaliska produkter.

En överskådlig tabell finns att läsa i Johannesdottir et al. (2023) där indikator- och modellorganismer och deras reduktionskrav jämförs i olika EU-förordningar samt några specifika nationella krav för till exempel Norge, Danmark och USA.

3.5 Avvattning

3.5.1 TS vid avvattning av det rötade slammet

Olika avvattningsegenskaper hos termofilt och mesofilt rötat slam kan bero både på temperaturen vid själva rötningen och på vilken temperatur slammet har när det avvattnas.

I litteraturen hittas följande förklaringar till varför slam rötat vid termofila temperaturer kan vara svårt att avvattna;

- Flockarna vid termofil rötning tenderar att dispergera vilket resulterar i ett högre innehåll av kolloidala partiklar med god vattenhållande förmåga vilket gör det svårare att filtrera rötslammet (Boušková et al. 2006).
- Ökat innehåll av löst COD innebär större mängd extracellulära polymeriska substanser (EPS:er) som binder vatten samt motverkar den tillsatta polymerens förmåga att bilda flockar vilket ökar polymerbehovet (Gebreyessus & Jenicek 2016).
- Högre ammoniumhalter förändrar även laddningsförhållandena i rötslammet med földeffekten att EPS:erna blir än mer vattenbindande (Steiniger et al. 2023).

Å andra sidan går det även att läsa om att det termofilt rötade slammets lägre viskositet påverkar avvattningsegenskaperna positivt (Yeneneh et al. 2016; Schnürer & Jarvis 2017). Slammets temperatur vid avvattningen ändrar även slammets egenskaper så som viskositet, partikelstorleksfördelning samt mängden vattenhållande partiklar (Steiniger et al. 2023). Ökad temperatur vid själva avvattningen samt förvärmning av polymeren sänker båda vätskornas viskositet och förbättrar därigenom avvattningsresultatet (Yeneneh et al. 2016).

Boušková et al. (2006) fann i de utförda labbförsöken att trots svårigheten att filtrera så var det termofila rötslammet mer komprimerbart vid pressning vilket gav en högre TS. Steiniger et al. (2023) och Lanko et al. (2021) såg att termofilt rötat slam krävde en ökning av polymerförbrukningen, men uppnådde då en högre TS än mesofilt rötslam med ett par procentenheter vid avvattnings- respektive pressningsförsök, även detta var försök utförda i labb- eller pilotskala.

Hur ovan nämnda resultat kan tolkas till fullskaleanläggningar är svårt att svara på. Andersson et al. (2022) ansåg till exempel inte att de polymer- och avvattningstester som utfördes inom pilotstudien med tillförlitlighet kan översättas till fullskala.

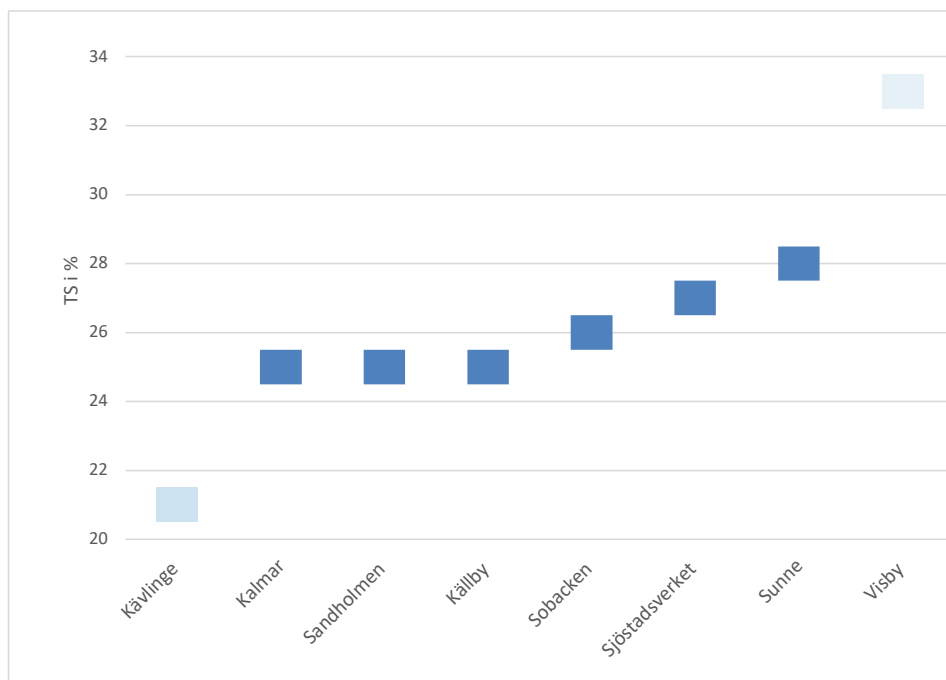
På samma sätt som med många andra driftparametrar är det svårt att göra en jämförelse mellan olika reningsverks avvattningsresultat. Vilken TS-halt som kan uppnås är beroende av vilken typ av slam som avvattnas, vilken temperatur det har vid avvattningen, vilken fällningskemikalie som används på reningsverket, att rätt sort och mängd polymer används och att inblandningen är effektiv samt vilken avvattningsutrustning som används och hur den belastas (Tchobanoglous et al. 2014). Samtliga faktorer skiljer sig för respektive reningsverk och kan troligen påverka mer än just om rötningen sker vid termofila temperaturer.

Med ovan nämnda kunskap bör TS-halterna i Figur 3.4 och i Tabell 3.8 från de medverkande anläggningarnas redovisade TS-halt i VASS, ge en indikation på vad just dessa anläggningar klarar och inte vad en termofil röttningsanläggning generellt klarar.

Visby ARV blandar in vattenverksslam i rötslamsilon innan avvattning vilket innebär att andelen glödrest ökar och är den troliga anledningen till den högre TS-halten. Tyvärr har en analys om detta inte kunnat göras. Se mer i Bilaga A om Visby ARV.

Medel och median av i VASS redovisade TS-halter från medverkande termofila röttningsanläggningar exklusive Visby ARV hamnar på 25,5 % TS där en del klarar 4 procentenheter mer och andra 2 procentenheter mindre.

En del anläggningar meddelar att de har möjlighet att få upp TS-halten mer i avvattningen men är förhindrade av olika begränsningar eller flaskhalsar uppströms eller nedströms avvattningsutrustningen. Svedjan ARV kan ha en mycket högre TS-halt än vad som redovisas i VASS (runt 17 % TS i VASS) men är begränsad av utlastningen från avvattningsutrustningen. Denna är på gång att byggas om. Enskilda dagar visar att de kan komma upp till 25 % TS. Därför har TS-halten från Svedjan ARV inte tagits med.



Figur 3.4

Variationen av TS-halt i det avvattnade termofilt rötade slammet i de medverkande anläggningarna (VASS-data).

3.5.2 Polymeranvändning i avvattningen

Som nämnts i avsnitt 3.5.1 krävs ofta mer polymer vid avvattning av termofilt slam på grund av det ökade innehållet av EPS:er i rötslammet (Gebreeyessus & Jenicek 2016). Förändringen avseende innehåll av EPS:er samt laddningsförhållanden gör att det vanligtvis är andra typer av polymerer som fungerar på termofilt rötslam jämfört med mesofilt (Steiniger et al. 2023). Medverkande anläggningar har polymerförbrukning enligt Tabell 3.8. Notera tidigare tveksamheter kring massbalansen för Visby ARV som gör att redovisad polymerdos kan vara underskattad.

Anläggning	Polymerdos avvattning (kg polymer/ton TS)	Avvattningsutrustning	TS-halt (%)
Kalmar ARV	9–10	Centrifug	25
Visby ARV	5	Centrifug	33
Sjöstadverket ARV	10–15	Press	27
Kävlinge ARV	5–6	Press	21
Källby ARV	11–15	Press	25
Sunne ARV	6,5	Centrifug	28
Sandholmen ARV		Centrifug och press	25
Svedjan ARV	14	Press	–*
Sobacken ARV	8–9	Centrifug	26

Tabell 3.8

Polymeranvändning, utrustning och årsmedel av TS-halt vid avvattning av rötat slam på medverkande anläggningar.

* Värdet ej medtaget eftersom TS-halten begränsas av andra anläggningsdelar.

3.5.3 Rejekt från avvattning

Viktiga kvalitetsparametrar för rejeqtvatten som avgör hur enkelt det är att hantera, antingen i huvudströmmen eller i en separat rejeqtvattenrening, är dess $\text{NH}_4\text{-N}$ -, SS-, COD-koncentration, alkalinitet och pH. Framför allt halterna av SS (suspenderade partiklar) och COD (*chemical oxygen demand*) är starkt beroende av slammets avvattningsegenskaper medan $\text{NH}_4\text{-N}$ (ammoniumkväve), alkalinitet och pH är ett resultat av rötningsprocessen.

Rötning vid högre temperaturer ökar kväve mineraliseringen vilket gör att rejektivatten från en termofil rötningsanläggning generellt har höga ammoniumhalter. Steiniger et al. (2023) visade på 30 % högre ammoniumhalter i rejektivatten från avvattnings av termofilt rötat slam jämfört med slam som rötats mesofilt medan Gebreyessus (2020) uppmätte en ökning av ammoniumkoncentration med enbart ca 6 % i labbskaleförsök. Skillnaden mellan försöken kan bero på sammansättningen av ingående slam, där högre andel bioslam innebär större mängd organiskt kväve som kan mineraliseras. Som tidigare nämnts så innebär en ökad halt ammonium samt högre temperatur en förskjutning av ammonium/ammoniakjämvikten mot ammoniak, varför en ökad halt ammoniak kan förekomma även i rejektivattnet.

Mer lösligt COD i rötslammet föranleder mer lösligt COD i rejektivattnet från termofil rötning. COD-halterna i rejektivattnet i pilotstudien av Steiniger et al. (2023) var i storleksordningen 2,6–5,8 gånger högre vid 53 °C än vid 37 °C, och i Gebreyessus (2020) labbstudie sågs en dubbling av halterna löst COD. Rejektivattnets turbiditet kan också vara högre vid termofil rötning (Boušková et al. 2006).

Att mer polymer generellt behövs för att avvattna termofilt rötat slam ger en större mängd rejektivatten att hantera, då polymertillsatsen adderar volym.

En vanlig problematik vid hantering av rejektivatten är utfällningar av struvit (magnesiumammoniumfosfat) som kan sätta igen rör och pumpar. Problem kopplade till struvitutfällningar kan öka vid termofil rötning på grund av de högre koncentrationerna av ammonium samt att lösligheten för struvit sjunker när rejektivattnets temperatur eller pH ökar (Rahaman et al. 2006).

På Stadsvarns ARV har det växelsvis körts termofil och mesofil rötning enligt Bilaga A. Vid termofil drift har det noterats lukt från rejektet som inte fanns vid mesofil drift. Lukten beskrivs vara lik den från avfettning eller lösningsmedel. Se även avsnitt 3.2.4 om lukt generellt.

På samma anläggning drevs under åren 2019 till 2022 mesofil och termofil rötning parallellt. Dessa delade jämnt på slamflödet från uppströms förtjockning. Under dessa år var ammoniumkvävehalten cirka 300 mg NH₄-N/l högre i den termofila rötningen jämfört med den mesofila. Som nämnts i avsnittet 3.1.1 ovan var utröttningsgraden 2–3 procentenheter högre i den termofila rötningen.

Uppgifterna om rejektivattnet är sparsamma bland medverkande anläggningar. I Tabell 3.9 har det gjorts ett försök att sammanfatta det som framkommit.

Tabell 3.9

Innehållet i rejektivatten från avvattningen vid några medverkande anläggningar.

	SS (mg SS/l)	NH ₄ -N (mg NH ₄ -N/l)	pH	COD (mg O ₂ /l)	BOD ₇ (mg O ₂ /l)	Kommentar
Stadsvarns ARV I rötamrarna		1 370 (1 030–2 000)	7,8 (7,6–8,1)			2019–2021 Medianvärden och min och max
Sobacken ARV Rejektivatten buffert	1 380 (år 2023)	1250 (510–2 100)	8,2 (8,0–8,4)	1800 (ofiltrerat) 1 030 (filtrerat)		Medianvärde och för NH ₄ -N och pH, min-max
Sobacken ARV Centrifug-rejekt	465	1383			395	Medianvärde
Sjöstadsverket ARV Centrifug-rejekt	500					Medianvärde

I huvudsak leds rejekt tillbaka till avloppsvattenreningen. På Sobacken ARV finns en separat rejektivattenrening med anammoxprocess.

3.6 Driftsättning

Uppstart av termofil drift behöver i de flesta fall ske genom temperaturökning från mesofil drift, eftersom tillgången till termofilt rötslam i tillräckliga volymer för att ympa

en fullskaleanläggning med är begränsad. Temperaturökning är en fungerande metod eftersom en liten andel, vanligen omkring 10 %, termofila mikroorganismer förekommer även i en mesofil process. När miljön ändras till mer gynnsam ökar andelen termofila mikroorganismer successivt (Schnürer & Jarvis 2017). Övergången från mesofil till termofil drift av rötkammare är en känslig period, och driftinstabilitet så som sjunkande gasproduktion, ökade halter VFA samt sjunkande pH är att vänta (Lundwall 2021). För att minska driftproblemen och undvika processkrasch har olika studier testat olika strategier. En väg att gå är att minska inmatningen av substrat så att VFA-ackumuleringen begränsas, och den andra är att dosera soda eller annan bas för att undvika för sura förhållanden som missgynnar tillväxt av metanogener.

En labbskalestudie visade att en snabb temperaturövergång kan halvera uppstartstiden om temperaturövergången sker i ett steg i stället för i flera, så att termofila metabildare gynnas i stället för värmetåliga mesofila metanogener (Boušková et al. 2005). Resultatet bekräftades sedan i en annan labbskalestudie där termofila metanogener hade koloniserat rötkammaren på bara 11 dagar efter temperaturhöjningen (Tian et al. 2015).

Snabb temperaturökning med 3 °C per dag testades i en fullskalestudie av Iranpour et al. (2002). Substratinmatningen begränsades kraftigt under temperaturövergången och ökades sedan successivt. Driftinstabilitet sågs under temperaturövergången med höga VFA-halter och försämrade gasproduktion, men efter bara två veckors drift stabiliserades processen (Iranpour et al. 2002).

Det ökande intresset för termofil rötning har resulterat i att flera pilotstudier genomförts på svenska reningsverk. De visar i stora drag på samma resultat, att en snabb temperaturövergång med kraftigt reducerad belastning gör att övergången till termofil drift kan ske utan större problem och stabila förhållanden uppnås på ett par veckor efter att termofil temperatur har uppnåtts (Andersson et al. 2022; Lundwall 2021).

Litteraturreferenserna visar samstämmigt att om temperaturen i rötkammaren kan ökas snabbt så förkortas den totala övergångstiden. Rent praktiskt innebär detta att god kapacitet i värmeväxelsystemet är viktigt. Det är också viktigt att ha lagringskapacitet för slam uppströms rötkammaren, alternativt möjlighet att avvattna och vidare hantera orötat slam under övergångsperioden för att kunna minska eller helt stoppa inmatningen av substrat i förebyggande syfte eller när processen visar för stora tecken på instabilitet.

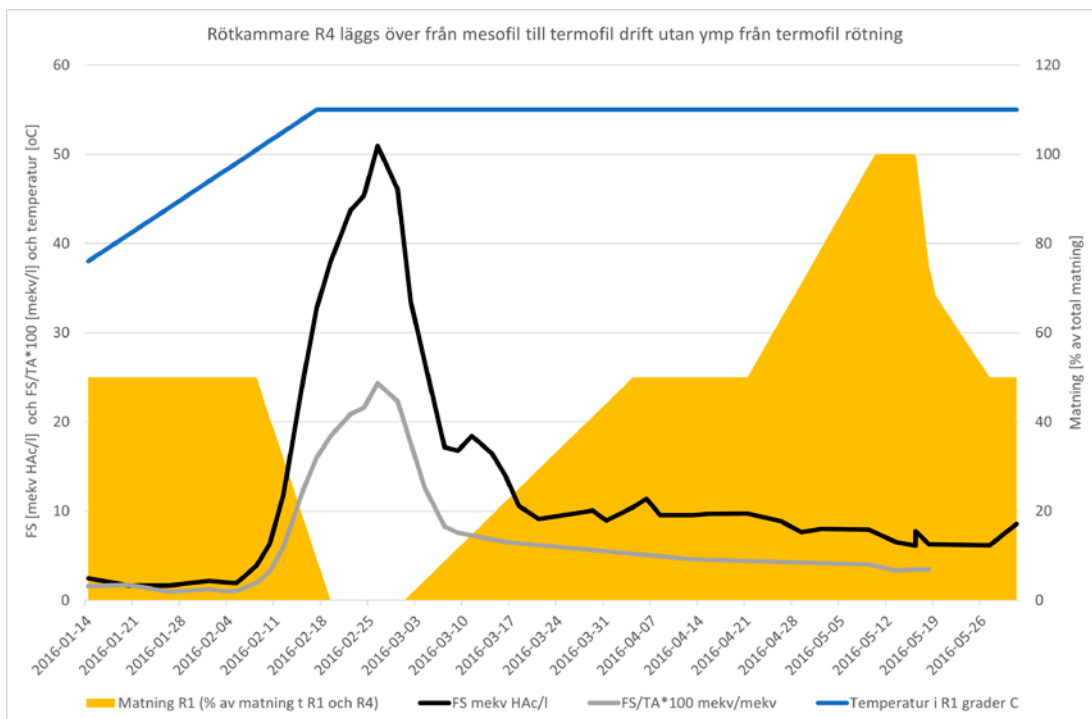
Få av deltagarna i projektet har varit inblandade i en övergång från mesofil till termofil rötning. Dokumentation som finns att tillgå när en fullskaleanläggning gått från mesofil till termofil är också begränsad.

Stadskvarns ARV gick under 2016 från två parallella rötkammare i mesofil drift till termofil drift. Under förloppen mättes pH, flyktiga syror (VFA), bikarbonatalkalinitet (BA), totalalkalinitet (TA), glödrest (GR) och TS-halt i rötkammarna. Perioden från i mitten av januari fram till slutet av juni 2016 visas i Figur 3.5. Förloppet redovisas i Tabell 3.10, Figur 3.5 och Figur 3.6. Rötkammare 1 (RK1) och RK4 delade jämnt (50 % vardera) på belastningen och OLR var cirka 1,4 kg VS/m³,d innan överläggningen påbörjades. Upphållstiden för vardera rötkammaren var ca 30 dygn.

Rötkammare R4 läggs över från mesofil till termofil drift utan ymp från termofil rötning	
Dag 0	R1 och R4 drivs mesofilt (38 °C), matas vardera med 50 % av slammet från ARV.
Dag 1	Temperaturhöjning 0,5 °C per dag påbörjas i R4. Matning 50 %.
Dag 20	Temperaturen i R4 är 47 °C.
Dag 27	VFA börjar öka i R4 och andelen tillförd slammängd börjar då minskas till R4.
Dag 36	T i R4 uträknad till 55 °C om höjning var 0,5 °C per dag.
Dag 38	Matning till R4 är nu sänkt till 0 kg VS/m ³ ,d.
Dag 49	Gasproduktion uppmäts i R4. Metanhalt 64 %.
Dag 50	R4 börjar matas med en liten andel av producerat slam från verket.
Dag 83	R1 o R4 matas nu vardera med 50 %. R1 drivs mesofilt (38 °C) och R4 termofilt (55 °C).
Rötkammare R1 läggs över från mesofil till termofil drift med ymp från R4	
Dag 0	R1 och R4 matas nu vardera med 50 %. R1 drivs mesofilt (38 °C) och R4 termofilt (55 °C).
Dag 1	Långsam temperaturhöjning påbörjas i R1. Matning minskar från 50 %.
Dag 19	Matning till R1 är nu sänkt till 0 kg VS/m ³ ,d.
Dag 25	Temperaturen i R1 (55 °C). 20 % av röttkammarvolymen i R4 ympas in till R1.
Dag 36	Både R1 och R4 matas nu vardera med 50 %. Båda röttkamrarna drivs termofilt (55 °C).

Tabell 3.10

Förlopp vid övergång till termofil drift vid Stadskvarns ARV.

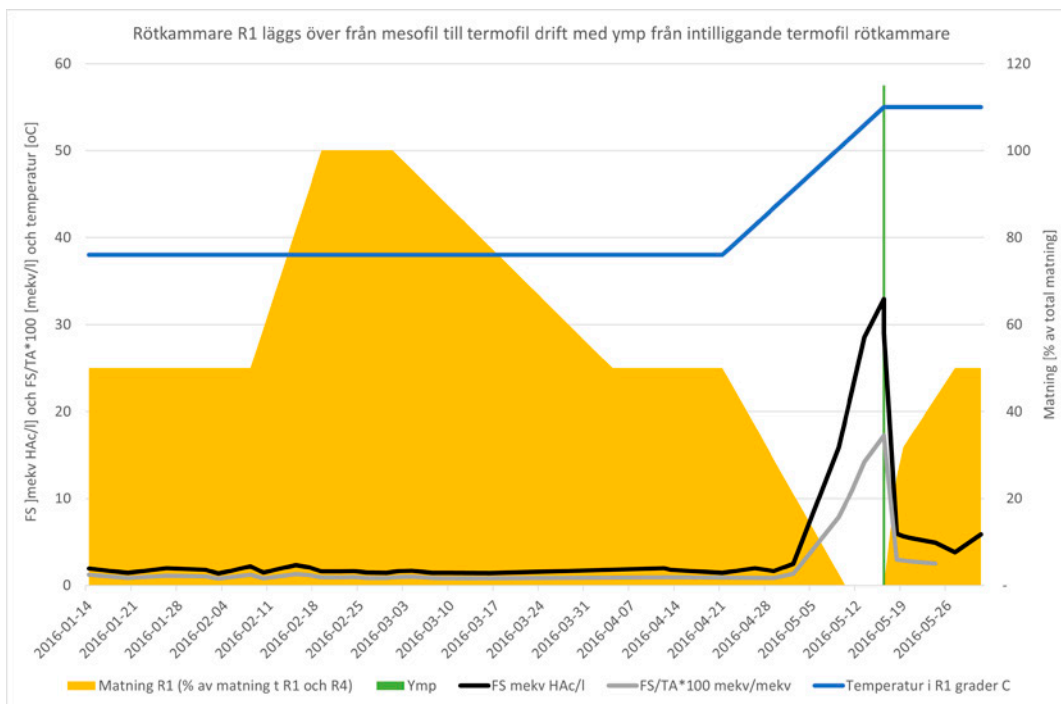


Figur 3.5

Förändring i matning, flyktiga syror (här skrivet som FS och inte VFA), kvoten FS/TA och temperaturen vid omläggning från mesofil till termofil drift utan tillsättning av ymp vid rötkammare R4 vid Stadskvarns ARV 2016.

Utän termofil ymp tog det 83 dygn att gå från stabil mesofil produktion till stabil termofil produktion (benämns fortsatt som *omläggning 1*) inklusive period för uppvärmning. Med 20 % termofil ymp tog det 36 dygn från stabil mesofil produktion till stabil termofil produktion (benämns fortsatt som *omläggning 2*) inklusive period för uppvärmning.

Matningen stoppades 12 dygn vid omläggning 1 och 6 dygn vid omläggning 2.



Figur 3.6

Förändring i matning, flyktiga syror, kvoten FS/TA och temperaturen vid omläggning från mesofil till termofil drift med tillsättning av ymp vid röt-kammare R1 vid Stadskvarns ARV 2016.

VFA ökar vid bägge omläggningarna och går från låg nivå till en stabil, men högre nivå, på cirka 30 dygn under omläggning 1 och cirka 16 dygn under omläggning 2. Ökningen blev kraftigare vid omläggning 1.

Vid bägge omläggningarna observerades en pH-förändring men pH höll sig mellan 7,2 och 7,8.

Observera att medelhastigheten varmed temperaturen höjdes räknas under omläggning 1 ut till cirka 0,5 °C per dygn och för omläggning 2 till cirka 0,7 °C per dygn.

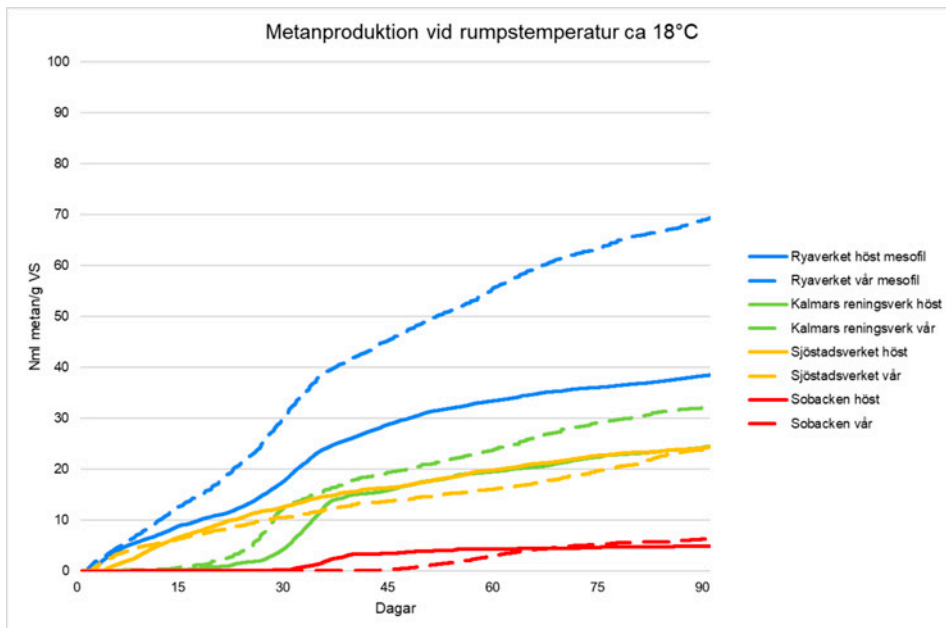
Anledningen till temperaturöknings-hastigheten var den begränsade kapaciteten på värmesystemet i kombination med den då begränsade erfarenheten kring vilken strategi som kan vara lämplig.

Om "stabil drift" betraktas som det tillfälle då röt-kammarna har återgått till att vardera ta 50 % av belastningen så tog det vid omläggning 1 47 dygn (lite knappt 7 veckor) från att temperaturen var 55 °C till "stabil drift" uppnåddes. Vid omläggning 2 tog det 11 dygn (lite drygt 1,5 veckor) till "stabil drift" uppnåddes. Med tillgång till termofilt ymslam kunde alltså ca 35 dagar sparas vid uppstart av termofil rötning i röt-kammare 2.

3.7 Klimatpåverkan från slamlagring

Inom projektet genomfördes labbskaleförsök för att fastställa mängden metan som avgår från lagring av avvattnat termofilt rötat slam. Metanavgång från avvattnade slamprover uppmättes vid två tillfällen, hösten 2024 (slamprov från november 2024) och våren 2025 (slamprov från april 2025). De sammanlagda resultaten för emissioner under 90 dygn återges i Figur 3.7 och Figur 3.8 som anger metanavgång vid de två testade lagringstemperaturerna. Som synes producerade det mesofila avvattnade referensslammet mer metan än de termofila slammen, både vid 27,5 °C och vid 18 °C samt oberoende av när på året som provtagningen skedde.

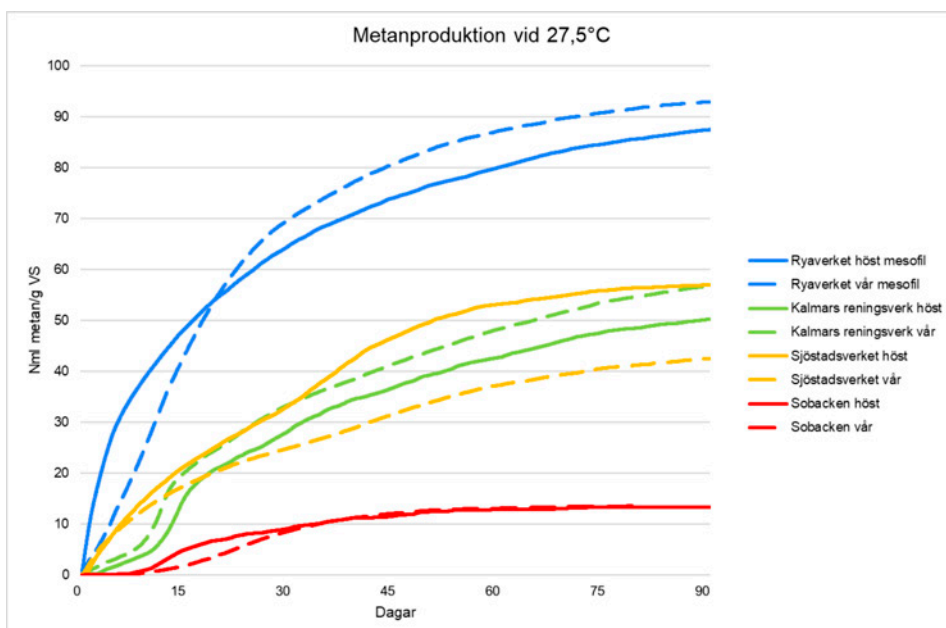
Det råder även skillnader i metanutsläpp mellan de termofila slammen. Det termofila slamm från Sjöstadverket började producera metan omedelbart, medan de termofila slammen från Kalmar ARV och Sobacken tog mellan två och fem veckor för att börja producera metan. Både Kalmar ARV och Sjöstadverket producerade också mer metan än Sobacken, en trend som var tydlig oavsett temperatur samt både för höst- och vårprover.



Figur 3.7.

Metanproduktion från avtattade slamprover under 90 dygn vid rumstemperatur (18 °C). Resultat från försöksupställning med AMPTS utförda vid Ryaverket i Göteborg. Alla slam förutom slammet från Ryaverket var från termofil rötning.

Även då slammet varmhölls i vattenbad vid en konstant temperatur på 27,5 °C producerade det mesofila slammet mer metan än de termofila (Figur 3.8). Även i detta fall tog det ett par dagar för slammen från Kalmar och Sobacken att börja producera metan, men det gick snabbare än vid rumstemperatur.



Figur 3.8.

Metanproduktion från avtattade slamprover under 90 dygn vid temperatur 27,5 °C. Resultat från försöksupställning med AMPTS utförda vid Ryaverket i Göteborg. Alla slam förutom slammet från Ryaverket var från termofil rötning.

De slutgiltiga resultaten för metanavgång per massa VS är sammanställda i Tabell 3.11. Vidare anges beräknade resultat per kg TS och per kg våtvikt (vv) för användande i beräkningar av klimatpåverkan.

Temperatur vid lagring		Metanavgång per massa VS (liter CH ₄ /kg VS)	Metanavgång per massa TS (liter CH ₄ /kg TS)	Metanavgång per massa våtvikt (liter CH ₄ /kg våtvikt)
18 °C	Ryaverket (mesofil referens)	53,9	35,3	10,6
	Kalmar	28,5	17,6	4,0
	Sjöstadsverket	24,3	16,5	4,4
	Sobacken	5,6	3,4	0,9
27,5 °C	Ryaverket (mesofil referens)	90,2	59,1	17,7
	Kalmar	53,5	33,2	7,5
	Sjöstadsverket	49,7	33,8	9,0
	Sobacken	13,5	8,1	2,2

För att beräkna klimatpåverkan från resultaten med metanavgångar så har en uppskattning genomförts i Tabell 3.12. För att sätta resultaten i perspektiv jämförs de erhållna resultaten med vilka resultat som skulle ha erhållits om utsläppen i stället hade beräknats med Svenskt Vattens klimatberäkningsverktyg, där emissionsfaktorn som används för slamlagring är 27 kg metan per kg TS. I tabellen framgår att klimatpåverkan från de termofilt rötade slammen oftast överskattas vid användandet av klimatberäkningsverktyget. Metanavgången från termofilt rötade slam var 2,2–11,6 kg metan per kg TS vid 18 °C, respektive 6,3–22,2 kg metan per kg TS vid 27 °C, att jämföras med emissionsfaktorn i beräkningsverktyget som alltså var 27 kg metan per kg TS oavsett lagringstemperatur.

Tabell 3.11

Metanavgång från prover med avvattnat slam under 90 dygn vid satsvisa försök med AMPTS-utrustning. Resultat anges per kg våtvikt (vv), torrsubstans (TS) och glödförlust (VS).

Temperatur vid lagring		Metanavgång per massa TS (kg CH ₄ /kg TS)	Antal ton avvattnat slam år 2024 (ton våtvikt)	Beräknad klimatpåverkan från 90 dygns slamlagring (ton CO ₂ e)	Beräknad klimatpåverkan från slamlagring med Svenskt Vattens klimatberäkningsverktyg (ton CO ₂ e)
18,5 °C	Ryaverket (mesofil referens)	23,2	54 042	9 481	11 031
	Kalmar	11,6	6 554	429	1 242
	Sjöstadsverket	10,9	7 856	534	1 546
	Sobacken	2,2	2 863	50	584
27,5 °C	Ryaverket (mesofil referens)	38,8	54 042	15 852	11 031
	Kalmar	21,8	6 554	1 072	1 242
	Sjöstadsverket	22,2	7 856	1 601	1 546
	Sobacken	5,3	2 863	131	584

3.8 Analyser av lustgas från de satsvisa försöken

Gasprover samlades in med gaspåsar från de satsvisa försöken med Dollyreaktorer som bedrevs parallellt med AMPTS-försöken vid Ryaverket i Göteborg. Från de insamlade gasproverna detekterades metan, koldioxid (i varierande grad beroende på effektivitet i lutavskiljning) samt luft. I den första försöksomgången (prover från november 2024) detekterades ingen lustgas, och i den andra omgången (prover från april 2025) detekterades försumbara koncentrationer på ppm-nivå i några av proven.

Tabell 3.12

Uppskattad klimatpåverkan från metanemissioner under 90 dygns lagring av avvattnat slam. Samt jämförelse med resultat uppskattade från Svenskt Vattens Klimatberäkningsverktyg.

4 Diskussion

4.1 Röttningsprocessen

Några säkra indikationer på att de deltagande anläggningarna generellt har högre utröttningsgrad än mesofila anläggningar uppfattar författarna att det inte går att se. Det som stöder att det blir mer biogas vid termofil rötning är Stadskvärns ARV:s parallella drift av en mesofil och en termofil rötkammare under åren 2018–2022. Analysen av driftdata visar 2–3 procentenheter högre utrötning i den termofila rötkammaren jämfört med den mesofila. Att det är högre utröttningsgrad och inte ett måttfel eller en belastningsskillnad stöds av att även ammoniumkvävehalten i den termofila rötningen är cirka 300 mg NH₄-N/l högre i den termofila än i den mesofila rötkammaren. Vilken belastning dessa rötkammare hade under 2018–2022 går inte med säkerhet att få fram, men under 2016 vid omläggning från mesofil till termofil rötning var belastningen 1,4 kg VS/m³,d och troligt är då att belastningen var låg även 2018–2022. Högre belastning hade kanske gett större skillnad i utröttningsgrad.

Specifik metanproduktion på 0,30 till 0,37 Nm³ CH₄/kg VS_{in} verkar råda bland de medverkande anläggningarna i belastningsintervallet 1,1–2,6 kg VS/m³,d. Specifik gasproduktion och maximalt gasutbyte är dock sällan i fokus. Avloppsslammet ska primärt stabiliseras. Ett större intresse av mer biogas torde påverka fokuset på mer gas per substrat in.

Några säkra indikationer på att metanhalten i gasen från de termofila röttningsanläggningarna skulle skilja sig jämfört med de mesofila anläggningar uppfattar författarna att det inte går att se. Metanhalten påverkas troligen mer av andra förutsättningar än av om substratet rötas mesofilt eller termofilt.

Några större problem med för mycket fukt i gasen har inte inrapporterats av anläggningarna i projektet. Troligt är att design av system som är anpassade till en större mängd vatten i gasen är en lämplig lösning.

En observation är Svedjan ARV:s användning av onlinemätning av metanhalten som en varning på överbelastning och att de tycker det fungerar tillfredställande.

4.2 Driftförhållanden

Författarnas uppfattning är att med uppgifter från de medverkande anläggningarna går det att påstå att det inte är mer komplicerat att driva en termofil röttningsprocess än att driva en mesofil röttningsprocess. Driften är stabil och en termofil drift verkar kunna tåla temperaturvariationer så väl som belastningsvariationer utan att driftpersonal behöver ägna mycket tid för övervakning. Troligt är att det går att belasta rötningen mer än exemplen från medverkande anläggningar med tillräckligt gott resultat vad gäller stabilisering och gasproduktion.

För många anläggningar är redundans, att alltid kunna behandla slam som uppkommer från avloppsvattenreningen, det viktigaste och därför byggs ofta två rötkammare. Två rötkammare är inte mycket dyrare än en rötkammare vad gäller driftkostnad för värme eftersom den huvudsakliga mängden värme som behöver tillföras är för att värma slammet och inte för att kompensera för avgång av värme från rötkammartyorna. Men investeringen i rötkammarvolym blir nästan dubbelt så stor för två rötkammare och det bör värderas om redundans kan arrangeras på annat sätt än dubbel kapacitet. Ett väl genomtänkt backupsystem för att hantera avbrott bör värderas som jämförelse, till exempel att köra avvattnat råslam till andra anläggningar för rötning eller till entreprenör som tidvis kan hantera orötat slam. Detta speciellt för mindre anläggningar med

till exempel andra rötningsanläggningar i närheten. För större anläggningar blir transportarbetet troligen för stort och den mottagande anläggningen har troligen inte den reservkapacitet som behövs. I andra projekt där transport av avvattnat råslam har värderats mot en investering i röt-kammarvolym har det visat sig att slam från relativt stora avloppsreningsverk kan transporteras långt utan att det är dåligt ur ett multikriterieperspektiv. Större rötningsanläggningar har troligen också större möjlighet att få bättre ekonomi i satsningar kring till exempel framtida koldioxidinfångning och utvinning av näring från avloppsströmmar.

Ett urval av medverkande enstegsanläggningar med två parallella röt-kammare, utan stor andel annat substrat än avloppsslam, kör på 24–29 dygns uppehållstid (HRT). Om en av de två röt-kammarna skulle behöva tas ur drift kan dessa anläggningar köras på HRT på 12–14 dygn vilket är god marginal till förmodade kritiska HRT. Till exempel har Sjöstadverket ARV och Sobacken ARV väl tilltagna HRT eftersom de är dimensionerade för framtida belastning relativt långt in i framtiden. Kävlinge har tidigare haft en stor industriell belastning och har nu utan denna belastning möjlighet att köra på lång HRT. De anläggningar som har behövt köra endast en av två röt-kammare har ändå valt att förbilda orötat slam i stället. Troligen för att belastningen då överstiger en gräns som känns säker.

Visby ARV driver sin tvåstegsrötning med något mer än totalt 10 dygn HRT. Det vill säga lite mer än 5 + 5 dygn i de lika stora röt-kammarna. Visby ARV har hög metanhalt i sin gas. De har inga problem med skumning trots den korta uppehållstiden. Det har varit svårt att med säkerhet beräkna belastningen och utröttningsgraden på Visby ARV eftersom de cirkulerar en viss andel av sitt rötade slam tillbaka till inkommande råslam. Detta hjälper mot igensättning av råslamledningen till rötningen men får troligtvis även andra effekter. Det blir en form av ympning vilket kan ha processmässiga fördelar. Det observeras att Visby har en ren biofilmsanläggning med efterfällning. Inom projektet har det inte kunnat klargöras vad som kan vara orsak och verkan. Vidare studier i Visby ARV:s upplägg vore av stort värde för bättre förståelse kring möjligheterna som kan finnas med detta upplägg.

Sammanfattning från utförda studier och försök som gått igenom i litteraturstudien visar att det krävs mycket kort HRT tillsammans med hög organisk belastning (OLR), innan en termofil röttningsprocess kraschar. På en fullskaleanläggning bör HRT vara absolut minst 8–10 dygn för att instabilitet inte ska riskeras. För anläggningar med två röt-kammare kan det vara en god idé att dimensionera så att HRT på minst 10 dygn kan uppnås med endast en röt-kammare i drift av redundansskäl om inte andra arrangemang av redundans visar sig möjliga.

4.3 Värmning

Säkra data för värmeanvändning har varit en utmaning att få fram. Normerat mot samma TS-halt på slammet in till rötningen och samma drifttemperatur är den specifika värmeanvändningen i intervallet 775–880 kWh/ton TS för Sjöstadverket och 523–633 kWh/ton TS för Sobacken. Värmeåtervinningens effektivitet och temperaturen på råslammet innan värmning spelar stor roll. Inom projektets ramar fanns ej möjlighet att med säkerhet finna anledningar till skillnaden.

Normeringen som gjorts ovan för att jämföra olika effektivitet i värmesystemen bör även utvecklas till att studeras per grad mellan slammets temperatur in och ut från värmesystemet. Det vill säga kWh per ton TS_{in} , °C. Det föreslås att även använda det specifika värmebehovet per reducerad mängd TS (kWh/ton TS borttaget) i stället för per ton TS_{in} . Detta eftersom målet borde vara att minska mängden slam till så liten energiinsats som möjligt.

Stor omsorg ska läggas på design av värmesystem för lågt värmebehov och för att

klara alla årets dagar av temperatur i slammet. Nuvarande anläggningar Kalmar ARV och Källby ARV har utmaningar med detta.

Möjligheten att återvinna värme från blåsmaskiner och till exempel rökgaser ter sig som attraktivt. Detta görs i Visby och Bekkelaget i Oslo. Framöver kommer det troligen att från till exempel ozongenerering finnas mer värme som kan återvinnas och därmed få ner mängden inköpt värme.

Om gaspanna, gasmotor eller fjärrvärme bör användas som källa till uppvärmning beror på lokala förutsättningar, och en multikriterieanalys är lämplig som hjälp vid beslut. Troligt är att gas som ersätter naturgas eller fossila drivmedel faller väl ut i sådana jämförelser.

Det kan konstateras att TS-halten av råslam in till värmning (ut från förtjockare) påverkar energianvändningen mycket. Givet ett antagande om 15 °C som årsmedel i slammet in till värmningen, en drifttemperatur i röt-kammaren på 55 °C, förluster på 10 % och en effektivitet i värmeåtervinningen (till exempel slam/slam-värmeväxlare) på 50 % betyder en ökning från 4 % till 6 % TS in till rötningen en reducerad värmeanvändning på 228 kWh/ton TS. Det är en stor del av den totala specifika värmeanvändningen. Om till exempel 1 000 ton TS/år går från förtjockare till rötning via värmning betyder detta att 228 MWh mindre värme per år behövs. Temperaturen på slammet ut från slam/slam-värmeväxlaren blir under givna förutsättningar cirka 39 °C.

Att förtjocka slammet väl har alltså värmeekonomiska fördelar men påverkar också drifttiden på avvattningen. Att lösa de ofta förekommande bekymren med att transportera tjockt råslam till rötningen är därför viktigt ur en driftekonomisk aspekt. På Visby ARV och på andra ARV har man löst detta genom återcirkulationen av rötat slam som beskrivs mer i Bilaga A. Det vill säga hämta råslam med röt slam ter sig som en bra idé.

4.4 Hygienisering

Med nuvarande Revaq-regler om 8 eller 24 timmar exponeringstid för att uppnå hygienisering vid 55 respektive 52 °C krävs det att befintliga termofila anläggningar byggs om då buffertvolym, pumpar och rörgalleriet eller värmeväxlarsystemet vanligtvis inte är anpassade för den typen av röt-kammardrift. I Norge räcker det med 2 timmar minsta exponeringstid vid 55 °C, en temperatur som även enligt Kjerstadius et al. (2012) är tillräckligt för att uppnå fullgod hygieniseringseffekt. På Kalmar ARV, som har kontinuerlig matning och ibland temperatur på ner till 48 °C, uppvisas heller ingen salmonella i rötresten. Om en minsta exponeringstid på 2 timmar vore tillräcklig skulle det innebära att många fler av de termofila rötning-anläggningar som är i drift hade klarat förändrade krav utan ombyggnationer. Det skulle även sänka tröskeln för att välja termofil rötning som hygieniseringsmetod vid nybyggnation.

Möjligheten för validering av andra metoder än de listade i Tabell 3.7 kan troligen göra att vissa anläggningar har möjlighet att hygienisera slammet utan stora ombyggnader.

4.5 Avvattning och rejektivatten

Det konstateras att TS-halten i avvattnat slam från medverkande anläggningar ligger i intervallet 25–28 %. Kävlings ARV har något lägre TS-halt vilket beror på svårigheter med att transportera det avvattnade slammet från avvattningsmaskin till upplag. Man väljer därför att köra på en lägre TS-halt och meddelar att en högre TS-halt är möjlig. Även Svedjan ARV meddelar att man har möjlighet att köra en högre TS-halt än det årsmedel som redovisas. Visby ARV:s höga TS-halt kan bero på inblandning av slam från vattenverk i det rötade slammet innan avvattning. Tyvärr har det varit svårt att göra en massbalans för att räkna på effekten av denna inblandning.

Det är troligt att resultatet av avvattningen av termofilt rötat slam mer påverkas av andra parametrar så som polymertyp, polymerblandning, avvattningsutrustningen och liknande. Det kan därför inte sägas något säkert om skillnaden på avvattningsegenskaper mellan mesofilt och termofilt slam utifrån detta projekt. Det konstateras dock att det finns anläggningar med i projektet helt i paritet med vad man kan förvänta sig att en avvattning på en mesofil anläggning klarar. Inte heller avseende polymeranvändningen kan det med säkerhet sägas att den skulle vara högre jämfört med mesofil rötning. En del referenser som har hittats menar att polymeranvändningen blir högre vid termofil rötning och det är inte osannolikt att det faktiskt blir så.

Ammoniumkvävehalten verkar öka i rejektet från termofila anläggningar. Halter runt 1 300 mg NH₄-N/l verkar vara vanliga, med toppar upp mot 2 000 mg NH₄-N/l. Vid ett exempel av parallell drift av mesofil och termofil rötning konstaterades 300 mg NH₄-N/l mer i den termofila rötningen. Halten av ammonium var i den mesofila respektive termofila, som årsmedel över två år, 1 030 mgNH₄-N/l respektive 1 370 mg NH₄-N/l. Det finns rapporter om ammoniaklukt vid termofil rötning, vilket är rimligt med tanke på att balansen mellan ammonium och ammoniak förskjuts mot ammoniak vid högre pH och högre temperatur.

Anläggningarna återför i de flesta fall rejektvattnet till avloppsvattenreningen. Sobacken har separerat rejektvattenrening i anammox. Det har funnits en del utmaningar i rejektvattenrening men troligt är att det är kopplat till möjligheten att få ner temperaturen till önskad temperatur i rejektvattenreningen. Inom ramen för projektet har inga detaljer som tillför kunskap kunnat säkerställas.

I Bilaga E finns ett utdrag av labbprotokoll på kondensatet från gasapparaturum på Stadsvarns ARV från tiden då bägge rötkammarna kördes termofilt. Detta är inte samma som rejektet från avvattningen men kan eventuellt bidra till ökad förståelse i någon framtida djupdykning i ämnet. Inom ramen för detta projekt har det inte funnits möjlighet att förstå varför detta kondensat (se Bilaga E) inte var ”vanlig” slamlukt utan en mer kemisk doft som kolväten eller avfettningsmedel.

4.6 Driftsättning

Skillnaden mellan att gå från mesofila till termofila driftförhållanden med och utan tillgång på termofil ymp verkar påverka längden av övergångstiden. I exemplet från Stadsvarns ARV är skillnaden cirka 50 dagar. Bortfall av behandlingskapacitet och gasproduktion med kopplade inkomstbortfall eller minskning av utgifter kan bli avsevärda beroende på storlek av anläggning. Det verkar alltså finnas en stor fördel med att använda ymp. I exemplet från Stadsvarns ARV användes cirka 260 m³ ymp från intilliggande termofila rötningens volym för att ympa in i en 1 300 m³ stor rötkammare (20 % ymp). Att transportera 260 m³ ymp med TS-halter omkring 2–3 % är en mycket stor transportapparat, men vore värt att värdera mot fördelarna med en kort och som synes mindre kritisk uppstartstid. Erfarenheten från Stadsvarns ARV visar också att 10 % ymp kanske räcker.

En idé som kom upp i diskussioner om ympens fördelar var att det kanske skulle kunna gå att transportera ymp avvattnat. Transportarbetet minskar men den praktiska hanteringen och säkerheten om att ympen får effekt behöver då utredas närmare. Om till exempel Gryaab skulle ta in ymp för att lägga om en av rötkammarna på cirka 11 000 m³ från mesofil till termofil skulle det med 10 % ymp behövas 1 100 m³ ymp. Om ympen som transporteras i stället var avvattnad till 30 % skulle detta innebära att cirka 110 ton behöver transporteras. En fortsatt enorm mängd slam. Det motsvarar till exempel cirka 3 månaders slamproduktion på Stadsvarns ARV. Behövs bara 5 % ymp halveras dessa summor. Är det en 2 200 m³ rötkammare som ska startas upp minskar allt med en faktor 5. Att transportera 44 ton avvattnat slam är rimligt och motsvarar till exempel

18 dagars slamproduktion vid Stadskvarns ARV. Frågan som kvarstår är då om slam som avvattnades för 1–18 dagar sedan, transporterades, upplöstes och pumpades in i rötammaren kvarhåller sin förmåga att verka som ymp.

Fördelarna med att använda ymp förväntas dock bli mindre om det går att höja temperaturen fortare än på Stadskvarns ARV. De driftsättningar som utförts med temperaturhöjningar på >2 °C/dygn visar på betydligt snabbare övergångstid än vad som uppnåddes på Stadskvarns ARV utan ymp, ner till endast 2 veckor. Förutom hur fort temperaturökningen skett så liknar Stadskvarns ARV:s övergång de i litteraturen, med att högsta VFA eller VFA/TA-kvot uppmäts strax efter att önskad termofil temperatur har uppnåtts för att sedan minska relativt snabbt när metanproduktionen kommer i gång.

En idé kan vara att planera driftsättningen till sommaren, så att råslammet är varmare samt mindre värmeförluster från rörsystem och rötammare förekommer, för att snabba på övergången. Om kapaciteten i värmeväxelsystemet är begränsad kan det även löna sig att hyra in extern värme för öka hastigheten på temperaturökningen och på så vis förkorta den instabila perioden.

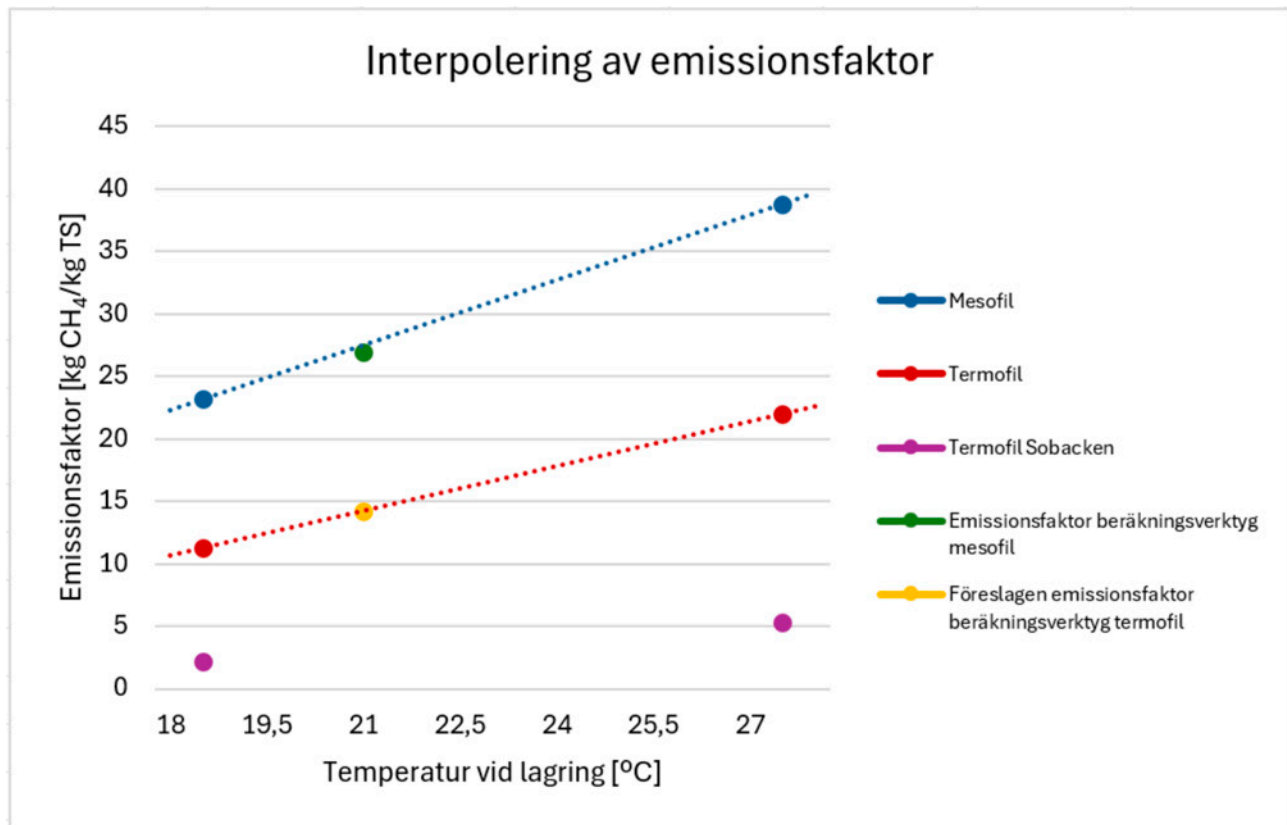
Det kan i detta sammanhang nämnas att anledningen till att Stadskvarns ARV inte gått tillbaka till termofil rötning från nuvarande mesofil rötning inte är en generellt avog inställning till termofil rötning. Orsaken ligger mer i befintligt värmesystem med saknad värmekapacitet att på vintern driva två rötammare termofilt och en för hög returtemperatur till fjärrvärmesystemet. Parallell drift av mesofil och termofil var möjlig fram till att reparation av den termofila rötningen behövdes. Då fanns det ingen rötammare med termofil ymp för att snabbt återgå till termofil rötning och valet föll då på att driva bägge mesofilt. Det har inte heller funnits möjlighet att göra en analys om värdet med den högre värmeenergin som skulle tillföras termofil rötning får någon positiv effekt i kombination med de långa uppehållstiderna som föreligger. En avhållande faktor är att rejekt från slamavvattning, samt kondensat från biogasen, luktade betydligt mer vid termofil drift än vid mesofil. Detta problem försvann dock till stor del när rejekt inte samlades upp i en rejektutjämning och efter modifiering av kondensatuttag.

4.7 Växthusgasutsläpp från lagring av termofilt rötat slam

De termofila slammen släppte alla ut mindre metan än det mesofila referensslammet. I resultaten från försöken framgår att metanavgången från det mesofila slammet var något lägre vid 18 °C (23,2 kg CH₄/kg TS) medan den var högre för resultaten vid 27 °C (38,8 kg CH₄/kg TS) jämfört med emissionsfaktorn i Svenskt Vattens klimatberäkningsverktyg (27 kg CH₄/kg TS). Det förefaller rimligt eftersom temperaturen i slamhögen som låg till grund för denna emissionsfaktor (Nilsson-Påledal et al. 2020) i snitt var cirka 21 °C. Temperaturmätningar på Ryaverkets slamplatta har emellertid visat temperaturer mellan 24 och 34 °C under de första 3 veckorna av lagring (medel 27,5 °C) (Bengtsson 2022). Även i en tidigare lagringsstudie visade sig medeltemperaturen vara 27–28 °C första månaden vid lagring av avvattnat rötslam, med maximala temperaturer mellan 45–50 °C efter en vecka, för att sedan avta långsamt. Temperaturer i slamhögar beror dock förstas på flera faktorer, såsom utomhustemperatur, högarnas utformning och eventuell inblandning av strukturmaterial.

Om en emissionsfaktor för metanavgång för termofilt rötat slam ska tas fram som motsvarar emissionsfaktorn för mesofilt rötat slam så kan en linjär interpolation göras enligt Figur 4.1. Vid interpolering har utsläppen från Sobackens termofilt rötade slam utelämnats. Sobackens slam släppte ut överlägset minst metan av de termofila slammen. Rötningen här bedrivs vid 56 °C, vilket är varmare än slammen från Sjöstadsverket (52 °C) och Kalmar ARV (48–52 °C). Uppehållstiden är också längre, 24–26 dagar, jämfört med 21 dagar för Sjöstadsverket och 10–11 dagar för Kalmar ARV. Därtill finns ett rötslamlager på Sobacken i vilket slammet lagras i flera dagar innan avvattning. Det

är utifrån försöken i föreliggande projekt inte möjligt att särskilja effekten av dessa faktorer, och eftersom Sobackens slam släppte ut mycket mindre metan än slam från Sjöstadverket och Kalmar ARV anses det vara en outlier. Detta innebär att den uppskattade emissionsfaktorn på 14,2 kg CH₄/kg TS bör anses vara en konservativ bedömning. Det syns inget tydligt samband mellan metanutsläpp och belastning; exempelvis har rötningsanläggningarna på Sobacken och Sjöstadverket ungefär samma organiska belastning, men utsläppen är alltså betydligt lägre för Sobackens slam.



Figur 4.1

Interpolering av emissionsfaktor för lagring av termofilt rötat avvattnat slam.

Det går inte att med säkerhet avgöra vilka faktorer som påverkar metanavgången, men det finns indikationer på att termofilt rötat slam släpper ut mindre metan än mesofilt slam, och att slam från väldimensionerade anläggningar som opererar i det övre termofila temperaturspannet släpper ut mycket lite metan. Resultaten är i linje med tidigare mätningar av metanavgång från mesofilt och termofilt slam:

- I huvutmätningar från SLU släppte ett termofilt slam ut mindre än ett mesofilt (Willén 2016).
- I en benchmark av metanavgång från olika reningsverk producerade slam från Sobacken mycket lite metan jämfört med två mesofila referenser (Bengtsson 2022).
- I ett bänkskalförsök på Ryaverket producerade samma förtjockade slam mindre metan efter termofil än mesofil rötning (Thomas 2025).
- Nyligen utförda huv- och drönarmätningar från flera mesofila och termofila anläggningar redovisas i SVU-rapport 2026-1, *Utsläpp av växthusgaser från hantering av avloppsslam – med fokus på metan* (Magnusson & Gålfalk 2026). I det projektet producerade det termofila slammet mindre metan än det mesofila med undantag för slam från Kalmar ARV som producerade mycket metan, vilket således skiljer sig från resultaten i detta projekt.

Efter tre månaders lagring var de momentana metanutsläppen mycket låga från det avvattnade rötslammet. Detta är i god överensstämmelse med resultaten i Nilsson-Påledal et al. (2020), där metanemissioner från ett avvattnat mesofilt rötat slam mättes med hyperspektral kamera på slamhögar som lagras på slamplatta under sex månader. Då avgick cirka 90 % av metanen de första två månaderna, och emissionerna var mycket små efter 4 månader.

Det är svårt att dra generella slutsatser kring huruvida olika dominanta metanogestammar leder till olika hög metanavgång. På Kalmars reningsverk har man tidigare funnit att *methanotrix* tar över som dominanta metanogener under vinterhalvåret när temperaturen i rötkastrarna sjunker till 48 °C (MiDAS 2022). En hypotes i projektet var att dessa metanogener skulle anpassa sig bättre till de lägre temperaturerna som förekommer vid slamlagring och producera mer metan, men så verkar inte vara fallet. Dels var metanavgången jämförbar för Kalmar vid provtagning i oktober och april, dels var metanavgången jämförbar med slam från Sjöstadsverket. Sjöstadsverkets dominanta metanogener är *methanothermobacter* och *methanosarcina* (MiDAS 2022). Under höstens lagringsförsök vid 27,5 °C släppte Sjöstadsverkets slam ut mindre metan än under vårens försök, vilket möjligen kan bero på att en liten andel orötat slam funnits kvar i avvattningsutrustningen vid provtagning. Samma tendens sågs dock inte i de lagringsförsök som utfördes vid rumstemperatur.

Att ingen lustgas detekterades i de satsvisa försöken betyder inte nödvändigtvis att lustgas inte produceras vid slamlagring. Vid tidigare huvmätningar av metan- och lustgasavgång från slamlagring har signifikanta mängder lustgas detekterats (Willén 2016), och vid fullskalemätningar med drönarmonterad lasersensor har lustgas i relativt stora mängder detekterats (Gålfalk 2025). I huvmätningarna producerade det termofila slammet mer än det mesofila. Gissningsvis producerades ingen lustgas i experimenten i detta projekt därför att miljön i kärnen som slam förvaras i tämligen snabbt blir anaeroba i takt med att den producerade biogasen trycker ut luften från kärnen. Resultaten från detta projekt ska således inte tolkas som att det inte avgår lustgas, utan snarare att inga slutsatser kan dras därom.

5 Slutsatser

Projektets frågeställningar presenteras i kapitel 2. Följande slutsatser tycker författarna att det går att dra utifrån detta projekt.

5.1 Röttningsprocessen

- Metanproduktionen varierade i de flesta fall mellan 0,30–0,35 Nm³ CH₄/kg VS_{in} för de termofila röttningsanläggningar som ingick i föreliggande studie. Substratets karaktär är en viktig faktor för biogaspotentialen, vilket gör jämförelse svår mellan olika röttningsanläggningar.
- Den högsta specifika metanproduktionen, 0,37 Nm³ CH₄/kg VS_{in}, noterades vid en enstegsanläggning som rötar endast avloppsslam vid 52 °C, belastas med 1,8 kg VS_{in}/m³,d i form av 6 % råslam med VS-halt 80 % av TS och har en HRT på cirka 25 dygn med resultatet 51 % utröttningsgrad, 64 % metan i biogasen och 25 % i det genom pressar avvattnade slammet. Anläggningen är en kväverenande aktivslamanläggning med koltillsättning vid behov.
- Metanhalten i den producerade gasen varierade för de ingående termofila anläggningarna mellan 60–67 % med medelvärde 63 %.
- Utröttningsgraden ligger bland deltagande termofila röttningsanläggningar mellan 46–59 %.

5.2 Driftförhållanden

- Driftpersonal från de termofila röttningsanläggningar som ingick i projektet rapporterade god driftstabilitet för sina anläggningar.
- Den termofila rötningen vid medverkande anläggningar tål belastningsvariationer och tål temperaturvariationer med bibehållen god stabiliseringen av slammet.

Medverkande i projektet har inte känt behov av ökad processkontroll och tillsyn enkom för att rötningen drivs termofilt. Det finns exempel på mycket lite mätning och labbuppföljning utan för stabiliseringen och gasproduktionen betydande driftbekymmer.

Mycket få har rapporterat om skumning. De som har skumning i rötkammaren miss-tänker att skumningen i avloppsvattenreningen är orsaken. Skumdämpare i vattenlinjen löser ofta problem även med skumning i rötkammaren.

Det bör påpekas att generellt så är medverkande anläggningar lågt belastade.

5.3 Värmning

- De termofila röttningsanläggningar som ingick i föreliggande studie hade ett energibehov på 500–900 kWh/ton TS_{in} för värmning. Viktiga faktorer som påverkar energibehovet är torrsbstanshalt i förtjockat slam och temperaturskillnad mellan förtjockat slam och temperatur efter värmesystemet, det vill säga till avvattningen. Men även rötkammarens mantelyta i relation till dess volym, rötkammarens isolering samt utformning och rengöring av återvinningsvärmväxling är faktorer att ta hänsyn till.
- Effektiv rengöring av värmväxlare är en nyckelfaktor för att uppnå god värmeekonomi. De undersökta anläggningarna använder olika metoder för rengöring.

Piggning, rengöring med citronsyra, natriumhypoklorit, spolning av varmvatten eller cirkulering av rötat slam på råslamsidan är metoder som medverkande anläggningar använder. Till exempel höjer rengöring med natriumhypoklorit på något avloppsreningsverk initialt verkningsgraden för värmväxlingen med 25 %.

5.4 Avvattningsegenskaper, rejektvattenkvalitet och lukt

- Termofilt rötat slam har ett rykte om sig att vara svåravvattnat. Bland de anläggningar som ingått i denna studie fanns TS-halter för avvattnat slam mellan 25–28 %, vilket visar att det går att uppnå goda avvattningsresultat för termofilt rötat slam.
- Precis som för mesofilt rötat slam krävs ett arbete för att pröva ut vilken polymersort och dos som lämpar sig för varje enskilt slam. Det finns vissa indikationer på att termofilt slam kräver en något högre polymerdos.
- Halten ammoniumkväve ökar i rejektet från termofila anläggningar. Halter runt 1 300 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ verkar vanliga med toppar upp mot 2 000 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$. Vid exempel på parallell drift av mesofil och termofil rötning konstaterades 300 $\text{NH}_4\text{-N/l}$ mer i den termofila rötningen. Halten av ammonium var 1 370 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ i den termofila linjen.
- Det har rapporterats ammoniaklukt från rejektvatten från termofila anläggningar. Detta är i enlighet med teorin då högre temperatur och högre pH förskjuter jämvikten från ammonium till ammoniak.
- Driftpersonal på de termofila anläggningar som ingick i projektet rapporterade inte särskilda luktolägenheter från sina röttningsanläggningar. Trots förmodad ökad ammoniakavgång har anläggningarna löst detta utan större insatser.

5.5 Hygienisering

- Det har i tidigare studier visats att god hygieniserande effekt kan uppnås med termofil rötning, även vid så låg kontakttid som 2 timmar. Det finns också exempel på reningsverk där salmonella inte uppvisas i rötresten trots att rötningen bedrivs kontinuerligt. Kalmar ARV har kontinuerlig matning och ibland temperatur på ner till 48 °C men uppvisar trots detta inte salmonella i rötresten. Det verkar finnas möjlighet att uppnå hygieniserat slam med något lägre krav än vad rådande riktlinjer anger.
- I dag driver inget reningsverk i Sverige rötning på sådant sätt att hygienisering uppnås genom värmebehandling enligt reglerna i Revaq. Om kravet på kontakttid minskades skulle det sänka tröskeln för att hygienisera slam med termofil rötning betydligt, både för de avloppsreningsverk som redan i dag bedriver termofil rötning och för dem som överväger att införa termofil rötning i hygieniseringssyfte.

5.6 Klimatpåverkan från slamlagring

- De termofilt avvattnade slammen från Kalmar, Borås och Karlstad producerade vid pilotförsök mindre metan än det mesofila referensslammet.
- Det förefaller utifrån resultaten i projektet rimligt att för normalbelastade termofila rötkammare räkna med en emissionsfaktor på 50–60 % av metanavgången för mesofilt rötat slam.
- I relation till emissionsfaktorn som används i klimatberäkningsverktyget, 27 kg metan per kg TS, borde en emissionsfaktor för termofilt rötat slam vara cirka 14 kg metan per kg TS.

-
- Denna studie har emellertid även visat att väldimensionerade, satsvis matade röt-kammare som opererar i det övre termofila temperaturintervallet kan släppa ut betydligt mindre än så.
 - Inga slutsatser kunde dras angående lustgasavgång från avvattnat slam från de satsvisa försöken i denna studie. Sannolikt berodde det på att slammet i de stängda flaskorna inte tillfördes syre, så som det blir i det yttersta lagret i en slamhög.

6 Fortsatt arbete och forskning

Fortsatt arbete och forskning bör inriktas på flera områden där projektet har identifierat kunskapsluckor och där ytterligare studier kan ge ökad förståelse och förbättrade beslutsunderlag.

Lustgasbildning vid slamlagring

Fler studier behövs för att klarlägga under vilka förhållanden lustgas bildas och hur lagringsmiljö, syretillgång och slamkvalitet påverkar emissionerna.

Jämförande studier mellan mesofila och termofila anläggningar

Strukturerade och långsiktiga jämförelser mellan välfungerande mesofila och termofila anläggningar skulle ge bättre kunskap om skillnader i energiåtgång, gasproduktion, driftstabilitet och avvattningsegenskaper. En massbalans för kväve inklusive ammonium över termofila och mesofila röt-kammare kan bidra till ökad förståelse kring skillnader i utröttningsgrad.

Hygienisering och framtida reglering

Ytterligare studier behövs för att klarlägga vilka hygieniseringseffekter som faktiskt uppnås vid termofil rötning i svenska anläggningar, särskilt med avseende på kortare exponeringstider. Detta kan ge värdefulla underlag inför kommande förändringar i nationella och europeiska regelverk.

Fördjupade värmeanalyser

Det finns behov av att närmare studera hur värmesystemens utformning påverkar den totala energianvändningen. Detta inkluderar analyser av värmeåtervinning, temperaturförluster, systemeffektivitet och alternativa tekniska lösningar. Därtill underhållet av värmesystemet.

Fördjupad analys av utröttningsgrad och substratens betydelse

Forskning bör belysa hur utröttningsgraden kan ökas, särskilt genom att förstå hur substratens sammansättning påverkar nedbrytningen. Det är av intresse att klarlägga hur stor andel av VS som är svårtillgängligt och om olika förbehandlingar eller processkonfigurationer kan öka nedbryttningsgraden. BMP-tester på rötresten från olika slammaterial kan ge viktig information.

Studier av alternativa processkonfigurationer i full skala

Icke-konventionella upplägg – exempelvis Visby ARV:s cirkulation av rötat slam och högbelastad seriedrift – bör undersökas vidare för att förstå påverkan på stabilitet, belastningsflexibilitet och avvattningsegenskaper.

Rejektvatten från termofil rötning

Det finns behov av att studera rejecktvattnets sammansättning mer ingående, särskilt med avseende på ammoniumhalter, COD, lukt, utfällningar och temperaturens betydelse. Samtidigt behövs utveckling av behandlingsstrategier anpassade för termofila anläggningar.

Metoder för framåtblickande klimat och kostnadsanalyser

Utveckling av helhetsmodeller som kombinerar klimatpåverkan, energiflöden, kostnader och cirkularitet skulle ge branschen bättre beslutsstöd vid val av röttningsstrategier och vid investeringar.

Referenser

- Ahammad, S. Z., Gomes, J. och Sreekrishnan, T. (2008). Wastewater treatment for production of H₂S-free biogas. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, Volym 83, pp. 1163-1169.
- Andersson, S. L. et al. (2022). *Long term trials with membrane bioreactor for enhanced wastewater treatment coupled with compact sludge treatment*. Stockholm: IVL Svenska miljöinstitutet.
- Andersson, S. L. et al. (2021). *Long term trials with membrane bioreactor for enhanced wastewater treatment coupled with compact sludge treatment - pilot Henriksdal 2040, results from 2020*, Stockholm: IVL.
- Arrhenius, K. och Johansson, U. (2012). *Karakterisering av föroreningar i biogas före och efter uppgradering till fordonsgas - Rapport SGC 246*, Malmö: Svenskt Gastekniskt Center AB.
- Astals, S. et al. (2013). Anaerobic digestion of seven different sewage sludges: A biodegradability and modelling study. *Water research*, Volym 47, pp. 6033-6043.
- Bengtsson, K. (2022). *Methane Emissions During Sludge Storage in Relation to the Microbial Community Composition of Sludge - A Benchmark Study and Metagenomic Analysis Concerning Different Sludge Treatment Processes*. Göteborg: Chalmers Tekniska Högskola.
- Boušková, A., Dohányos, M., Schmidt, J. E. och Angelidaki, I. (2005). Strategies for changing temperature from mesophilic to thermophilic conditions in anaerobic CSTR reactors treating sewage sludge. *Water Research*, Volym 39, pp. 1481-1488.
- Boušková, A., La Cour Jansen, J., Dohányos, M. och Persson, E. (2006). The effect of operational temperature on dewatering characteristics of digested sludge. *Journal of residuals science and technology*, 3(1), pp. 43-49.
- Davidsson, Å. (2007). *Increase of biogas production at wastewater treatment plants*. Diss. Lunds Universitet, Lund: Media-Tryck.
- Elejalde Bolaños, S. (2022). *High-loaded thermophilic anaerobic digestion of mixed sewage sludge*. Karlstad: Karlstad Universitet.
- Energigas Sverige (2024). *Produktion av biogas och rötrester och dess användning*. Energigas Sverige.
- Fernández-Rodríguez, J., Pérez, M. och Romero, L. I. (2014). Dry thermophilic anaerobic digestion of the organic fraction. *Chemical Engineering Journal*, Volym 251, pp. 435-440.
- Gebreeyessus, G. D. (2020). Effect of Anaerobic Digestion Temperature on Sludge Quality. *Waste and Biomass Valorization*, Volym 11, pp. 1851-1861.
- Gebreeyessus, G. D. och Jenicek, P. (2016). Thermophilic versus Mesophilic Anaerobic Digestion of Sewage Sludge: A Comparative Review. *Bioengineering*, 3(15).
- Gålfalk, M. och B. D. (2025). In Situ Observations Reveal Underestimated Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment with Anaerobic Digestion – Sludge Was a Major Source for Both CH₄ and N₂O. *Environmental Science & Technology*, 59(34).
- Iranpour, R. et al. (2002). Changing Mesophilic Wastewater Sludge Digestion into Thermophilic Operation at Terminal Island Treatment Plant. *Water Environment Research*, 74(5), pp. 494-507.

-
- Jansen, J. I. C., Arvin, E., Henze, M. och Harremoës, P. (2021). *Wastewater Treatment - Biological and Chemical Processes*. 5th ed. Polyteknisk Forlag.
- Johannesdottir S., Nordin A., Persson E., Kusoffsky E. och Johansen A. (2023). *Slamhygienisering - kartläggning och utvärdering av tekniker: SVU-rapport 2023-12*. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Jordbruksverket (2016). *Rötning av animaliska biprodukter*. <https://jordbruksverket.se/download/18.16c922c517644f0089398dab/1685446982064/Rotning-av-animaliska-biprodukter-tga.pdf> [2026-03-10]
- Jordbruksverket (2021). *Användning av avloppsslam på jordbruksmark*. Version 3. <https://jordbruksverket.se/download/18.666a627517078da0a-ba4a5a4/1646227175268/Informationsblad-slam-tga.pdf> [2026-03-10]
- Kjerstadius, H., la Cour Jansen J., Stålhandske L., Eriksson E., Olsson M. och Davidsson Å. (2012). *Rötning av avloppsslam vid 35, 55 och 60 °C*. SVU-rapport 2012-15. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Lanko, I. et al. (2021). Digested Sludge Quality in Mesophilic, Thermophilic and Temperature-Phased Anaerobic Digestion Systems. *Water*, 13(2839).
- Lee, I.-S., Parameswaran, P. och Rittman, B. E. (2011). Effects of solids retention time on methanogenesis in anaerobic digestion of thickened mixed sludge. *Biosource Technology*, 102(22), pp. 10266-10272.
- Leitão, R. C., van Haandel, A. C., Zeeman, G. och Lettinga, G. (2006). The effect of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: A review. *Bioresource Technology*, Volym 97, pp. 1105-1118.
- Liu, X., Yan, Z. och Yue, Z.-B. (2011). *Comprehensive Biotechnology*. Volym 3, 99-114. Elsevier.
- Lundwall, T. (2021). *Thermophilic anaerobic digestion of municipal wastewater sludges - a pilot scale evaluation with model assistance*. Stockholm: KTH Royal Institute of Technology.
- Magnusson A. och Gålfalk M. (2026). *Utsläpp av metan, lustgas och koldioxid från hantering av avloppsslam – med fokus på metan*. SVU-rapport 2026-1. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Meegoda, J. N., Li, B., Patel, K. och Wang, L. B. (2018). A Review of the Processes, Parameters, and Optimization of Anaerobic Digestion. *International Journal of Environmental Research and Public Health*.
- MiDAS (2022). *Mikrobiologisk Databas för Svenska Avloppsreningsverk*.
- Moen, G., Stensel, D., Lepistö, R. och Ferguson, J. F. (2003). Effect of Solids Retention Time on the Performance of Thermophilic and Mesophilic Digestion of Combined Municipal Wastewater Sludges. *Water Environment Federation*, 75(6), pp. 539-548.
- Naturvårdsverket (2013). *Hållbar återföring av fosfor: Naturvårdsverket*. Rapport 6580.
- Nges, I. A. och Liu, J. (2010). Effects of solid retention time on anaerobic digestion of dewatered-sewage. *Renewable Energy*, 35(10), pp. 2200-2206.
- Nkuna, R., Roopnarain, A., Rashama, C. och Adeleke, R. (2021). Insights into organic loading rates of anaerobic digestion for biogas production: a review. *Critical Reviews in Biotechnology*, 42(4), pp. 1-21.
- Olsson J., Philipson M., Holmström H. och Cato E. (2014). *Pilotstudie - Termofil efterrötning för hygienisering och minskad slamproduktion*. SVU-rapport 2014-08. Stockholm: Svenskt Vatten.
-

-
- Paulsrud, B. och Nybruket, S. (2008). Implementation of HACCP based approach for complying with Norwegian biosolids standards for pathogen control. *Tidskriften VANN* 3.
- Påledal Nilsson, S., Stensen, K. och Arrhenius, K. (2015). *VOC in Biogas Process Waters - Content of VOC in Process Water from Upgrading Facilities for Compressed Biogas (CBG)*, Stockholm: Energiforsk.
- Rahaman, M. S., Mavinic, D. S., Bhuiyan, M. I. och Koch, F. A. (2006). Exploring the Determination of Struvite Solubility Product from Analytical Results. *Environmental Technology*, 27(9), pp. 951-961.
- REVAQ (2025). *Regler för certifieringssystemet*, utgåva 11.0. Stockholm: Svenskt Vatten.
- SCB (2025). *Utsläpp till vatten och slamproduktion 2022*. Statistikmyndigheten SCB.
- Schnürer, A. och Jarvis, Å. (2017). *Biogasprocessens mikrobiologi*. 1 red. Malmö: Avfall Sverige.
- SGC (2009). *Substrathandbok för biogasproduktion*. SGC Rapport 200. Svenskt Gastekniskt Center
- SOU (2020). *Hållbar slamhantering*. Statens offentliga utredningar 2020:3. Stockholm.
- Starberg, K. et al. (2005). *Problem och lösningar vid processoptimering av rötkamardriften vid avloppsreningsverk*. VA-Forsk 2005-10, Stockholm: Svenskt Vatten.
- Steiniger, B., Hubert, C. och Schaum, C. (2023). Digesters as heat storage: Effect of the digester temperature on the process stability, sludge liquor quality, and the dewaterability. *Water Environment Research*, 95(9).
- Svenskt Vatten (2021). *Avloppsteknik 3 - Slamhantering*. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Svenskt Vatten (2025). *Slamanvändning Revaq, Från reningsverk till resursverk*. <https://www.svensktvatten.se/vara-sakomraden/avlopp-och-miljo/slamanvandning-och-revaq/> [2026-03-10].
- Tamm, D. et al. (2024). *Hygienisering i biogasanläggningar - Förslag till fler nationella standardmetoder*: RISE Bioekonomi och hälsa Kretsloppsteknik. Rapport 2024:68.
- Tchobanoglous, G. et al. (2014). *Wastewater engineering - Treatment and Resource Recovery*. 5e upplagan red. New York: McGraw-Hill Education.
- Thomas, G. (2025). *Restgaspotential vid lagring av avvattnat rötslam: Skillnader mellan mesofila och termofila processer*. Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet SLU.
- Tian, Z. et al. (2015). Rapid establishment of thermophilic anaerobic microbial community during the one-step startup of thermophilic anaerobic digestion from a mesophilic digester. *Water Research*, Volym 69, pp. 9-19.
- VAV (1981). *P42 Rötning av kommunalt slam*. Svenska Vatten- och avloppsverksföreningen.
- Willén, A. (2016). *Nitrous Oxide and Methane Emissions from Storage and Land Application of Organic Fertilisers*. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences.
- Wu, Z.-L. et al. (2023). The responses of mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of municipal sludge to periodic fluctuation disturbance of organic loading rate. *Environmental Research*, 218(114783).
- Yan, Z., Örmeci, B. och Zhang, J. (2016). Effect of Sludge Conditioning Temperature on the Thickening and Dewatering Performance of Polymers. *Journal of Residuals Science and Technology*, 13(3), pp. 215-224.
-

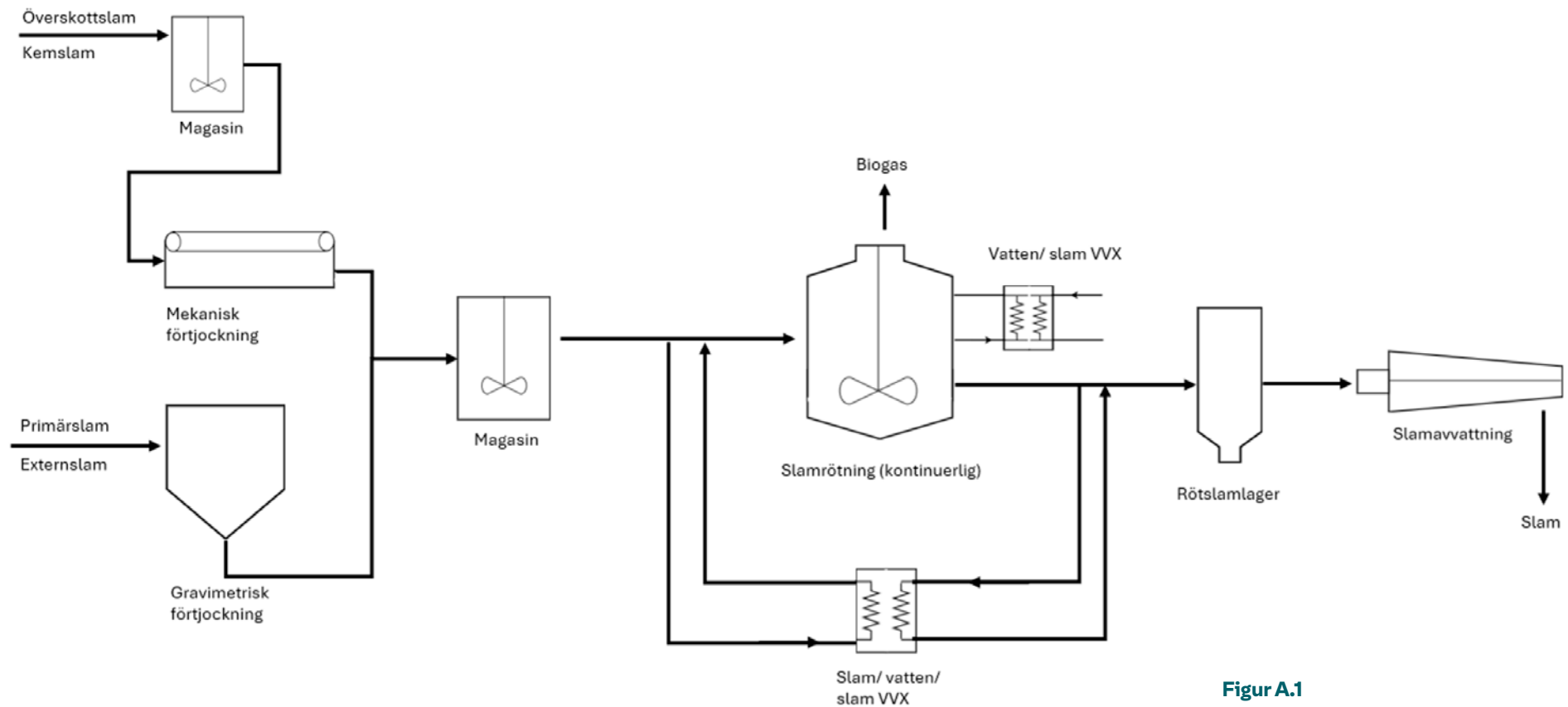
Yeneneh, A. M. et al. (2016). Effects of Temperature, Polymer Dose, and Solid Concentration on the Rheological Characteristics and Dewaterability of Digested Sludge of Wastewater Treatment Plant (WWTP). *Water Air Soil Pollution*, 227(119).

Zhang, X. et al. (2023). Impacts of organic loading rate and hydraulic retention time on organics degradation, interspecies interactions and functional traits in thermophilic anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge. *Bioresource Technology*, 370(128578).

Bilagor

Bilaga A Beskrivning av anläggningarna (slambehandling och värmning)

Kalmar Vatten, Kalmar ARV



Figur A.1
Slambehandling och värmning av slam på Kalmar ARV.

Beskrivning av Kalmar ARV

Vattenreningsprocessen i Kalmar avloppsreningsverk omfattas av fyra steg: mekanisk rening, den första kemiska reningen, biologisk rening och den andra kemiska reningen. Slambehandlingsprocessen omfattar slamförtjockning, termofil rötning och slamavvattning. Biogas förbrukas internt för värmeproduktion och resten säljs vidare till Kalmar Biogas för uppgradering till fordonsgas. Avvattnat rötslam är Revaq-certifierat och sprids på åkermark som återvunnen växtnäring.

Mekanisk rening

Första steget i reningsprocessen är den mekaniska reningen. Här finns ett rensfilter där partiklar som är större än 3 mm avskiljs. Avfallet som rensas bort här tvättas, komprimeras och går sen till förbränning. Vattnet leds vidare till sandfång, fettavskiljare och förluftningsbassänger. Fällningskemikalien järnklorid (FeCl_3) tillsätts i förluftningen för att fälla ut fosfatfosfor.

Den första kemiska reningen

I den första kemiska reningen delas vattnet upp. Cirka 40 % av vattnet går till två SBR-reaktorer (satsvis biologisk rening) och resten går till åtta försedimenteringsbassänger. Två polymerer tillsätts i kanalen efter förluftningen. Detta för att bilda större flockar inför den första slamavskiljningen. Flockarna sjunker till botten och bildar primärslam i åtta försedimenteringsbassänger. Primärslammet leds vidare till gravitationsförtjockare. Dosering av järnklorid bidrar till bekämpning av svavelväte i röt-kammaren. Därför hålls alltid en minimidos av järnklorid i förfällning.

Biologisk rening (aktivslamsteget)

Efter försedimenteringen kommer den biologiska reningen, aktivslamsteget (AS-steget) med fördenitrifikation. Kväve, BOD och en del fosfor avskiljs i aktivslamsteget. Kvävereduktion sker genom nitrifikation och denitrifikation. Bioslam från SBR:er blandas ihop med bioslam från AS innan slamvatten leds vidare till mellansedimenteringen. Vattnet passerar åtta mellansedimenteringsbassänger där bioslam avskiljs och överskottsslam tas ut till mekanisk slamförtjockare (Bellmer).

Den andra kemiska reningen

I efterföljande kemiska reningssteg tillsätts Pluspac S1465 (polyaluminiumklorid) innan vattnet från mellansedimentering och SBR-reaktorer leds till nio eftersedimenteringsbassänger. Efter kemslamsavskiljningen leds färdigbehandlat vatten till recipienten, Kalmarsund. I en ledning som mynnar ut 1 500 meter från land på ett djup av 15 meter släpps det renade vattnet ut. Kemslam tas ut och blandas ihop med överskottsslam i ett magasin innan det leds vidare till mekanisk förtjockare (Bellmer).

Slammet och biogas

Primärslam förtjockas i gravitationsförtjockare. Överskottsslam och kemslam blandas ihop och förtjockas i mekanisk förtjockare (Bellmer). Förtjockat slam blandas ihop antingen i magasin eller i ledning och leds vidare till röt-kammaren som har temperatur på 48–52 °C. Här sker en så kallad termofil rötning i ca 10–12 dygn. Slammet efter rötningen pumpas till rötrestlager och avvattnas sedan med två centrifuger. TS-halt av avvattnat rötslam är ca 25 %. Avvattnat rötslam matas ut till slamplattan som sedan omhändertas av slamentreprenören. Allt Slam är Revaq-certifierat som återvunnen växtnäring med lågt innehåll av oönskade ämnen i kombination med högt fosforinnehåll och sprids på åkermark.

Värmesystem

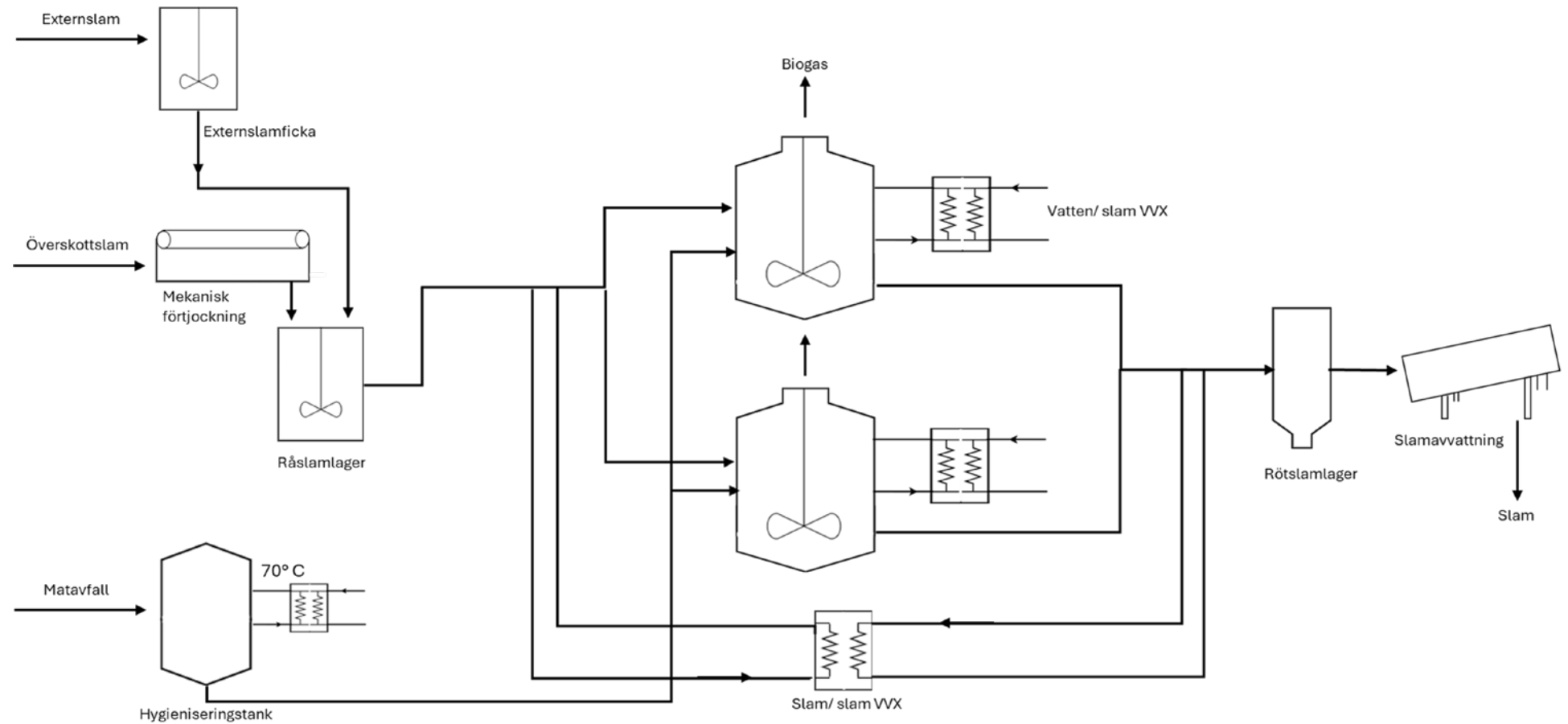
Förtjockat slam pumpas till en rötkammare som har 1 700 m³ som aktiv volym. Det förtjockade slammet pumpas först igenom en återvinningsväxlare som är av typ tubvärmväxlare. Här återvinns värme från utgående slam, ca 10–12 °C. Sen leds förtjockat slam vidare till en tillskottsvärmväxlare (recirkulationsväxlare) som är av typ tubvärmväxlare. Här värms slammet upp till ca 52 °C innan det når rötkammare.

I rötkammaren rötas slammet vid 50–52 °C under sommarhalvåret och 48–50 °C under vinterhalvåret. Kapacitetsbrist hos värmväxlare är huvudanledningen till varför temperaturen inte kan nå högre. Omrörning sker med en toppmonterad mekanisk propelleromrörare.

Slammet recirkuleras i rötkammaren med hjälp av recirkulationspumpen (100 m³/h) för att hålla en bra inblandning av slammet och uppnå önskvärd temperatur i rötkammaren. Slammet pumpas bort från rötkammaren till rötrestlager via nivåreglering för att hålla en konstant nivå i rötkammaren. Upphållstiden i rötkammaren är ca 10–12 dygn och beror på hur mycket slam som produceras i reningsverket. Röttningsprocessen är hydrauliskt överbelastad året runt på grund av volymbrist i rötkammaren. TS-halten i slammet in till rötkammaren ligger på ca 4 % och efter rötkammaren ca 2,5 %. Utgående slam pumpas igenom en återvinningsväxlare som är av typ tubvärmväxlare. Här kyls ner slam ca 10–12 °C och värme tas tillvara för uppvärmning av inkommande slam via vattenkrets.

En stor del av gasen som produceras i rötkammaren används för att värma upp slammet som pumpas in till rötkammaren. Uppvärmningen av vattnet som cirkuleras i värmväxlarna åstadkoms av två gaspannor. Gaspannorna håller en drifttemperatur på ca 98 °C. Gaspannorna kan också eldas med olja. Gaspannorna förser inte enbart rötkammarna (Kalmar Vatten och Kalmar Biogas) med värme, utan de ingår i ett internt fjärrvärmesystem som värmer upp de flesta byggnaderna på reningsverket. Kalmar avloppsreningsverk hade externt fjärrvärme från Kalmar Energi tidigare men det kopplades bort på grund av byggnation av nya det nya reningsverket, Kalmarsundsverket.

Boden kommun, Svedjan ARV



Figur A.2

Slambehandling och värmning av slam på Svedjan ARV.

Beskrivning av Svedjan ARV

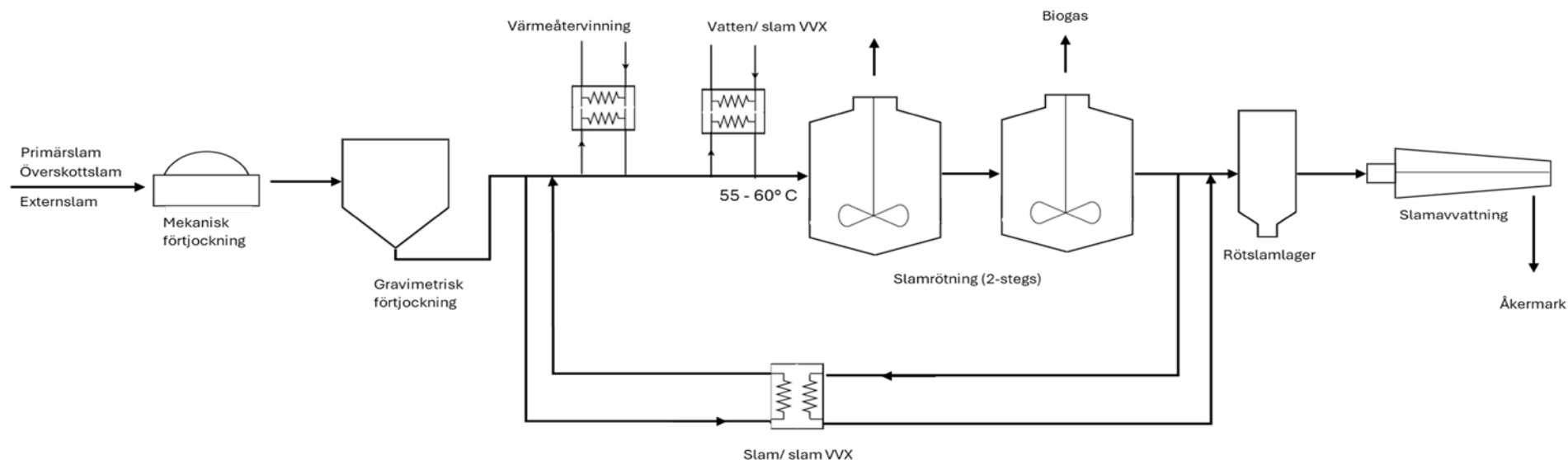
Avloppsreningsverket behandlar avloppsvatten från centrala Boden med omnejd. Avloppsvattnet som leds till reningsverket genomgår mekanisk, biologisk och kemisk behandling. Avloppsreningsverket är dimensionerat för en belastning motsvarande 30 000 pe. Under år 2023 har avloppsvatten motsvarande cirka 15 950 pe renats vid anläggningen.

Det behandlade avloppsvattnet får som gränsvärde för BOD₇ och fosfor inte överstiga 15 mg/l respektive 0,5 mg/l, beräknat som medelvärde för kalenderkvartal. Under 2023 har 4 166 205 m³ avloppsvatten behandlats i anläggningen. Mängden ovidkommande vatten till anläggningen är cirka 31 % av inkommande flöde. Riktvärden för fosfor och BOD₇ klaras.

Under 2023 förbrukade hela anläggningen (avloppsrening och biogas) 1 934 MWh elenergi. Uppvärmningen av anläggningen sker med hjälp av fjärrvärme, vilken till största delen produceras i anläggningens egen gaspanna, men vid behov köps även fjärrvärme från extern leverantör. Under 2023 användes 3 490,7 MWh för uppvärmning, främst för hygienisering och rötning vid biogasanläggningen.

Under 2023 har cirka 608 ton polyaluminiumklorid doserats som fällningskemikalie vid reningen av avloppsvattnet. Råslammet från avloppsreningsverket pumpas efter förtjockning till den samlokaliserade biogasanläggningen där det rötas. Det är denna biogasanläggning som ingår i studien.

Region Gotland, Visby ARV



Beskrivning av Visby ARV

Process

Avloppsvattnet passerar ett 2 millimeters rengaller och förfällning varefter det behandlas biologiskt och kemiskt. Den biologiska behandlingen består av ett biosteg (MBBR), med fördenitrifikation, BOD- och nitrifikationsbassänger, där löst organiskt material renas och ammoniumkväve omvandlas till nitratkväve. Därefter passerar vattnet ett efterdenitrifikationssteg för denitrifikation av nitratkväve till kvävgas. Som bärrarmaterial används kaldnesmaterial. Som fällningskemikalie används järnklorid. Som kolkälla används metanol. Det behandlade slammet (bio/kem) leds till förfällningssteget. Utloppsledningen mynnar i en avluftningskammare i strandplanet och vattnet avleds från denna genom en 140 meter lång ledning med 1 meters invändig diameter lagd i tunnel. Ledningen mynnar ut på 7 meters djup.

Figur A.3

Slambehandling och värmning av slam på Visby ARV.

Slambehandling

Vid Visby reningsverk bildas slam i reningsprocessen. Externt brunns slam tillförs reningsverket via det befintliga avloppsledningsnätet. En mottagningsficka för externa produkter finns också. Slamm pumpas till röt-kammare där det genomgår rötning i två steg vid en temperatur på 55 °C. Det rötade slamm pumpas därefter till ett slamlager, varefter det avvattnas. Transport sker sedan till Roma slamplatta för mellanlagring och vidare transport antingen till åkermark eller återvinningsstationer på fastlandet. Reningsverket är Revaq-certifierat sedan april 2017. Den producerade rötgasen används till uppvärmning av reningsverkets lokaler, värmning av internt slam till röt-kammare och fordonsgas. Eventuellt överskott levereras via ledning till GEAB:s fjärrvärmesystem. Den totala värmeenergin uppgår till ca 4 GWh/år.

Rötkamrarna är **dimensionerade** för en torrsubstansmängd i slamm på 5 600 kg/d, varav 4200 kg/d organisk mängd samt för slamm mängden 130 m³/d. Vardera röt-kammaren har volymen 1 250 m³. Uppehållstiden vid dimensionerande flöde blir då 18 till 20 dygn.

Övrig framtagen information och diskussion

De två röt-kamrarna är enligt uppgift dimensionerade för OLR 1,9 kg VS/m³ och HRT 16,9 dygn i paralleldrif om våtvolum används. Om totalvolum används är siffrorna 1,7 kg VS/m³,d och 19,2 dygn.

Vid analys av VASS-data visar det sig att angivet massflöde ut från rötningen är cirka 1,6 ggr högre än massflödet ut från avvattningen. Detta bör vara under 1,0. Till exempel för 2023 är angivet flöde ut från rötningen 70 511 m³ och har en TS-halt på 2,2 % TS vilket är 1 551 ton TS. Våtvikten av slamm ut från avvattningen (avvattnat slamm mängd) anges vara 2 991 m³ och ha en TS-halt på 32,9 % TS vilket är 984 ton TS. Uppgifterna överensstämmer med det som angivits i miljörapport för 2023. Kontroller mot nyckeltal och medianvärden mot andra i projektet deltagande reningsverk för kg TS_{in} till rötningen visar också att TS-mängden in till röt-kammaren högst troligt inte är TS-mängden av råslam ut från förtjockarna till rötningen. För 2023 är dessa nyckeltal 46 kg TS/p, 97 kg TS/pe, 83 kg TS/slam-pe. Antal slam-pe är här inte uträknat som i VASS Drift utan TS mängden externt slam delat med 29,5 kg TS/pe + rapporterade antal pe i VASS.

Visby ARV har cirkulation av rötat slam tillbaka till precis före pumparna som tar förtjockat slam till värmning och rötning. Detta flöde kan vara inkluderat. Tyvärr har det inte funnits möjligheter att från driftdata från Visby ARV verifiera ovan hypotes eftersom det av resursskäl inte har kunnat tillhandahållas projektet.

På Visby ARV tillförs även slam från Tingstäde vattenverk till silon för rötat slam. Hur det påverkar TS-halten ut från avvattningen har också gjorts försök att verifiera men av ovan angivna skäl kring driftdata har inte heller det kunnat analyseras.

Sammanfattningsvis misstänks att massbalanserna över Visby ARV kräver mer analys och driftdata för att verifiera och använda information från Visby ARV i denna studies huvudrapport. Men anläggningen är så pass intressant så det görs ändå ett försök, med många antaganden, att få fram några siffror.

VASS-data för 2023 visar *utan* kritisk granskning att utröttningsgraden var 63 %. Då uträknad från summa av massflöde av VS in och ut från rötningen. Det kan vara rätt och skulle vara intressant om det var rätt, men det är troligen inte rätt. Detta är mycket över Sunne ARV och Sandholmen ARV (som också är biofilmsanläggningar men utan kväve-rening) som ligger mellan 52–56 %. Visserligen är dessa inte tvåstegsrötning. Jämför man men den andra tvåstegsrötningen i projektet, Källby ARV, ligger utröttningsgraden för denna anläggning på 52–59 %. I miljörapporten anges utröttningsgraden 27 % vilket är osannolikt. Dessa beräkningar är baserade på formeln som bara använder VS-halten in och VS-halten ut.

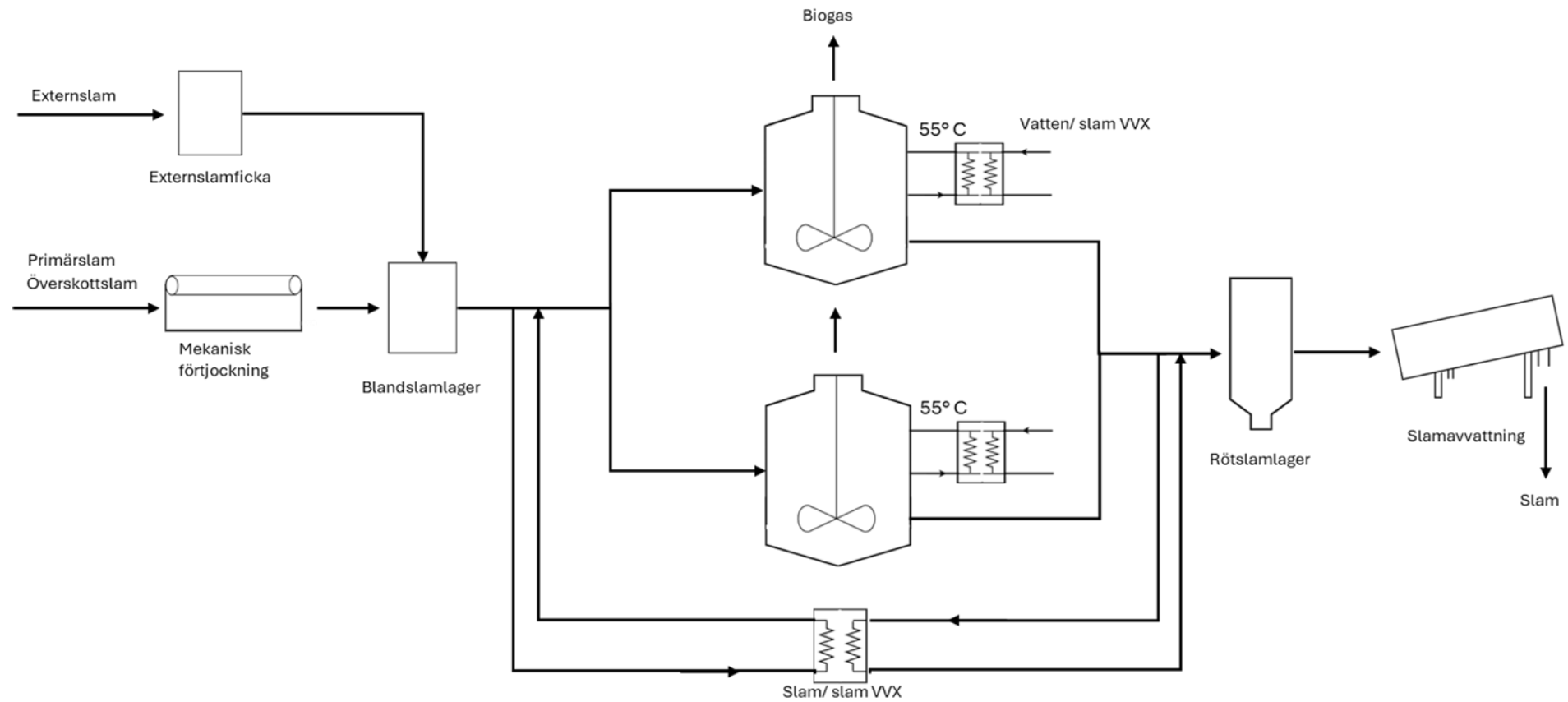
I rapporten har kWh värme/kg TS_{in} studerats. Med den medel-TS-halt på substratet in till Visby ARV:s rötning som räknas fram från VASS och summan av flödena in till

rötningen (OBS – se om felkälla ovan) och den i miljörapporten angivna tillförda mängden värme (minus en tidigare uppgift vad som går till fastighetsvärme) fås för år 2023 en specifik energianvändning på 693 kWh/ton TS_{in}. Ett bra värde relativt andra reningsverk som har varit med i projektet och vars värden för värme och TS-flöden inte rest några ”varningsflaggor”. Eftersom det är värmesystemet och inte förtjockningen som ska värderas så normeras denna specifika värmeanvändning mot ett antaget 6 % TS in till rötkammaren i stället för det framräknade 4,1 % TS. Då är den TS-normerade specifika energianvändningen 477 kWh/ton TS, som är bäst specifik energimängd bland alla reningsverk som är med i studien. Detta är således baserat på ett för högt massflöde in till rötkamrarna och högst troligt inte korrekt.

Om man antar 55 % utröttningsgrad i stället för ovan 63 % och räknar baklänges från avvattnad slammängd (2 991 m³ avvattnat slam, 32,9 % TS, 58 % VS av TS vilket ger 984 ton TS) så erhålls för 2023 1 682 ton TS in till rötningen i stället för 2 976 ton TS som räknas fram ur VASS. Ovan 477 kWh/ton TS blir då 843 kWh/ton TS. En siffra i nivå med det TS och temperaturnormerade värdet för Sjöstadsverket ARV.

Det betonas att ovan är osäkra överslag men visar på att en djupare analys skulle vara av värde.

Karlstads kommun, Sjöstadsverkets ARV



Figur A.4

Slambehandling och värmning av slam på Sjöstadsverkets ARV.

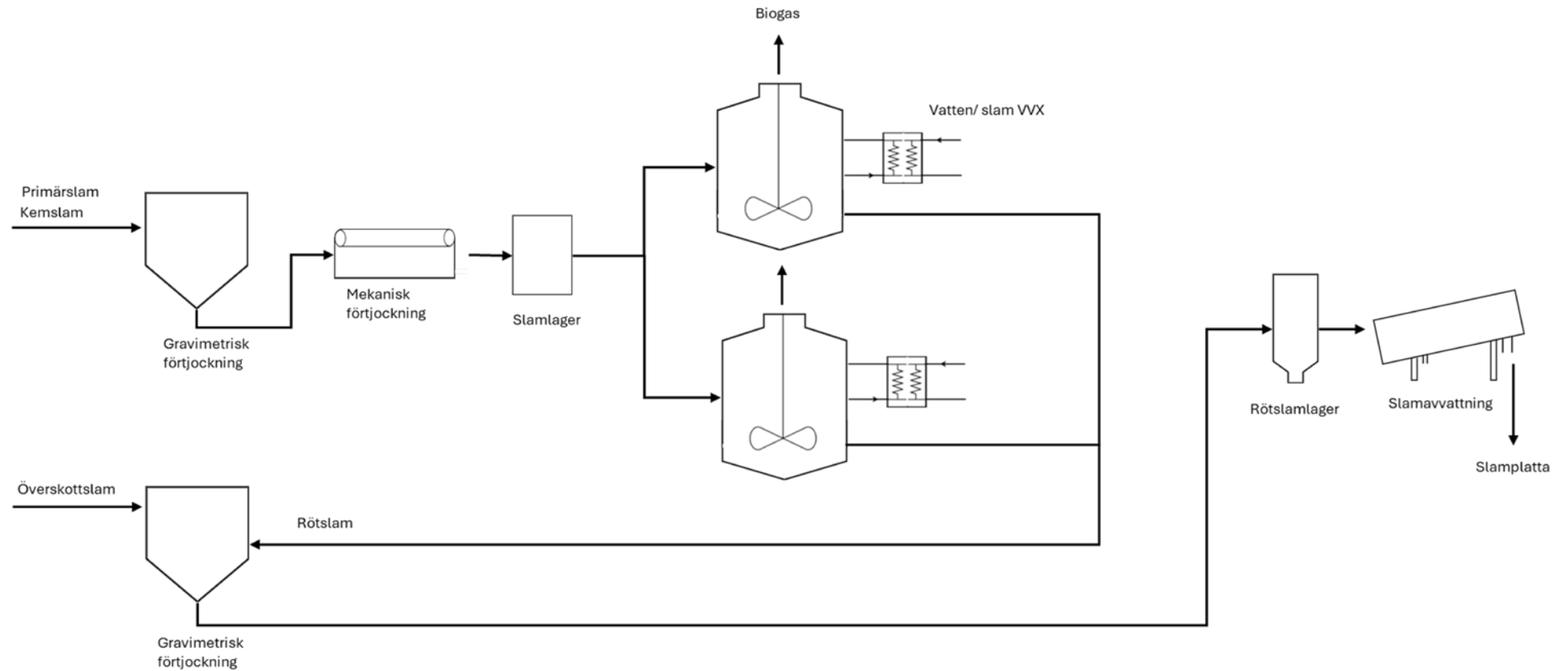
Beskrivning av Sjöstadsverket

Sjöstadsverket har tillstånd att behandla avloppsvatten motsvarande en maximal genomsnittlig veckobelastning av högst 97 000 pe, samt ta emot och behandla upp till 60 000 ton externt organiskt material per kalenderår.

Verket har varit i drift sedan 1970 och drivs med mekanisk, biologisk och kemisk rening. Den mekaniska reningen utgörs av rengaller och luftat sandfång. I sandfånget doseras järnklorid för förfällning i de efterföljande sedimenteringsbassängerna. Den biologiska reningen sker med fördenitrifikation, och det bioslam som bildas avskiljs i efterföljande mellansedimenteringsbassänger. För att kvävereduktionen i biosteget ska fungera optimalt även under vinterhalvåret tillsätts extern kolkälla vid behov, främst i returslamluftningen som använder efterdenitrifikation av rejektet från skruvpressarna. I det sista reningssteget avlägsnas fosfor genom kemisk fällning och flockning med hjälp av polyaluminiumklorid. Flockarna sjunker till botten i slutsedimenteringsbassängerna och det renade vattnet leds ut i Kaplansälven, en del av Klarälvens östra huvudfåra. Vattnet rinner sedan ut i Väneren. Bräddning kan ske både före verket (nödbräddning) och efter försedimenteringsbassängerna i verket.

Det slam som bildas i sedimenteringsstegen tas ut via försedimenteringen. Därefter pumpas slammet till mekaniska förtjockare innan det hamnar i en blandningsbassäng för vidare inpumpning till rötammarna. Externt slam från kommunens samtliga mindre reningsverk körs till slammottagningsstationen på Sjöstadsverket och blandas med slammet från Sjöstadsverket i blandningsbassängen. Från blandningsbassängen pumpas slammet till två parallellkopplade rötammare där det rötas termofilt innan det går vidare till två våtslamtorn innan avvattning. Uppehållstiden i rötammarna ligger runt 20 dagar och temperaturen hålls stabilt på 52 °C. För uppvärmning av rötammarna används fjärrvärme, där en delström från rötammarna cirkuleras genom två fjärrvärmewäxlare. Det finns även en liten förvärmning genom värmeväxling mot utgående slam. Efter rötning avvattnas slammet på två skruvpressar. Pressarna startar och stoppar automatiskt på nivå i våtslamtornen. För att underlätta avvattningen tillsätts polymer. Efter avvattning förs slammet till två torrslamsilos innan borttransport. Vid rötningen av slammet bildas biogas. Biogasen leds via gasledning till en uppgraderingsanläggning för fordonsgas på angränsande fastighet. Anläggningen är Revaq-certifierad.

Kävlinge kommun, Kävlinge ARV



Figur A.5

Slambehandling och värmning av slam på Kävlinge ARV.

Beskrivning av Kävlinge ARV

Reningsprocessen

På Kävlinge avloppsreningsverk sker reningen i tre steg genom mekanisk, biologisk och kemisk rening innan det renade avloppsvattnet leds ut i Kävlingeån.

Den mekaniska reningen sker i ett rengaller med renstvätt, luftat sandfång med sandtvätt och därefter en försedimenteringsbassäng.

Den biologiska reningen sker i två parallella aktivslamlinjer med fördenitrifikation. Reningssteget består av två biobassänger (anox och aerob) och fyra mellansedimenteringsbassänger. Det finns också två äldre biobäddar med bärarmaterial i sten som används för rening av bräddat vatten efter försedimenteringen.

Den kemiska reningen sker genom tillsats av järnklorid och sker i fyra parallella linjer som vardera består av en flockningsbassäng och en eftersedimenteringsbassäng.

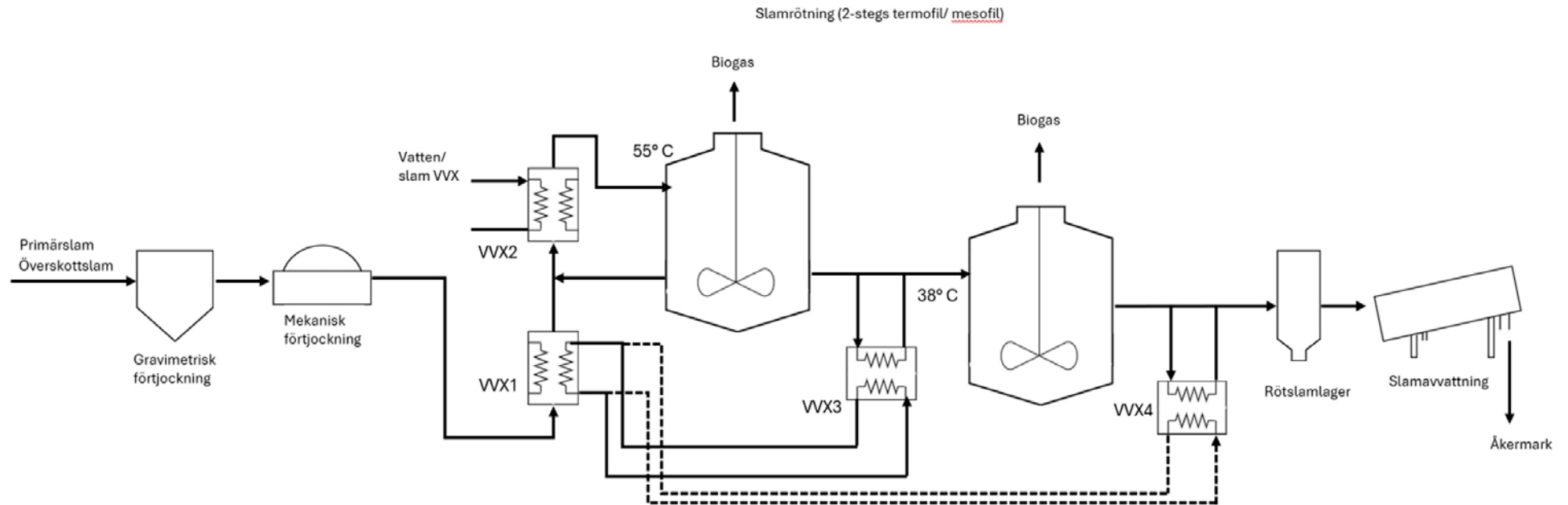
Som slutpoleringssteg finns en sandfilteranläggning för avskiljning av suspenderat material. Sandfilteranläggningen startar automatiskt vid höga halter av suspenderat material eller fosfor.

Vid höga flöden eller vid driftstopp kan bräddning ske på inkommande ledning (före rengaller) eller efter försedimentering. Provtagning och flödesmätning sker på bräddat vatten.

Slamprocessen

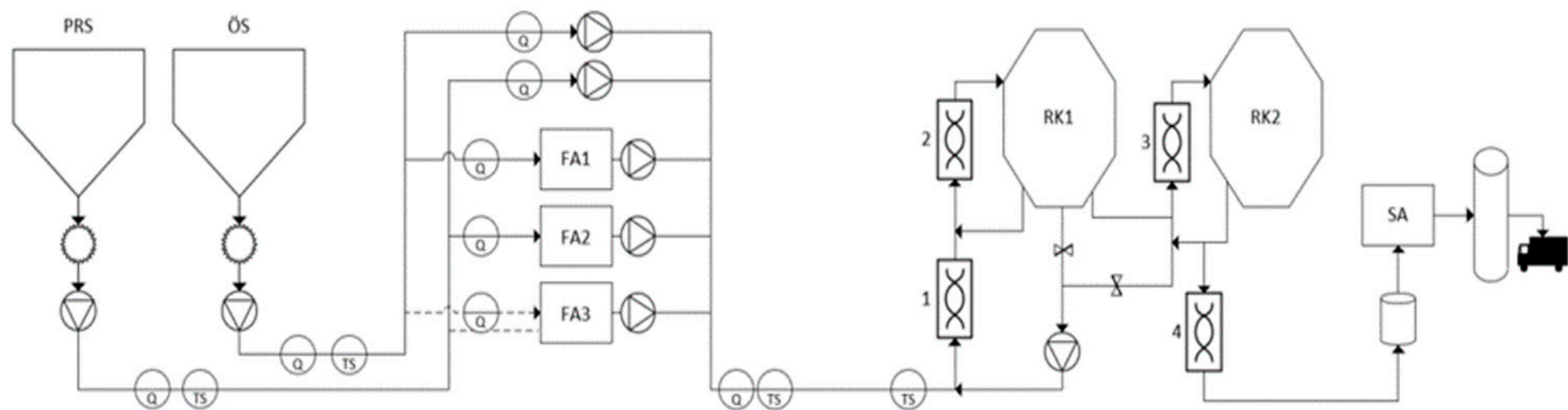
Primärslam från försedimenteringen förtjockas genom sedimentering i slamförtjockare 1. Överskottsslam från biosteget blandas med det rötade slammet och förtjockas genom sedimentering i slamförtjockare 2. Kemsammet från eftersedimenteringen förtjockas tillsammans med primärslammet i slamförtjockare 1. Slammet från slamförtjockare 1 förtjockas ytterligare i en silbandsförtjockare innan det pumpas in i rötkamrarna för att rötas termofilt under drygt 20 dygn vid ca 50 °C. Det rötade slammet och överskottsslammet förtjockas i slamförtjockare 2 innan det slutavvattnas i en skruvpress och pumpas ut på slamplattan.

VA SYD, Källby ARV i Lund



Figur A.6

Slambehandling och värmning av slam på Källby ARV i samma typ av blockschema som övriga beskrivningar .



Beskrivning av Källby ARV

Källby avloppsreningsverk har en dimensionerande belastning på 120 000 pe, och en faktisk belastning strax under. Verket tar emot och behandlar avloppsvatten genom mekanisk, biologisk och kemisk rening, samt efterföljande polering.

Den mekaniska reningen omfattar fingaller (6 mm), sandfång, och försedimentering. Biologisk rening sker i fyra parallella aktivslamlinjer med fördenitrifikation. Därefter renas vattnet kemiskt genom fällning med järnklorid. Efter den kemiska reningen poleras vattnet i ett dammsystem bestående av sex seriekopplade dammar. Utlopp till Höje å finns från damm 2 och damm 6, men i normalfallet används endast den senare. Ingen bräddning sker på verket, däremot finns det möjlighet till förbiledning till kemsteg alternativt dammar via regnvädersmagasin (endast volymutjämning, ingen separat slamhantering här).

För att hantera de mängder slam som inkommer, och produceras, på Källby ARV behöver de två röt-kammarna kunna beskickas med 11 m³/h och ett TS på 6,5 %. Behovet inkluderar dagens belastning (ca 9 700 kg TS/d) såväl som prognostiserad framtida belastning enligt

Figur A.7

Slambehandling och värmning av slam på Källby ARV enligt VA SYDs blockschema.

kommunens tillväxtprognos (upp till 15 800 kg TS/d). Kemslam, rejekt från slamhantering (slamavvattning, mekanisk förtjockning, samt gravitationsförtjockare), och bräddning från röt-kammare återförs till inkommande vatten efter provtagare och galler. Överskottsslam och primärslam (egentligen blandslam då även kemslam och ovanstående rejekt plockas ut i försedimenteringen) förs till separata gravitationsförtjockare innan det beskickas till mekanisk förtjockning.

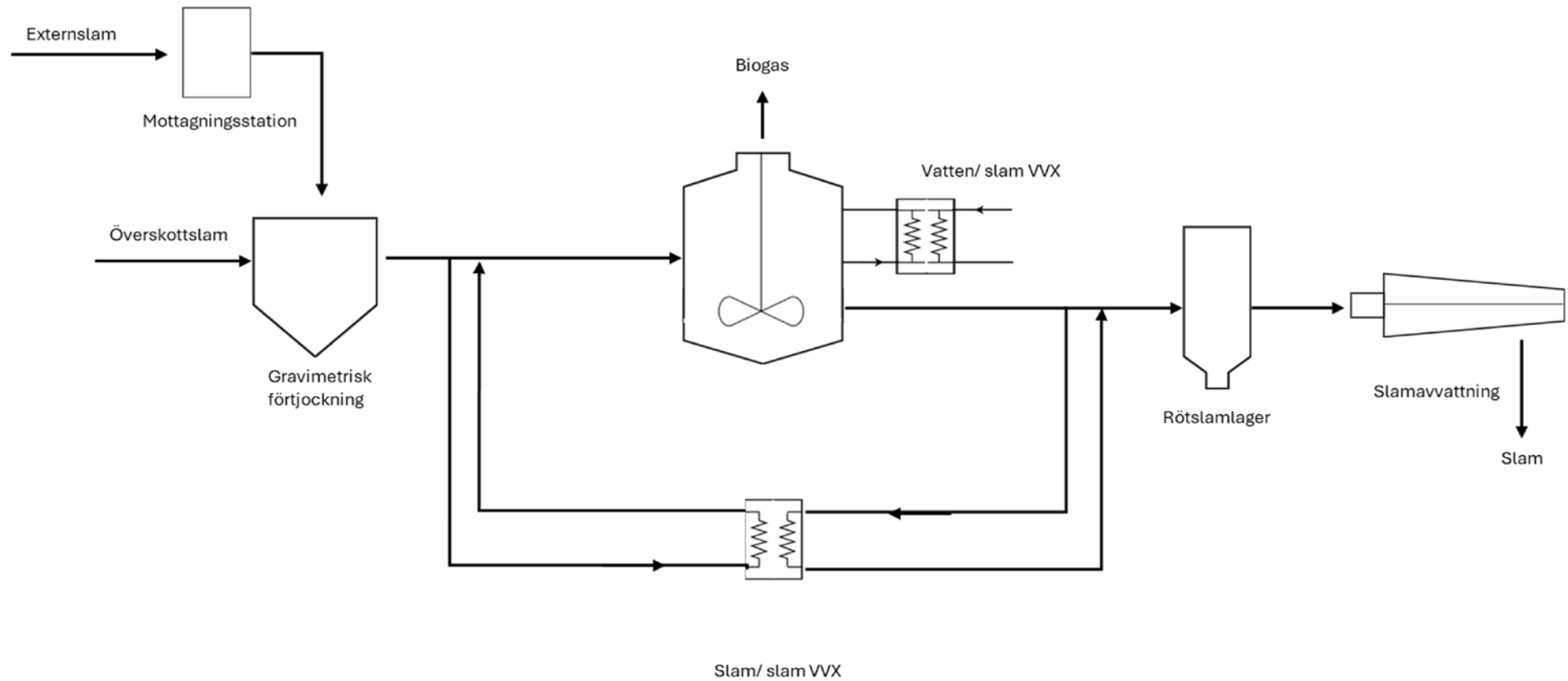
Under 2019 gjordes en stor ombyggnation i slamhanteringen på Källby ARV för att kunna öka beskickningen till röt-kamrarna. Fyra nya slamvärmeväxlare installerades för att kunna driva de två seriekopplade röt-kamrarna termofilt-mesofilt, från tidigare mesofilt-mesofilt. Värmeskillnaden som uppstår mellan RK1 och RK2 utnyttjas då man förvärmer slam in till RK1 genom att kyla utgående slam från både RK1 och RK2. Det är förberett för att i framtiden kunna ställa om processen så att båda röt-kamrarna drivs termofilt. År 2021 installerades även ny utrustning för mekanisk förtjockning.

Mekanisk förtjockning på Källby ARV består av tre trumavvattnare med två bypasspumpar (förbiledningspumpar). Primärslam och överskottsslam förtjockas efter polymertillsats separat i dedikerad trumavvattnare med möjlighet att förtjocka antingen primärslam eller överskottsslam i den tredje vid behov. Trumavvattnarna förtjockar slammet till ca 6–8 % TS, varefter bypasspumparna späder med oförtjockat slam till önskat TS. I praktiken beskickas värmeväxlare oftast med ett flöde på betydligt lägre TS (ca 4–5,5 %) för att undvika driftstopp.

Det installerade systemet för att värma och kyla slam består av fyra värmeväxlare, VVX1–4, med följande funktioner:

- VVX1: Förvärmning av förtjockat slam. Värmeväxlar mot VVX2 och VVX3.
- VVX2: Höjer temperaturen på det förvärmade slammet till ca. 52–55 °C. Fjärrvärme/gaspanna.
- VVX3: Kyler rötslam mellan RK 1 och RK 2 för att nå ca. 38 °C. Värmeväxlar mot VVX1.
- VVX4: Kyler utgående rötslam från RK 2. Värmeväxlar mot VVX1.

Piteå Renhållning & Vatten, PIREVA, Sandholmens ARV



Figur A.8

Slambehandling och värmning av slam på Sandholmen ARV.

Beskrivning av Sandholmens ARV

Avloppsvattnet behandlas mekaniskt, biologiskt och kemiskt. Den mekaniska reningen utförs i sandfång och bandsilar. Den biologiska reningen sker i en biologisk bädd och den kemiska reningen sker genom efterfällning, flockning och sedimentering, med aluminiumsulfat. En liten mängd polymer tillsätts i slutet av flockningsbassängen för att öka avskiljningen av suspenderade ämnen. Det finns ytterligare en biologisk rening för avskilt vatten vid förtjockning före rötning och avvattning efter rötning. Denna rening sker satsvis enligt aktivslammetoden, s.k. SBR-teknik. Det renade vattnet från SBR-anläggningen leds till pumpstationen före den biologisk bädden.

Avloppsvattnet renas enligt följande:

- Mekanisk rening, i två linjer, med sandfång och bandsilar, 3,5 mm håldiameter.
- Biologisk rening i en biologisk bädd, 950 m³.
- Biologisk rening av internströmmar i två SBR-reaktorer.
- Efterfällning med ALG från WIBAX, det kemiska reningssteget består av flockning och sex parallella sedimenteringsbassänger. En liten mängd polymer tillsätts för att öka avskiljningen av suspenderade ämnen.

Slambehandling enligt följande:

- Förtjockning av slam i en gravitationsförtjockare. En liten mängd tillsätts för att förbättra förtjockningen av slammet. Dekantatet från förtjockningen går till SBR-anläggningen via pumpstation.
- Termofil rötning vid 55 °C. Inpumpning/utpumpning sker via slam/vatten/slam-VVX, fabrikat Läckeby Water. Röt-kammarens volym är 105 m³. Volym 1 700 m³. Upphållstid 16–18 dygn. Uppvärmning av röt-kammaren sker med slam/vatten-VVX. Varmvatten från kylning av gasmotor och gaspanna.
- Röt-slamlager, 314 m³
- Avvattning i skruvpress Huber 620.2, 350 kg TS/h, årsmodell 2018 och Noxon centrifug, DC10EL, 500 kg TS/h, årsmodell 2020.
- Torrslampump till slamplatta. Redundans: Skruv till container.

Den producerade gasen använd för produktion av el och värme i gasmotor, 99 kW, och värme i gaspannor.

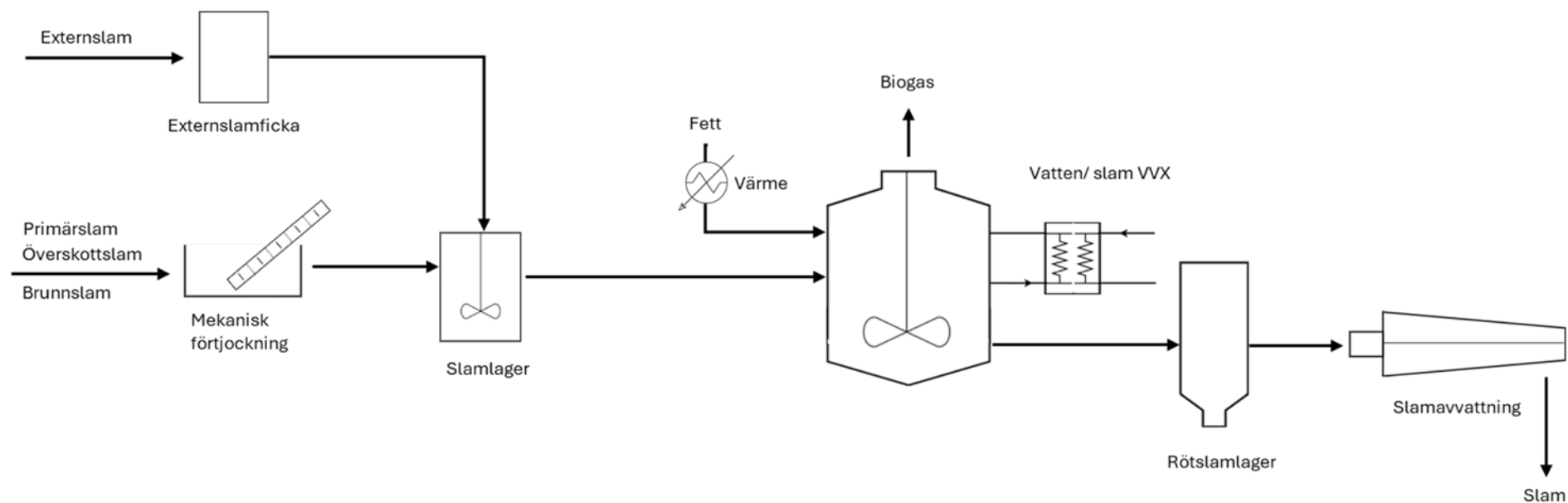
Biogasen räcker för uppvärmning av röt-kammare och lokaler under sommarhalvåret. Under vinterhalvåret värms lokalerna med värmepumpar, som tar värme från en delström av utgående avloppsvatten. Det finns totalt fyra värmepumpar med en total effekt av 250 kW.

Normalt klarar elproduktionen från gasmotorn ca 55 % av elbehovet vid anläggningen. Mellan 2004 och 2012 utgick elcertifikat.

Antal anslutna fysiska personer var 2024-12-3: 32 958

Antal personekvivalenter medel 2023: 20 518 pe

Sunne kommun, Sunne ARV



Figur A.9

Slambehandling och värmning av slam på Sunne ARV.

Beskrivning av Sunne ARV

Sunne avloppsreningsverk är beläget i Brårud industriområde.

Anläggningen togs i drift 2006. Den mottar och behandlar avloppsvatten från i huvudsak Sunne. Externslam tas emot från Munkfors och Torsby kommun.

Anläggningen är dimensionerad för 7 500 pe. Dimensionerande föroreningsbelastningar är 488 kg BOD₇/d och 18,75 kg P_{tot}/d, dimensionerande flöde är 164 m³/h.

Utsläppsvillkoren för anläggningen är att behandlat avloppsvatten får som gränsvärde ej överstiga 15 mg BOD₇/l och 0,5 mg tot-P/l räknat som medelvärde per kalenderår och som riktvärde ej överstiga 10 mg BOD₇/l och 0,5 mg tot-P/l räknat som medelvärde per kvartal.

Avloppsreningsverket är utformat för mekanisk rening över finrensgaller, sandfång samt försedimentering, biologisk rening i biobädd samt flockning innan slutsedimentering.

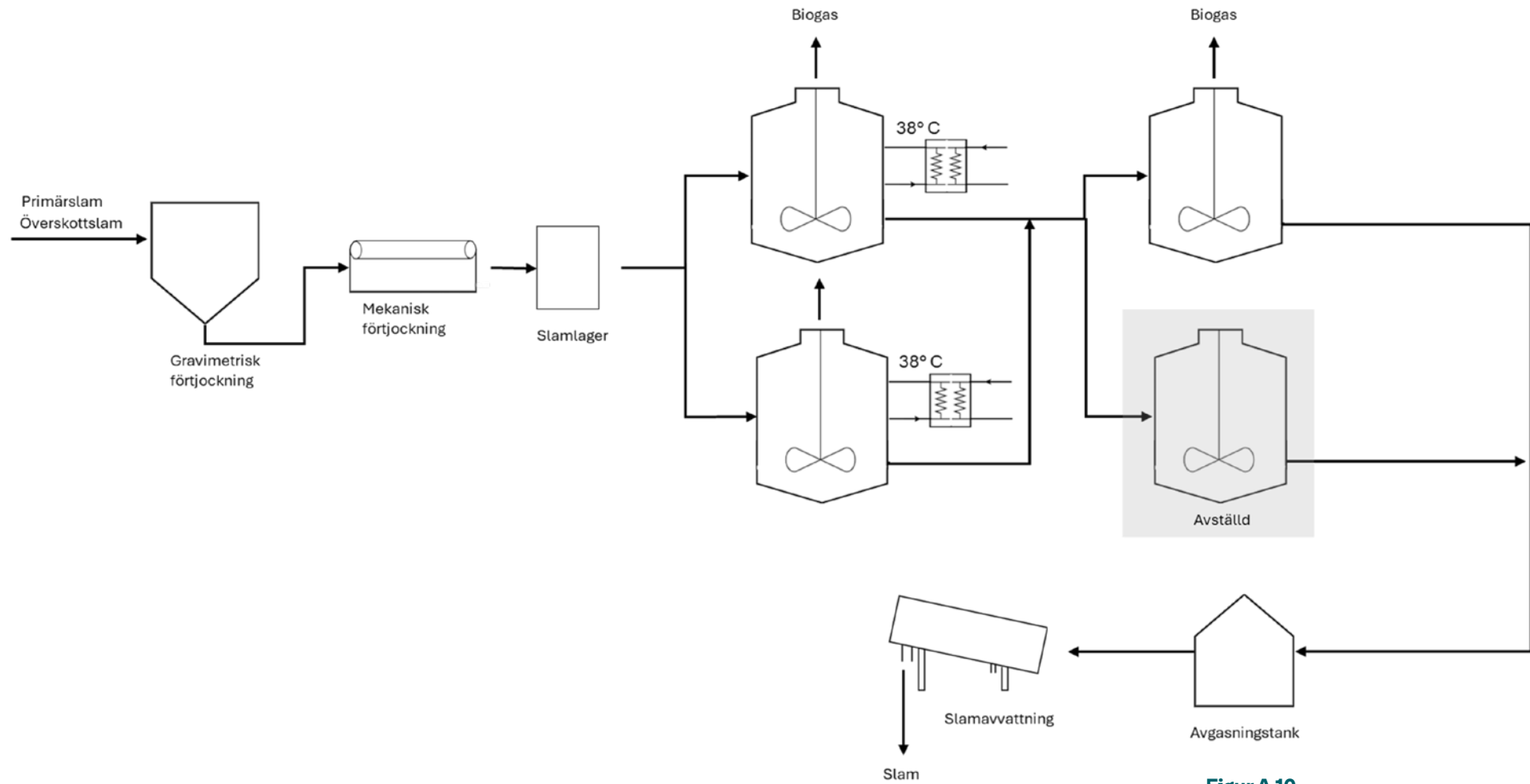
Avloppsreningsverket är utformat enligt följande:

- *Mekanisk rening* via finrensgaller, sandfång och försedimentering. Fasta partiklar, papper och sand m.m. avskiljs.
- *Biologisk rening* i biobädd. Halten organiskt material reduceras främst.
- *Kemisk rening*. Efterfällning, halten löst fosfor reduceras främst.

Recipient för det färdigbehandlade avloppsvattnet är Fryken.

Slambehandling utgörs av förtjockning i förtjockargaller, rötning i rötkammare samt avvattning i centrifug. Godkänt slam enligt Revaq-reglerna sprids på åkermark. Värmeenergi som inte nyttjas på reningsverket för uppvärmning av rötkammare och lokaler säljs till fjärrvärmebolaget i form av hetvatten.

Skövde kommun, Stadskvarns ARV



Figur A.10

Slambehandling och värmning av slam på Stadskvarns ARV.

Beskrivning av Stadskvarns ARV

Stadskvarns avloppsreningsverk tar emot och behandlar ca fem miljoner m³ avloppsvatten årligen. Reningsverket drivs med kemisk förfällning och efterföljande biologisk rening med kvävereduktion. Efter biologiska reningssteget finns ett kemiskt reningssteg med efterfällning och slutsedimentering. Innan det renade vattnet släpps ut i recipienten Mörkebäcken passerar det även verkets sista reningssteg som utgörs av en skivfilteranläggning. Det producerade slammet stabiliseras genom rötning med efterföljande avvattning.

Reningsprocessen

Det inkommande avloppsvattnet rensas från större partiklar, trasor med mera. Detta görs genom två mekaniska rens-galler med 2 mm spaltvidd. Det uppkomna rensat tvättas med hjälp av renstvättpressar innan det skickas med lastbil till förbränning i det kommunägda fjärrvärmeverket Värmekällan. I de efterföljande kombinerade sand- och fettfången avskiljs tyngre avsättbara partiklar som sand men även fett. Detta förhindrar ansamling av sand i röt-kammarna och samtidigt undviks onödigt slitage på pumpar och övrig utrustning. I en ficka på botten av respektive sandfång sitter en sandpump som pumpar sandblandat vatten till en sandtvätt. I sandtvätten avskiljs organiskt material som återförs till processen. Den tvättade sanden körs till XR Miljöhantering där den mellanlagras i väntan på att skickas till farligt avfall-kompostering. Avskiljningen av fett har till syfte att minimera problem med att fett kan flyta upp i senare delar av reningsanläggningen samt för att inte påverka biologiska reningsstegen. Det fett som avskiljs pumpas till verkets röt-kammare och omvandlas där till biogas.

Mellan sandfången och de efterföljande försedimenteringarna doseras aluminiumklorid och järnklorid för fosforreduktion. Järnkloriden hjälper även till att binda svavel i röt-kammarna och på så vis minskas mängden giftigt och korrosivt svavelväte i gasen som produceras. Doseringen sker i en väl omblandad luftad fördelningsbrunn. Reningsverket är byggt i etapper under ett antal år, därför består försedimenteringen av en yngre och en äldre linje, Försedimentering 1 och Försedimentering 2. Under 2022 kompletterades dessa två med en helt ny parallell lamellförsedimentering. Avloppsvattnet delar, efter sandfången, upp sig i de ovan nämnda parallella försedimenteringslinjerna. I försedimenteringsbassängerna sedimenteras de avsättbara ämnena i avloppsvattnet samt de flockar som bildas genom kemiska fällningen med aluminium- och järnklorid. Detta ger en både lägre och jämnare belastning på det efterföljande biologiska reningssteget.

Det biologiska reningssteget består av de tre delarna bio1, bio2 och bio3. Sedan slutet av 2023 finns även ett nytt fjärde biologiskt reningssteg, bio4, som är parallellt med bio1 och bio2. Då höjdskillnaden mellan in- och utlopp är för liten för att avloppsvattnet ska kunna rinna med självfall genom verket, finns pumpar för att lyfta vattnet till de biologiska reningsstegen. Propellerpumpar lyfter vattnet till bio1, skruvpumpar till bio2 och kanalhjulspumpar till bio3. En ny pumpstation som lyfter vatten till det nya biologiska reningssteget bio4 togs i drift under slutet av 2023. I biostegens luftningsbassänger tillsätts luft genom inblåsning och ett aktivt slam bildas. Det aktiva slammet tar upp och oxiderar, dvs bryter ner, suspenderade och lösta ämnen i avloppsvattnet. Till exempel oxideras ammonium till nitrat. När det aktiva slammet inte luftas sker denitrifikation samtidigt som organiska ämnen bryts ner utan tillgång till fritt syre.

I den efterföljande mellansedimenteringen sedimenterar det aktiva slammet och skrapas med skrapor till slamfickor. Därifrån pumpas största delen av det aktiva slammet till den luftade delen av bio3, som retur-slam. En mindre del tas ut som överskottsslam i bio1, bio2 och bio4. Överskottsslammet går till försedimenteringen. Från bio3 leds retur-slammet tillbaka till inloppen av bio1, bio2 och bio4. Avloppsvattnet från bio1 lyfts med skruvpumpar, medan det från bio2 leds med självfall, till slutsedimenteringen. Vattnet från de två linjerna går ihop och leds till efterfällningen genom flockningsbassänger med

omrörare. Innan flockningsbassängerna tillsätts aluminiumklorid för att genom kemisk fällning avlägsna det sista av fosfor och suspenderade ämnen.

Efter flockning går vattnet till slutsedimentering. Vattnet från det nya biologiska reningssteget bio4, som togs i drift i slutet av 2023, leds till ett nytt kemiskt reningssteg med fällningskemikaliedosering (aluminiumklorid), flockning och slutsedimentering som också togs i drift i slutet av 2023.

Från slutsedimenteringarna pumpas vattnet till verkets sista reningssteg som utgörs av en skivfilteranläggning som består av tre parallella skivfilter. Efter filteranläggningen rinner det renade vattnet ut i Mörkebäcken, där bäcken rinner ut ur den dagvattenkulvert som passerar under reningsverksområdet.

Slambehandling

I sedimentationsstegen i reningsverket avskiljs dagligen stora mängder slam som måste bearbetas och stabiliseras. Det i mellan- och slutsedimenteringsbassängerna avskilda slammet pumpas till försedimenteringsbassängerna. Från försedimenteringsbassängerna pumpas det avskilda slammet som ett blandslam via en gravitationsförtjockare till en mekanisk förtjockare. Före den mekaniska förtjockaren tillsätts en polymer för att underlätta förtjockningen. I förtjockarna avskiljs en andel av det vatten som finns i slammet. I förtjockaranläggningen finns en luktreduktionsanläggning med jonisering.

Efter förtjockaren pumpas slammet till verkets rötningsanläggning som består av fyra rötammare. I rötammarna genomgår slammet nedbrytning under frånvaro av syre s.k. anaerob nedbrytning. I rötammarna rötas endast avloppsslam. Både mängden fast material i slammet och andelen patogena bakterier minskar. Nedbrytningen sker under konstant temperatur. Vid nedbrytningen av slammet bildas rötgas, dvs biogas, som består av ca. 63 % metan (CH₄) och 37 % koldioxid (CO₂). Biogasen används dels till produktion av fordonsbränsle, dels till uppvärmning av reningsverkets rötammare och lokaler. Till och med mitten av 2024 levereras även en liten andel av värmen till intilliggande slakteri. Eventuell överskottsgas bränns i en gasfackla.

Efter rötningen, som normalt tar 33–40 dygn, pumpas det rötade slammet via en avgasningstank till en avvattningsskruv. Innan avvattningsskruven blandas rötslammet med polymer för att slammet ska kunna avvattnas i skruven. I skruven ökas slammets TS-halt från ca 3 till 26 %. Det uppkomna rejektivattnet återförs till verket för rening medan det avvattnade slammet skruvas ut till containrar. Därifrån transporteras slammet till ett mellanlager för att sedan skickas vidare till jordbruk eller annan användning till exempel anläggningsjord.

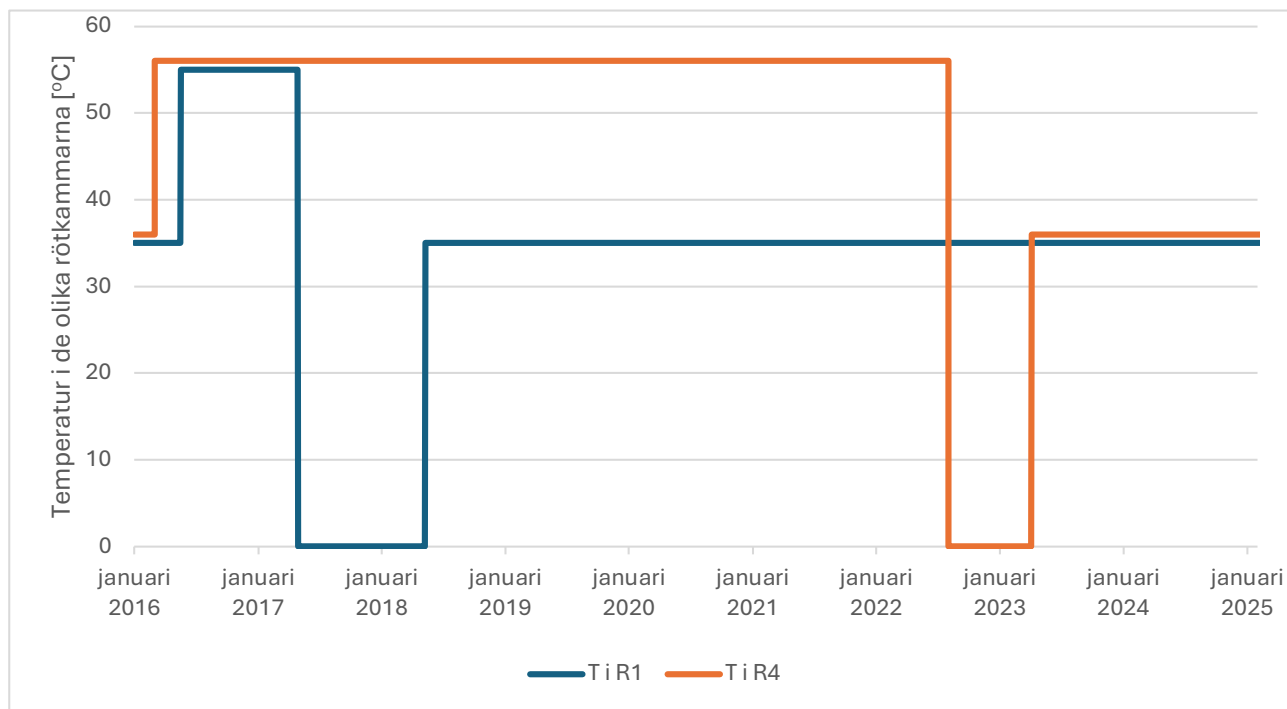
Externslam tas emot från enskilda avloppsanläggningar, inget industrislam tas emot. Slammet tas emot i en externslammottagning där mottagen volym mäts. I mottagningen avskiljs sand, sten och rens. Renset tvättas i verkets två renstvättar. Den tvättade sanden och stenar hanteras sedan tillsammans med övrig tvättad sand från reningsverket. Efter avskiljningen släpps externslammet in i verket före rens-galler. Slam från reningsprocessen i Tidans ARV och Timmersdala ARV körs i tankbil till Stadskvarns ARV och tas emot direkt i slamlagret före rötammare.

Gassystem

All gas som produceras i rötammarna på Stadskvarns ARV går till en gasklocka. Gasen går i första hand till Skövde Biogas för uppgradering till fordonsgas. Gasen torkas i två steg och levereras sedan till Skövde Biogas med hjälp av två fläktar. I andra hand går gas till uppvärmning av avloppsreningsverket. Om det uppstår ett överskott facklas detta bort. Se flödesschema i Figur A.10.

Analys av driften av rötningen på Stadskvarns ARV perioden 2016–2025

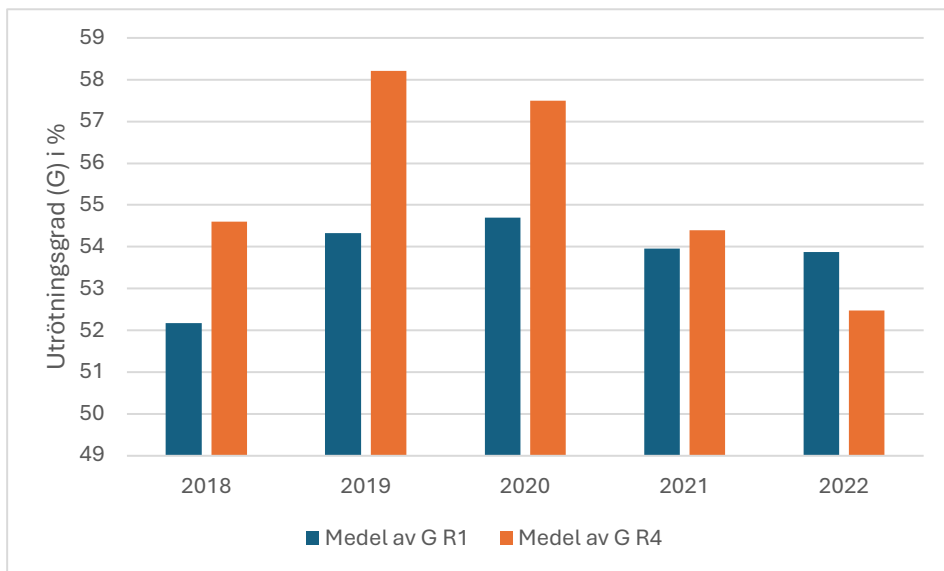
Stadskvarns ARV har för närvarande tre rötkammare i drift. Dessa körs som en variant av tvåstegsrötning där steg ett är två parallella mesofila rötkammare på 1 300 m³ vardera och steg två är en gemensam mesofil rötkammare på 600 m³. Tidigare har steg två varit två parallella volymer på vardera 600 m³ men den ena av dessa volymer är avställd sedan 2018. Från år 2016 har rötkammarna i steg ett drivits varierande mesofilt och termofilt. Se Figur A.11.



Under 2018–2022 drevs en rötkammare mesofilt (R1) och en termofilt (R4) i det första steget av tvåstegsrötningen. Denna period har analyserats. Utröttningsgraden för den mesofila och termofila rötkammaren visas i Figur A.12 och skillnad i utröttningsgrad mellan en mesofil parallellt med en termofil i Figur A.13. I medel för hela perioden är utrötningen cirka 2 % högre i den termofila rötningen jämfört med den mesofila rötningen. Den nedåtgående trenden är troligen orsakad av omrörningsproblem eftersom omröraren låg på botten då R4 tömdes under 2022. Hur länge den har varit ur funktion är dock oklart. Det är därför valt att använda 2018 till 2020 års siffror för att komma fram till att utröttningsgraden högst troligen generellt är 2–3 % högre i den termofila jämfört med den mesofila. Det beror inte heller på en ojämn belastning eftersom driftpersonal noggrant övervakar detta.

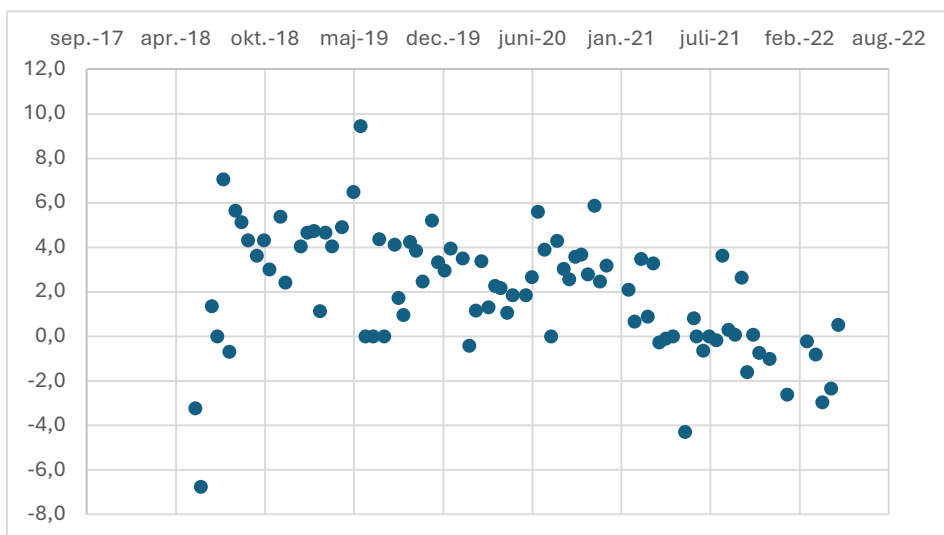
Figur A.11

Variationen av temperatur i rötkammare 1 (R1) och rötkammare 4 (R4) på Stadskvarns ARV.



Figur A.12

Skillnad i utrotningsgrad mellan en mesofil parallellt med en termofil röttkammare på Stadskvarns ARV.



Figur A.13

Skillnad i utrotningsgrad mellan en mesofil parallellt med en termofil röttkammare på Stadskvarns ARV. Utröttningsgrad i termofil rötning minus utrotningsgrad i mesofil rötning.

Utröttningsgraden har räknats ut från glödrest ut från förtjockningen och glödresten i värmecirkulationen i respektive röttkammare. Formeln $G=1-((GR_{in} * GF_{ut}) / (GR_{ut} - GF_{in}))$ har använts då ingen annan driftdata fanns tillgänglig. $G=VS_{reducerat} / VS_{in}$ har inte kunnat användas.

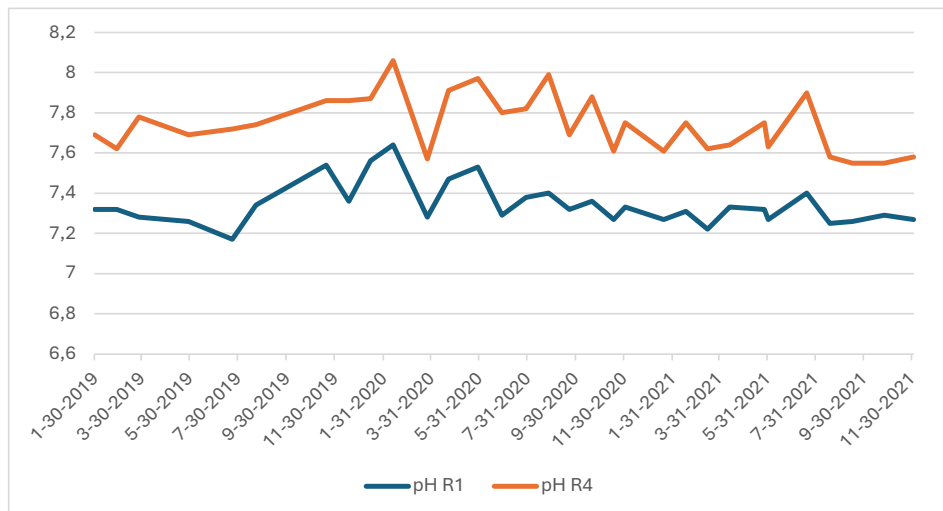
Analysen bygger på antal värden som redovisas i Tabell A.1. Från grunddata har ett fåtal orimliga värden tagits bort. Tyvärr kan på grund av mindre omfattande uppföljning inget sägas säkert om HRT och OLR under denna period.

År	2018	2019	2020	2021	2022
Antal värden för G R1	13	20	22	20	6
Antal värden för G R4	13	21	22	20	6

Uppföljning av pH visar 0,4 skillnad i pH mellan mesofil och termofil rötning (Figur A.14). Mätdata är säker.

Tabell A.1

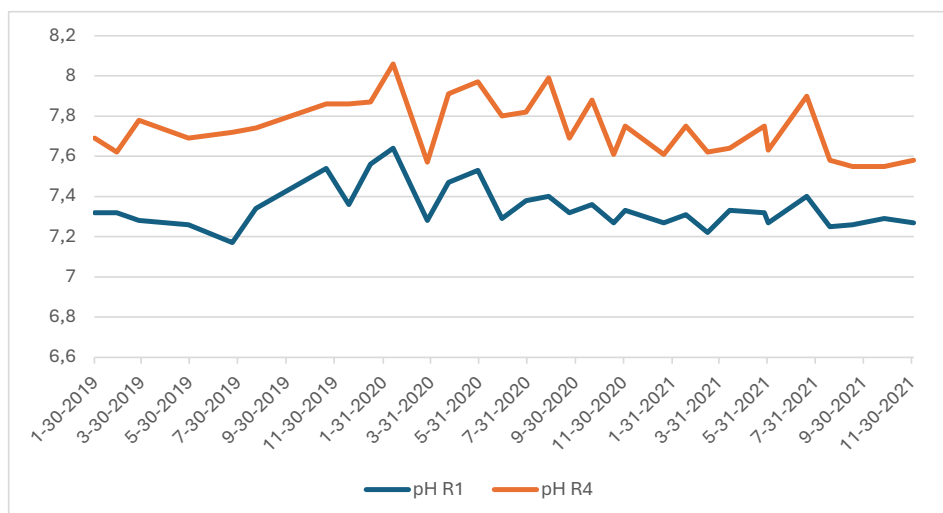
Antal värden använt i analysen.



Figur A.14

Skillnad i pH i mesofil (R1) och termofil (R4) rötning på Stadskvarns ARV under perioden 2019–2021.

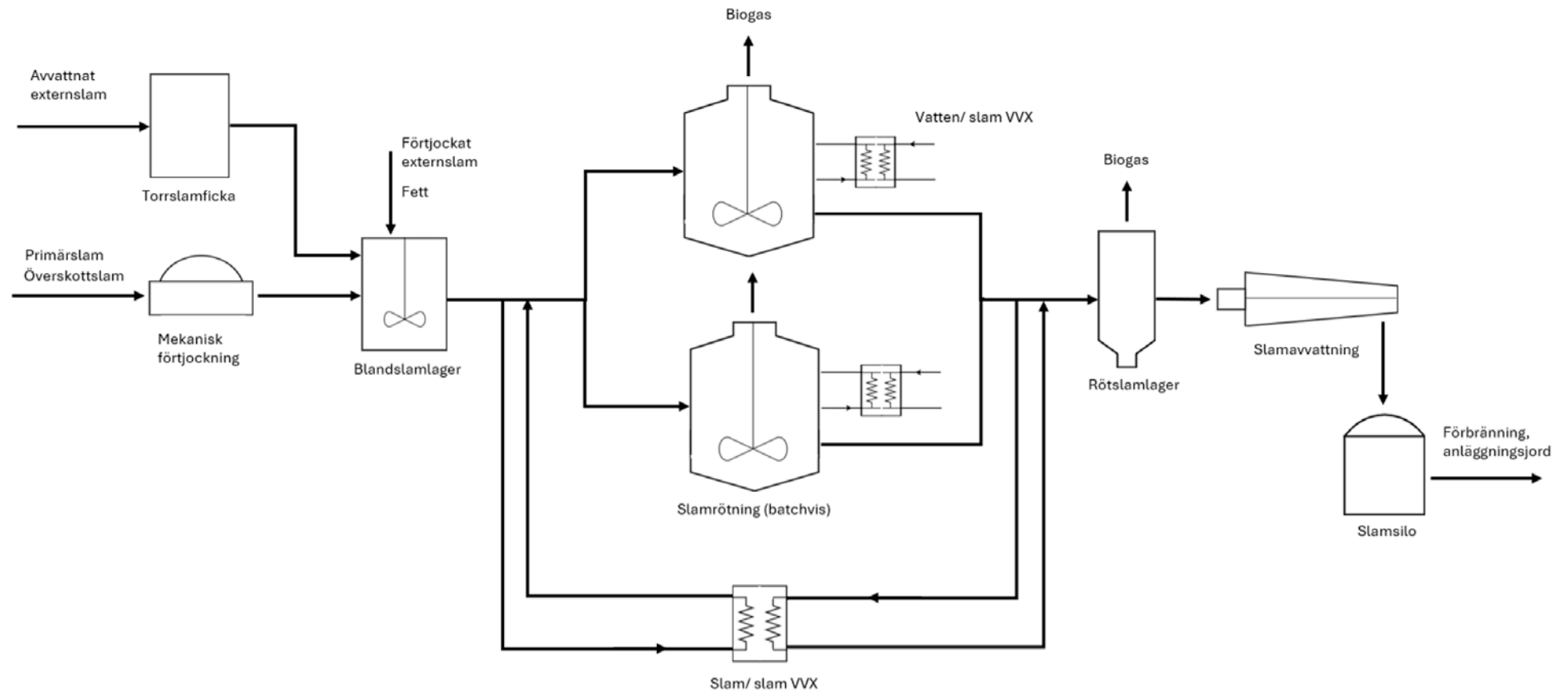
Skillnaden av ammoniumkväve mellan den termofila och den mesofil rötningen var cirka 300 mg NH₄-N/l och varierade enligt Figur A.15.



Figur A.15

Skillnad i ammoniumkvävehalt i mesofil (R1) och termofil (R4) rötning på Stadskvarns ARV under perioden 2019–2021.

Borås Energi & Miljö, Sobacken ARV



Figur A.16

Slambehandling och värmning av slam på Sobacken ARV .

Beskrivning av Sobacken ARV

Sobacken avloppsreningsverk är Borås största reningsverk och togs i drift 2018. Verket är dimensionerat för 150 000 pe med en högsta anslutning motsvarande 210 000 pe som max GVB. År 2024 var ca 95 000 personer anslutna från de anslutna orterna; centralorten Borås, Aplared, Bosnäs, Hedared, Ekås, Fristad, Sparsör, Frufällan, Borgstena, Dalsjöfors, Gånghester, Målsryd, Sandared, Sjömarken och Sandhult.

Viskan är recipient för det renade avloppsvattnet och reningen består av:

- Mekanisk rening med rensgaller, sandfång och försedimentering.
- Biologisk rening med aktivslamprocess, möjlighet till bio-P men inget man fokuserat på i dagsläget. Vid behov tillsätts extern kolkälla i form av etanol.
- Kemisk rening med fällning i en actifloanläggning där man använder en aluminium-baserad fällningskemikalie, polymer samt mikrosand. Därefter skivfiler innan vattnet går ut till recipient.

Rejektvatten från förtjockare leds tillbaka till processen innan den biologiska reningen och rejekt från centrifugerna renas via en ANITA Mox-anläggning. Septik tas emot på inkommande till ARV.

Utsläppskraven för anläggningen är:

- Fosfor 0,2 mg/l
- Kväve 8 mg/l
- BOD 8 mg/l

Primär- och överskottslam från verket förtjockas var för sig och rötas tillsammans med både förtjockat och avvattnat slam från bolagets mindre reningsverk. Man tar också emot förtjockat och avvattnat slam från andra kommuner samt fett från fettavskiljare. Det avvattnade slammet tippas i en torrslamficka som löses upp med överskottslam som inte förtjockats. Fettet värms upp och kvarnas. Det förtjockade slammet, det upplösta avvattnade slammet och fettet blandas sedan i två blandslamlager med hjälp av omrörning innan det pumpas in till röt-kammarna.

Slamröttningsprocessen är anaerob, termofil och sker batchvis i anläggningens två röt-kammare med en hygieniseringssekvens på 6 timmar > 55 °C per batch. Efter att slammet hygieniserats pumpas rötresten vidare till en röt-slambuffert vars funktion är att jämna ut flödet, så att in- och utpumpning kan ske kontinuerlig trots att varje tank har en hålltid.

Värmen från röttningsprocessen återvinns genom en slam/slam-värmeväxlare, där utgående slam förvärmer inkommande slam.

Till varje röt-kammare finns också en recirkulationskrets som är sammankopplad med inkommande slam. Recirkulationerna har en vatten/slam-värmeväxlare, som värms upp av en hetvattenkrets och ser till att temperaturen på slammet alltid överstiger 55 °C. Hetvattnet ansluter till anläggningen från fjärrvärmesystemet.

Rötresten lagras i röt-slamlager. I röt-slamlagren sker också en viss efterrötning, och gas som bildas samlas upp och leds till gassystemet. Därefter avvattnas rötresten i centrifuger och det avvattnade slammet lagras i slamsilos fram till dess att det går till förbränning eller tillverkning av anläggningsjord.

Mer information om Sobacken ARV

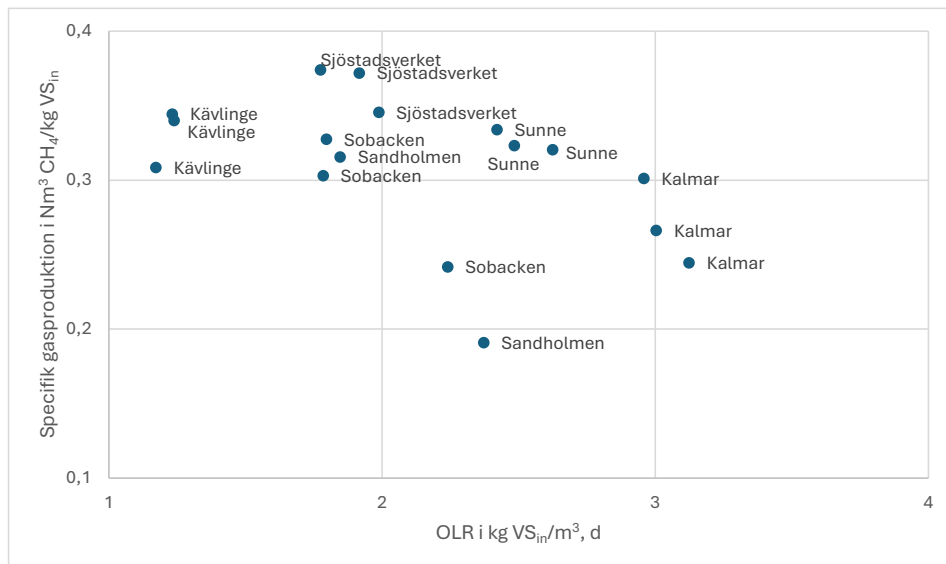
God uppföljning finns på respektive centrifug på Sobacken ARV. För att beskriva variationerna har här medel från olika år redovisats (Tabell A.2).

År	BOD ₇ mg/l	SS mg/l	NH ₄ -N mg/l
2021	454	364	
2022	348	331	
2023	514	954	
2024	570	740	620
2025	260	585	1500
Medel CFG1	467	569	691
2021	504	465	
2022	314	330	1350
2023	395	406	
2024	926	1350	
2025	280	1012	1411
Medel CFG 2	502	469	1400
2021	478	430	
2022	353	268	
2023	483	522	
2024	330	402	1367
2025	280	830	1400
Medel CFG 3	454	463	1380
Medianvärden alla år alla centrifuger	395	465	1383

Tabell A.2
Sammansättning av rejekt från tre centrifuger på Sobacken ARV.

Bilaga B Röttningsprocessen

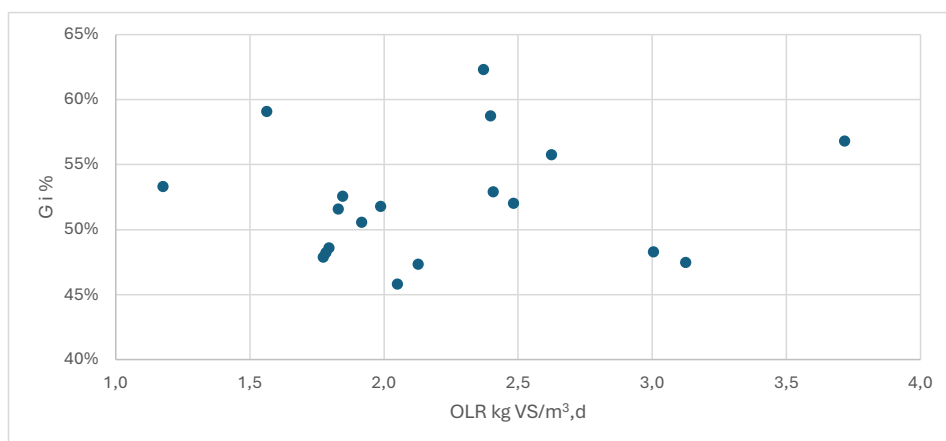
Mer information om utrotningsgrad och specifik metanproduktion framgår av Figur B.1.



Figur B.1

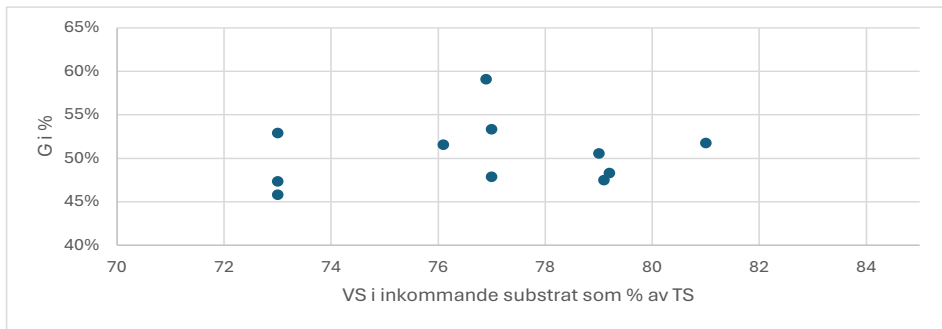
Sambandet mellan OLR och specifik metanproduktion bland ett urval av deltagande anläggningar och tre år VASS-biogasdata från 2021, 2022 och 2023.

Kalmar har problem med värmningen av slammet. Om detta eller belastningen är orsaken till den lägre specifika gasproduktionen har med säkerhet inte kunnat fastställas. Avvikelserna för Sobacken och Sandholmen har ej heller utvärderats. Sambandet mellan belastning och utrotningsgrad visas i Figur B.2. Sambandet mellan VS i inkommande substrat och utrotningsgrad redovisas i Figur B.3.



Figur B.2

Samband mellan utrotningsgrad och OLR för de flesta av medverkande anläggningar. VASS-biogasdata från 2021, 2022 och 2023. Svedjan med mycket hushållsavfall och Kävlinge som bara rötar primärslam har utelämnats.



Figur B.3

Samband mellan utröttningsgrad och medel-VS i substraten till rötningen för medverkande anläggningar med god kvalitet i data. VASS-biogasdata från 2021, 2022 och 2023. Svedjan med mycket hushållsavfall och Kävlinge som bara rötar primärslam har utelämnats.

Om utröttningsgrad på Stadskvarns ARV i Skövde

Stadskvarns ARV har fyra rötkammare. De drevs från maj 2016 till april 2017 som tvåstegrötning i två linjer. I vardera linjen var under denna period första steget termofilt i 1 300 m³ och det andra mesofilt i 600 m³. Under denna period var utröttningsgraden över hela rötningen som medianvärde 59 % som medelvärde 58 % och varierade mellan 50 och 63 %, baserat på 17 stickprov i Stadskvarns ARV:s processuppföljning under dessa perioder.

Under perioden maj 2017 till april 2018 togs en av de termofila rötkammarna ut drift, det vill säga all belastning på en rötkammare. Utröttningsgraden var då som medianvärde och medelvärde 52 % och varierade mellan 44 och 57 %, baserat på 11 stickprov.

Under perioden april 2024 till juli 2025 drevs ingen rötkammare termofilt och en av 600 m³ rötkammarna var tagen ur drift. Utröttningsgraden var då som medelvärde och median 56 % och varierade mellan 49 och 65 %, baserat på 19 stickprov.

De olika perioderna beskrivs i Tabell B.1.

Period	Processkonfiguration Volym i m ³ och Termofilt eller Mesofilt	Utröttningsgrad i % (median, medel, intervall)
Maj 2016 till april 2017	1 300 (T) → 600 (M) → 1 300 (T) → 600 (M) →	59, 58, 50–63
Maj 2017 till april 2018	0 (T) 1 300 (T) → 600 (M) → → 600 (M) →	52, 52, 44–57
April 2024 till juli 2025	1 300 (M) → → 600 (M) → 1 300 (M) →	56, 56, 49–65

Tabell B.1

De olika driftförhållandena på Stadskvarns ARV.

Samband mellan HRT och utröttningsgrad

Samband mellan uppehållstid (HRT) och utröttningsgrad studerades. Följande urval ger följande kurvor (Figur B.4, B5 respektive B.6):

- Urval 1 – Alla rimlighetsbedömda data från VASS. Enstegsanläggningar. Sorterad efter HRT.
- Urval 2 – Rimlighetsbedömda data från VASS för endast medverkande ARV utom Svedjan och Kävlinge och därmed ännu mer säkra och representativa data. Enstegsanläggningar.
- Urval 3 – som Urval 2 men utan Kalmar som har utmaningar med temperaturhållningen.

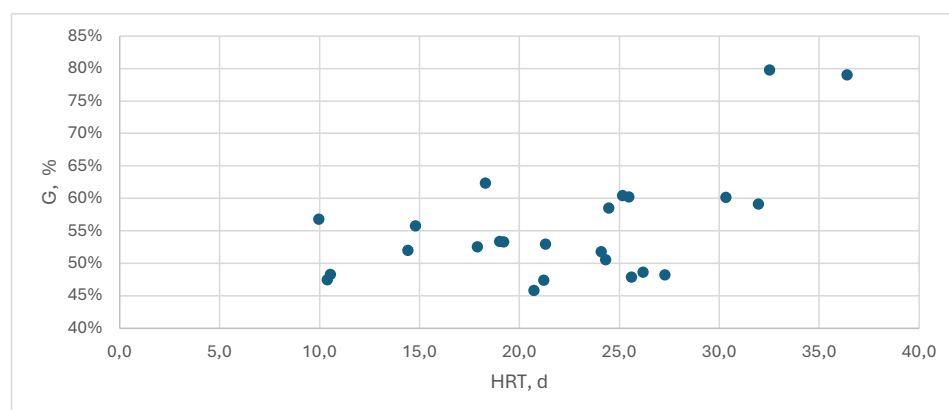
HRT är i nedan beräkningar uträknat som total våtvolum rötkammare dividerat med summan av alla substrat i ton våtvikt/år och sedan dividerat med 365 d. Utrötning, G, i Tabell B.2, är uträknat som summan av ton VS reducerat över rötkammaren dividerat med summan av ton VS in per år. VS mängder in och ut från ton våtvikt/år *TS-halt*VS-halt angivet i VASS.

Urval 1			Urval 2			Urval 3		
Anläggning	HRT	G	Anläggning	HRT	G	Anläggning	HRT	G
Kalmar	10,0	57 %	Kalmar	10,0	57 %			
Kalmar	10,4	47 %	Kalmar	10,4	47 %			
Kalmar	10,5	48 %	Kalmar	10,5	48 %			
Sunne	14,4	52 %	Sunne	14,4	52 %	Sunne	14,4	52 %
Sunne	14,8	56 %	Sunne	14,8	56 %	Sunne	14,8	56 %
Sandholmen	17,9	53 %	Sandholmen	17,9	53 %	Sandholmen	17,9	53 %
Sandholmen	18,3	62 %						
Mjölkuilla	19,0	53 %						
Sandholmen	19,2	53 %	Sandholmen	19,2	53 %	Sandholmen	19,2	53 %
Tidaholm	20,7	46 %						
Tidaholm	21,2	47 %						
Tidaholm	21,3	53 %						
Sjöstadsverket	24,1	52 %	Sjöstadsverket	24,1	52 %	Sjöstadsverket	24,1	52 %
Sjöstadsverket	24,3	51 %	Sjöstadsverket	24,3	51 %	Sjöstadsverket	24,3	51 %
Kävlinge	24,5	59 %						
Kävlinge	25,2	60 %						
Kävlinge	25,5	60 %						
Sjöstadsverket	25,6	48 %	Sjöstadsverket	25,6	48 %	Sjöstadsverket	25,6	48 %
Sobacken	26,2	49 %	Sobacken	26,2	49 %	Sobacken	26,2	49 %
Sobacken	27,3	48 %	Sobacken	27,3	48 %	Sobacken	27,3	48 %
Svedjan	30,3	60 %						
Strängnäs	32,0	59 %						
Svedjan	32,5	80 %						
Svedjan	36,4	79 %						

I Figur B.4, B.5 respektive B.6 finns utröttningsgrad, G i %, på y-axel och HRT, i d, på x-axel.

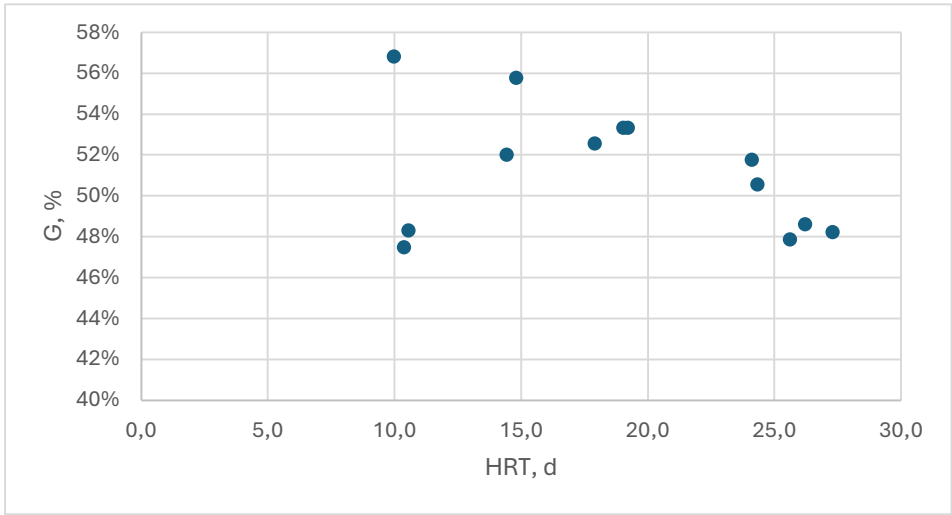
Tabell B.2

Olika urval enligt ovan för att analysera samband mellan uppehållstiden (HRT) och utröttningsgrad (G).



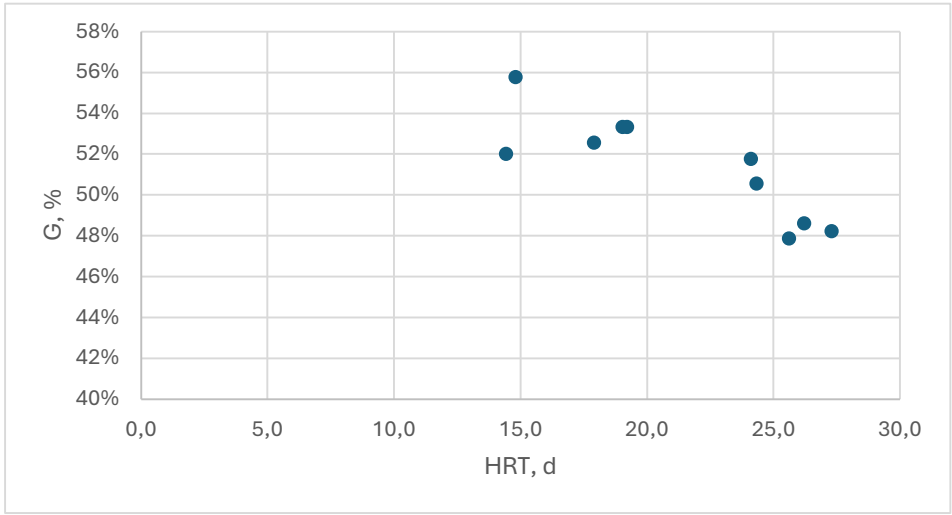
Figur B.4

Urval 1



Figur B.5

Urval 2



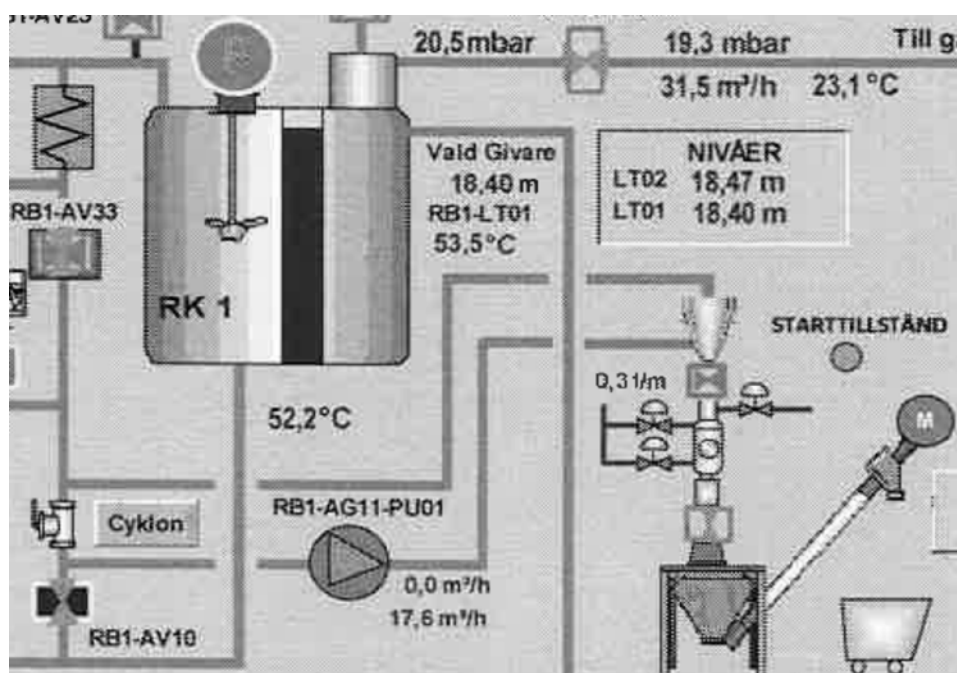
Figur B.6

Urval 3

Bilaga C Driftförhållanden

Svedjeholmen ARV:s cyklon på värmeslingan för avskiljning av oönskat material

I Svedjan ARV rötas tillsammans med avloppsslam källsorterat matavfall från både verksamheter och hushåll. För att hålla rent röttningskammarens volymerna från oönskat material har en cyklon installerats på värmeslingan på en av röttningskammarna (Figur C.1). Denna funktion kommer även den parallella röttningskammaren att få eftersom resultaten har varit goda. Vid tömning av röttningskammaren med cyklon konstaterades mycket lite sand och annat oönskat material i röttningskammaren. En lärdom har varit att cyklonen endast behövs köras då och då ett antal volymomsättningar per gång och inte kontinuerligt. Kontinuerlig drift orsakar dyrt underhåll.



Figur C.1

Bild från styrsystemet som visar cyklonen på värmeslingan på Svedjeholmens ARV.

Bilaga D Värmning

I denna bilaga redovisas observationer och beräkningar avseende värmesystem som för den detaljintresserade kan vara av värde. Det redovisas exempel på:

- hur TS-halten påverkar värmeanvändningen
- hur biogas används på de olika anläggningarna
- hur god reglering ger jämn temperatur i rötchambaren
- rengöringsanläggning för att bevara effektiviteten i värmesystemet

Beräkningar för att exemplifiera påverkan av TS-halten i förtjockat slam på värmeanvändningen

		Värmekapacitet råslam		3970 J/kg,K		Densitet råslam		1017 kg/m3									
		TS in	m3	kg	T råslam	T i RK	Delta T*	J=Ws	kWh netto	Förluster	kw netto efter förluster	Kan återvinnas av brutto	50%	50%	50%	50%	50%
1 ton TS	1 ton TS med	4%	25	25 425	15	55	40	4 037 490 000	1122	10%	1246	50%	561	685	39		
	1 ton TS med	6%	16,7	16 950	15	55	40	2 691 660 000	748	10%	831	50%	374	457	39		
													Diff->	228			
													1000 ton TS/år ger	228 MWh/år			

Alternativen för hur energier används

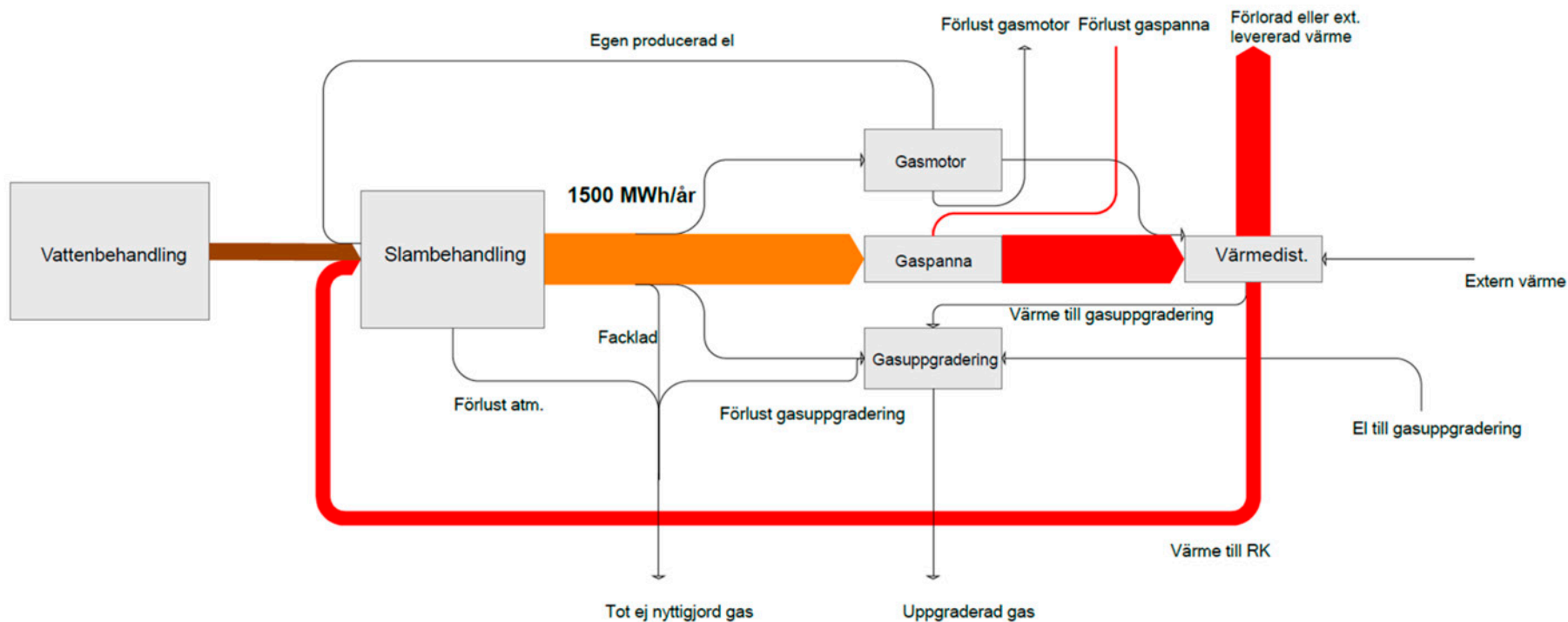
För att beskriva de olika alternativen för hur energier används inom en del av de medverkande anläggningarna har så kallade Sankey-diagram tagits fram (Figur D.1, D.2, D.3, D.4 och D.5). Röda pilar representerar värmeflöde, orangea biogas och gröna el. Allt i enheten MWh/år men då som antingen termisk, kemisk eller elektrisk energi. Eftersom jämförelsen vill visa hur energier används har storleken på pilen för energin biogas ut från rötningsanläggningen alltid fått samma tjocklek.

Tabell D.1

Exempelberäkningar för att visa skillnaden i värmeanvändning vid TS-halter in till värmesystemet på 4 % TS eller 6 % TS.

Sunne ARV 2023

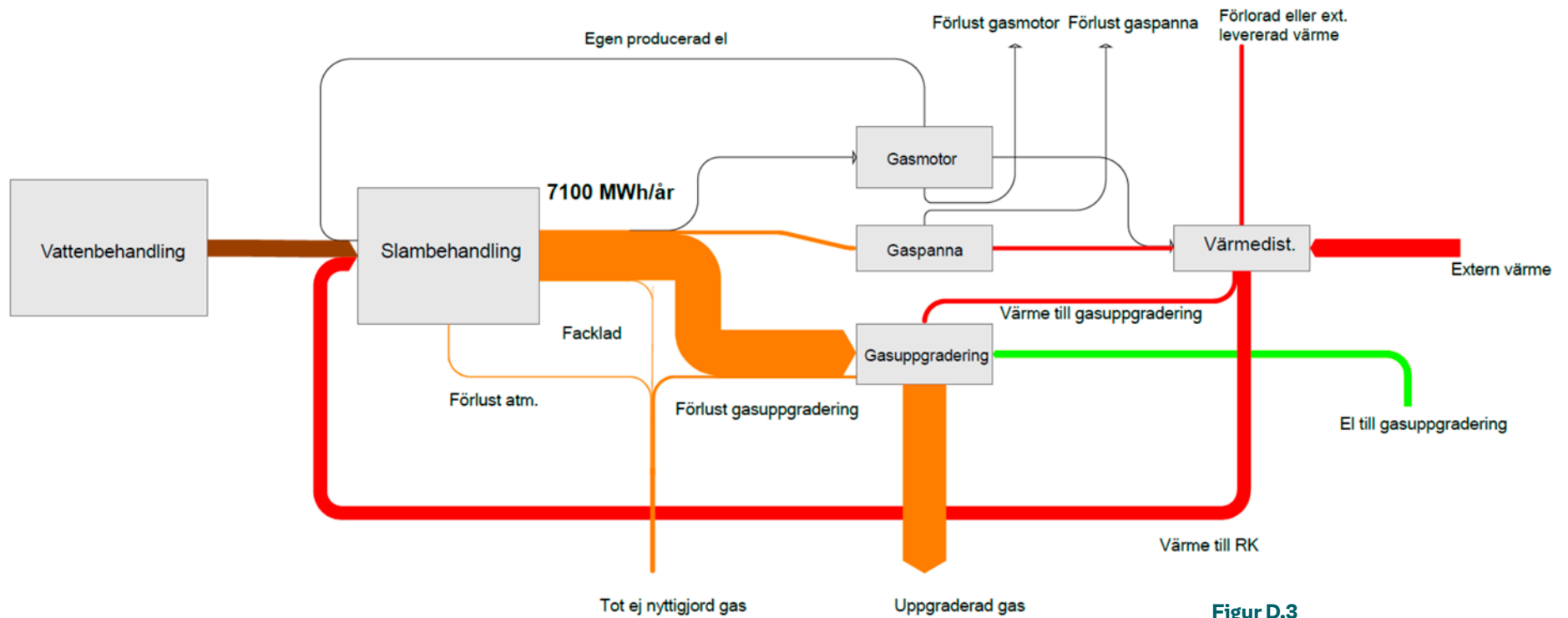
- Värme
- Biogas
- EL



Figur D.2
Användning av biogasenergin på Sunne ARV

Sjöstadsverket ARV 2023

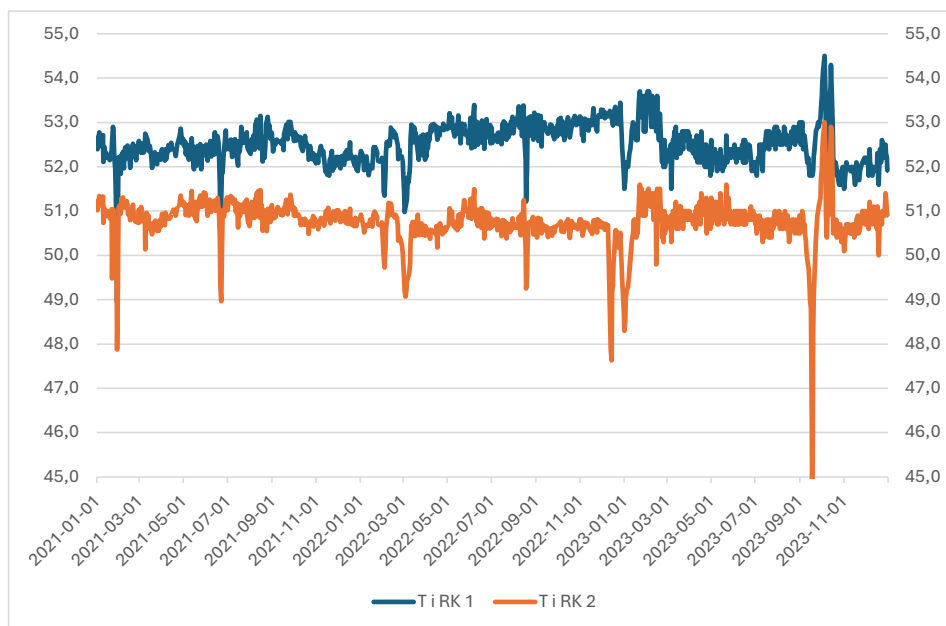
- Värme
- Biogas
- EL



Figur D.3
Användning av biogasenergin på
Sjöstadsverket ARV

Sjöstadsverkets temperaturreglering

En anledning som nämns som bra för rötning är jämn temperatur. För Sjöstadsverket (Figur D.6) har det inte analyserats om detta kan vara orsak till en bra specifik metanproduktion ($\text{Nm}^3 \text{CH}_4/\text{kg VS}_{\text{in}}$) men processdata visas här nedan för att visa på ett väl inställt värmesystem som kan hålla temperaturen inom $\pm 0,5 \text{ }^\circ\text{C}$.

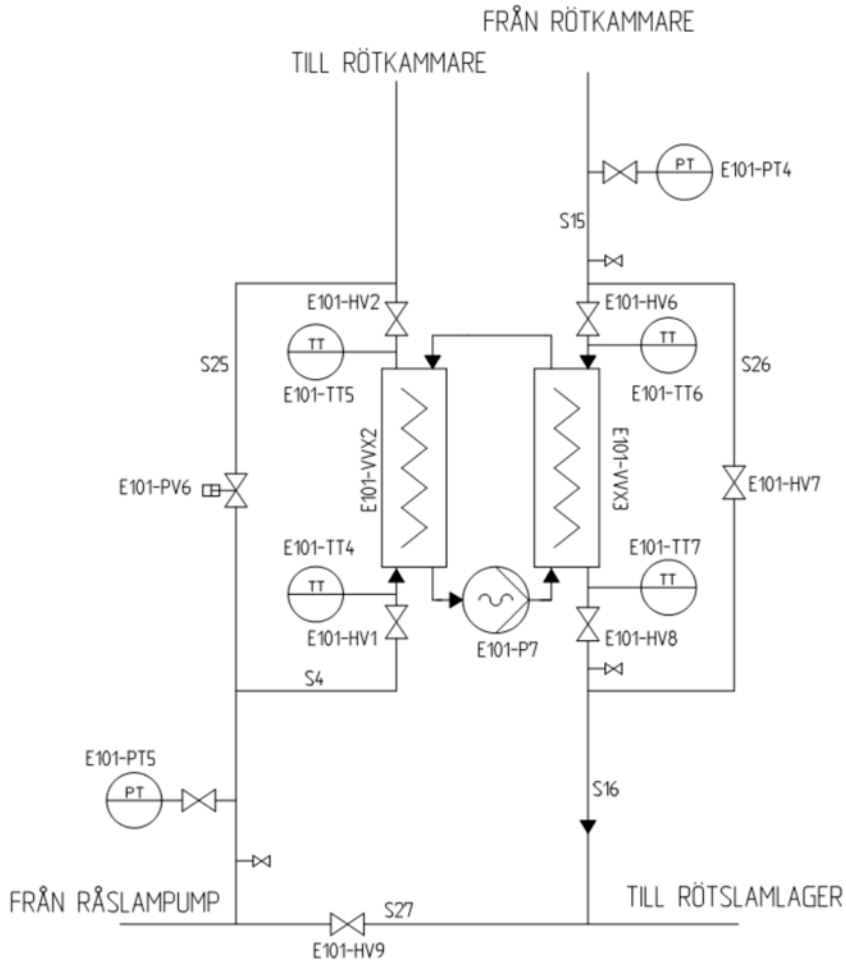


Figur D.6
Variationen av temperaturen i Karlstad.

Sandholmen ARV:s CIP-anläggning

Vid rengöring hålls färdigblandad 10 % lut i låda (Figur D.8). Luten cirkuleras med hjälp av separat pump över kallsidan av tubvärmväxlare E101-VVX2 efter att ventil E101-HV1 och -HV2 har stängts (Figur D.7). Efter 120 minuters cirkulering leds den använda luten till avlopp och värmväxlaren tas åter i drift.

Värmväxlarens verkningsgrad övervakas i styrsystemet. En rengöring lyfter initialt verkningsgraden cirka 25 procentenheter.



Figur D.7

Processchema slam-
vatten-slamvärmväxlare
Sandholmens ARV.



Figur D.8

Låda för natriumhypoklorit
som cirkuleras på den kalla
sidan av slam-vatten-slam-
värmväxlaren.

Bilaga E Avvattning

På Stadsvarns ARV har det noterats en lukt från condensat i gasapparaturrummet när bägge rötkammare körde termofilt. Lukten påminner om lösningsmedelsluk och driftpersonal på plats menar att lukten inte fanns när slammet rötades mesofilt. Även rejektet från slamavvattningen har noterats lukta på samma sätt som condensatet. Det bifogas ett labbprotokoll från tiden då Stadsvarns ARV körde två rötkammare i termofilt läge. För eventuell framtida förståelse.

Figur E.1

Utdrag av labbprotokoll på condensatet från gasapparaturrum på Stadsvarns ARV i Skövde då bägge rötkamrarna kördes termofilt.

Skövde Kommun Andreas Johansson 541 83 SKÖVDE	AR-16-SL-216265-01 EUSELI2-00388572 Kundnummer: SL8401070 Uppdragsmärkn. 89203			
Analysrapport				
Provnummer:	177-2016-12010235	Ankomsttemp °C	11,9	
Provbeskrivning:		Provtagare	Martin Johansson	
Matris:	Övrigt förorenat vatten	Provtagningsdatum	2016-11-30	
Provet ankom:	2016-11-30			
Utskriftsdatum:	2016-12-14			
Provmärkning:	2016-11-30 KONDENSAT			
Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref
Bensen	0.00084	mg/l	30%	LidMiljö.0A.01.21 a)
Toluen	2.2	mg/l	15%	LidMiljö.0A.01.21 a)
Etylbensen	0.025	mg/l	15%	LidMiljö.0A.01.21 a)
M/P/O-Xylen	0.10	mg/l	15%	LidMiljö.0A.01.21 a)
Summa TEX	2.4	mg/l		LidMiljö.0A.01.21 a)
Alifater >C5-C8	0.056	mg/l	30%	LidMiljö.0A.01.21 a)
Alifater >C8-C10	3.4	mg/l	35%	LidMiljö.0A.01.21 a)
Alifater >C10-C12	70	mg/l	20%	LidMiljö.0A.01.34 a)
Alifater >C12-C16	110	mg/l	20%	LidMiljö.0A.01.34 a)
Alifater >C16-C35	6.5	mg/l	25%	LidMiljö.0A.01.34 a)
Aromater >C8-C10	0.20	mg/l	30%	LidMiljö.0A.01.21 a)
Aromater >C10-C16	<1.0	mg/l	20%	LidMiljö.0A.01.34 a)
Aromater >C16-C35	<0.50	mg/l	25%	LidMiljö.0A.01.34 a)
Oljetyp < C10	Ospec, bensin			a)*
Oljetyp > C10	Ospec			a)*
Vattentemperatur vid provtagning	12	°C		b)*
iso-Propylbensen	1.2	mg/l	25%	a)*
Alfa-pinene	64	mg/l	25%	a)*
Kamfen	1.9	mg/l	25%	a)*
Beta-pinene	16	mg/l	25%	a)*
Metylisopropylcyklohexan	<0.010	mg/l	25%	a)*
3-Karen	58	mg/l	25%	a)*
2-Menten	<0.010	mg/l	25%	a)*
Cymen	14	mg/l	25%	a)*
Kamfer	<0.10	mg/l	25%	a)*
(R)-(+)-Limonene	250	mg/l	25%	a)*
Kemisk kommentar				

Bilaga F Driftsättning

Följande uppgifter (Tabell F.1) finns dokumenterade vid omläggning från mesofil till termofil drift av Stadskvarns två parallella rötkammare på vardera 1 300 m³ våtvolum. Direkt avskrivet från noteringar från Stadskvarns ARV.

Stadskvarns ARV

Ändrad driftmod på verkets rötkammare (R1 och R4) från mesofil till termofil drift utan att termofil ymp från annat verk tillsätts.

Tabell F.1

Analys under omläggning från mesofil till termofil drift på Stadskvarns ARV.

Datum	R1						R4						
	pH	FS	BA	TA	TS	GF	pH	FS	BA	TA	TS	GF	
2016-01-12													Både R1 och R4 drivs mesofilt (38 °C) och matas vardera med 50 % av slammet som produceras i verket. Detta datum startar dock temperaturökningen av R4 (0,5 °C varje vardag).
2016-01-14	7,36	117	6972	8108	2,85	67,4	7,45	147	7018	7772	2,83	69,3	
2016-01-20	7,36	87	7350	8489	2,97	68,3	7,36	99	4122	4759	2,93	69,1	
2016-01-26	7,25	119	7563	8847	3,07	69,3	7,37	100	7666	8763	3	68,6	
2016-02-01	7,3	107	7586	8801	3,12	67,8	7,47	131	8081	8847	2,94	67,5	Temperaturen i R4 är nu 47 °C)
2016-02-03	7,32	81	7723	8687	3,06	67,1	7,66	122	7837	9716	2,88	66,7	
2016-02-05	7,29	101	7738	8927	3,1	66,7	7,44	114	7993	9232	3	66,7	
2016-02-08	7,27	133	8007	9220	3,21	67,2	7,51	231	8298	9807	3,12	68,4	FS börjar öka i R4 och andelen tillförd slammängd börjar då minskas till R4.
2016-02-10	7,3	88	7719	9114	3,25	68,7	7,49	378	8611	9898	2,98	67,8	
2016-02-12	7,3	111	8470	9251	3,25	67,7	7,47	712	7944	9895	3	66,9	
2016-02-15	7,31	140	7951	9079	3,32	67,1	7,28	1490	7738	9967	3,02	66,7	
2016-02-17	7,32	126	8077	8934	3,36	67,8	7,2	1969	7228	10241	3,02	68,5	

	R1						R4						
2016-02-19	7,34	97	7631	8763	3,43	68,2	7,15	2277	6919	10314	2,96	66,1	Här stoppas matningen av R4 helt.
2016-02-22	7,28	97	7563	8706	3,48	68,3	7,28	2623	6816	10474	2,98	66,5	
2016-02-24	7,3	99	7536	8702	3,52	68,4	7,26	2721	6488	10516	2,95	66,1	
2016-02-26	7,35	89	7433	8664	3,51	68,5	7,36	3056	6530	10470	2,83	66,7	
2016-02-29	7,46	87	7372	8534	3,42	68,3	7,48	2766	6782	10333	2,85	66,7	
2016-03-01													Här uppmättes gasproduktion i R4. Metanhalt 64 %.
2016-03-02	7,26	99	7281	8466	3,41	68,5	7,81	2001	7944		2,88	65,4	R4 börjar matas med en liten andel av producerat slam från verket.
2016-03-04	7,32	102	7479	8454	3,38	67,8	7,86	1602	8062	10577	2,79	64,6	
2016-03-07	7,27	87	7502	8481	3,46	68,5	7,86	1028	8752	10382	2,8	64,5	
2016-03-09	7,31	85	7967	8694	3,47	68,3	7,72	1006	9502	11068	2,83	64,1	
2016-03-11							7,64	1105	9361	11361	2,81	64,1	
2016-03-14							7,59	988	8672	10836	2,81	64,5	
2016-03-16	7,27	84	7860	8668	3,5	67,9	7,92	841	9110	10744	2,81	64,2	
2016-03-18							7,69	634	10554	11392	2,78	63,8	
2016-03-21							7,75	546	9468	11159	2,87	64,7	
2016-03-29							7,68	604	9666	11163	2,89	64,7	
2016-03-31							7,73	534	9681	10939	2,9	64,7	
2016-04-04							7,75	625	9693	11247	2,88	65,2	Både R1 och R4 matas nu vardera med 50 % av slammet som produceras i verket. R1 drivs mesofilt (38 °C) och R4 drivs termofilt (55 °C).
2016-04-06							7,68	682	8820	11007			
2016-04-08							7,71	572	8694	10836			
2016-04-12	7,33	119											
2016-04-13	7,42	109	8843	9864	3,1	66,3	7,93	573	8854	10387	2,92	66,7	

	R1						R4						
2016-04-15							582						
2016-04-21	7,44	87					7,57	583					Ungefär det här datumet påbörjas en långsam temperaturökning av R1
2016-04-22													Tillförd slammängd till R1 börjar minska.
2016-04-26	7,5	120					7,65	531					
2016-04-29	7,5	100	8858	9914			7,61	459					
2016-05-02	7,59	150	7986	9472			7,67	480					
2016-05-09	7,42	951	7898	10108	2,8	66,1	7,63	475	8287	9933	3,32	68,9	
2016-05-10													Här stoppas matningen av R1 helt.
2016-05-11	7,34	1331	7955	10253	2,73	65,4							
2016-05-13	7,46	1712	7734	10039	3,29	68,3	7,28	391	8390	9750	2,7	65,3	
2016-05-16	7,53	1976	6988	9571	2,66	64,8	7,9	368	7811	8851	3,19	75,2	Den här dagen ympades 20 % av röt-kammar-voly-men i R4 till R1. Temperaturen i R1 hade då precis ökat till samma temperatur som R4 (55 °C).
2016-05-16		1741					465						R1 börjar matas med en liten andel av producerat slam från verket.
2016-05-18	7,6	356	9003	9994			7,6	376	7852	9094			Den här dagen började R1 matas med 25 % av producerat slam från verket.
2016-05-19		340											
2016-05-20	7,56	328	8995	9811									
2016-05-24	7,54	295	8793	9735	2,7	65,2							
2016-05-27		228					371						Både R1 och R4 matas nu vardera med 50 % av slammet som produceras i verket. Båda röt-kamrarna drivs termofilt (55 °C).
C)2016-05-31		352					512						

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se