

Torrötning av avvattnat rötslam vid termofil temperatur

Erik Nordell
Julia Rönnberg



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. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Rönnät & Klimat
Avlopp & Miljö
Management

SVU styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Agneta Granberg (m), Ordförande	Göteborg
Daniel Hellström, Utvecklingsledare	Svenskt Vatten
Henrik Aspegren	VA SYD
Per Ericsson	Norrvatten
Tove Göthner	Sveriges Kommuner och Landsting
Per Johansson (s)	Gävle kommun
Stefan Johansson	Skellefteå kommun
Annika Malm	Kretslopp och vatten, Göteborgs Stad
Lisa Osterman	Örebro kommun
Kenneth M. Persson	Sydvatten AB
Carl-Olof Zetterman	SYVAB

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

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 14057
167 14 Bromma
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se
Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Torrötning av avvattnat rötslam vid termofil temperatur
Title of the report:	Dry digestion of dewatered digested sludge at thermophilic temperature
Författare:	Erik Nordell, Tekniska verken i Linköping AB; Julia Rönnerberg, Tekniska verken i Linköping AB
Rapportnummer:	2015-05
Antal sidor:	58
Sammandrag:	Projektet har undersökt termofil torrötning av avvattnat rötslam med fokus på att studera processen som hygieniseringsbehandling. Resultaten visade på fullgod hygieniseringseffekt, ökad biogasproduktion med 6 % samt reducerade metanemissioner med 98 % jämfört med dagsläget .
Abstract:	The project has investigated thermophilic dry digestion of dewatered digested sludge with focus on studying the process as a method for pasteurization. The results showed satisfactory pasteurization effect, increased biogas production with 6 % and reduced methane emissions with 98 % compared with today.
Sökord:	Torrötning, avvattnat rötslam, termofil rötning, efterrötning, hygienisering, metanemissioner, biogas
Keywords:	Dry digestion, dewatered digested sludge, thermophilic digestion, post digestion, pasteurization, methane emissions, biogas
Målgrupper:	VA-verksamhet, biogasproducenter, myndigheter
Omslagsbild:	Erik Nordell, Tekniska verken i Linköping AB
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2015
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB
Om projektet	
Projektnummer:	14-109
Projektets namn:	Termofil torrötning av avvattnat rötslam från avloppsreningsverk
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling, Tekniska verken i Linköping AB, Vafab Miljö AB, SLU, Käppalaförbundet och Norrköping Vatten och Avfall AB

Förord

I skrivande stund finns inga lagstadgade hygieniseringskrav för rötat slam från avloppsreningsverk. Det finns dock ett förslag som har varit ute på remiss där det bland annat föreslås att även avloppsreningsverksslam skall omfattas av liknande hygieniseringskrav som idag tillämpas vid rötning av t.ex. mat- och slakteriavfall.

Detta projekt syftade till att i pilotskala utvärdera om torrötning av avvattnat rötslam vid termofil temperatur skulle kunna tillämpas för att öka biogasproduktionen genom efterrötning och samtidigt reducera metanemissionerna från det rötade slammet – den termofila temperaturen skulle också resultera i att en hygienisering uppnås. Projektet har utförts av Tekniska verken i Linköping AB, avdelning FoU Biogas som besitter mångårig erfarenhet av biogas och rötning i både laboratorie- och fullskala. En referensgrupp med aktörer från avloppsrening-, biogasverksamheter, universitet och myndigheter har under projektets gång bidragit med värdefull input.

Ett speciellt tack riktas till personalen på verkstan på Nykvarnsverket som har hjälp till med byggnationen av pilotreaktorn, till ansvarig laborant Yasna Calderon för gediget arbete med daglig drift och till Lina Wiberg för granskning av rapporten. Tack också till övriga medarbetare (Katarina, Sören, Jonas och Jan) inom FoU Biogas för praktisk hjälp och värdefulla diskussioner. Tack till deltagarna i referensgruppen: Björn Vinnerås (SLU), Gunnar Hagsköld (Växtkraft AB), Caroline Schönning (Folkhälsomyndigheten), Ingeli Karlholm (Norrköping Vatten och Avfall AB), Catharina Grundestam (Käppalaförbundet) och Cecilia Bertholds (Käppalaförbundet).

Försöket finansierades av: Svensk Vatten Utveckling, Tekniska verken i Linköping AB, Vafab Miljö AB, SLU, Käppalaförbundet och Norrköping Vatten och Avfall AB.

Linköping, november 2014

Erik Nordell

Julia Rönnberg

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	6
Summary	7
1 Inledning	8
1.1 Syfte	9
1.2 Mål	9
2 Bakgrund	10
2.1 Hygienisering och hantering av rötslam.....	10
2.2 Torrötning	11
2.3 Anaerob nedbrytning	13
2.4 Processparametrar.....	14
2.5 Efterrötning	17
2.6 Metanemissioner	18
2.7 Modellanläggning – Nykvarnsverket.....	18
3 Material och metoder	22
3.1 Reaktoruppställning pilotförsök.....	22
3.2 Driftbetingelser	23
3.3 Verifiering av hygienisering	24
3.4 Mätning av metanemissioner	27
3.5 Mätning av lustgasemissioner	28
3.6 Utrötningsförsök för processoptimering	28
3.7 Kemiska analyser	29
3.8 Statistik och osäkerhetsintervall.....	29
4 Resultat och diskussion	30
4.1 Verifiering av pluggflödesprincip	30
4.2 Process.....	34
4.3 Utrötningsförsök för processoptimering	41
4.4 Metanemissionsförsök.....	42

5	Uppskalning av resultat till modellanläggning	43
5.1	Biogasproduktion	43
5.2	Metanemissioner	43
5.3	Utgående rötrests karaktär och sammansättning.....	44
5.4	Energibalans	45
6	Slutsatser	47
7	Källförteckning.....	48
	Bilaga A.....	52

Sammanfattning

Naturvårdsverkets redovisning av regeringsuppdraget ”Hållbar återföring av fosfor” föreslår reglering av hygieniserande behandling för avloppsslam avsedd för produktiv mark. Den metod som idag vanligtvis används för stabilisering av slammet med lagring under sex månader innan spridning, kommer inte längre att vara tillräcklig. Om denna föreskrift ger laga kraft kommer stora omställningar på avloppsreningsverken att behöva göras.

Värmebehandling av slam vid 52° C med en exponeringstid på minst 24 h, är en av de hygieniseringsmetoder som föreslås som godkänd. Denna metod är till viss grad tillämpad i termofila våtröttningsprocesser. Vid Linköpings avloppsreningsverk (Nykvarnsverket) finns planer på att efterröta avvattnat rötslam genom termofil torrötning i en pluggflödesreaktor för att uppnå en hygieniserande effekt. Torrötning blir en resurseffektiv hygieniseringsmetod då en mindre mängd material behandlas. Ytterligare positiva effekter är ökad total gasproduktion, ökad slamreduktion och sänkta metanemissioner från en efterföljande lagring av rötresten. Ett pilotförsök utfördes enligt driftsituationen på Nykvarnsverket för att utvärdera hygienisering, upprätta en stabil röttningsprocess och mäta metanemissioner från torrötat rötslam.

Pluggflöde kunde påvisas med två skilda metoder och resulterade i att den genomsnittliga uppehållstiden i reaktorn bestämdes till 28–29 dygn och *lägsta* exponeringstid för slammet fastställdes till 19 dygn. Därmed uppfylldes kraven för en hygieniserande värmebehandling då exponeringstiden med god marginal översteg 24 h. Hygienisering av material som rötats i reaktorn kunde även verifieras då varken enterokocker, *E.coli*, fager eller salmonella kunde påvisas i rötresten trots höga koncentrationer i ingående material. Vidare kunde inte heller ägg från spolmasken *Ascaris suum* överleva i processen.

Torröttningsprocessen följdes med avseende på konventionella processanalyser. Under uppstartfas och tillvänjningsfas visade reaktorn kraftiga processtörningar och mekaniska problem. Under stabiliseringsfasen gick processen relativt stabilt och under sista fasen, återföringsfasen, återfördes 10 % av utgående rötrest till inloppet av reaktorn varvid processen förbättrades ytterligare. Den specifika metangasproduktionen uppmättes då till 46 m³ CH₄/t VS, vilket motsvarar ca 8 m³ CH₄/t avvattnat rötslam. Detta skulle innebära en ökning av biogasproduktionen vid Nykvarnsverket med upp till 6 %, motsvarande 0,8 GWh. Vidare visar beräkningar att det erhålls en positiv energibalans vid hygieniseringen eftersom energiinnehållet i den producerade biogasgasen överstiger energiåtgången för uppvärmning och drift av torröttningsreaktorn. Torrötning av det avvattnade slammet resulterade i att metanemissionerna vid 30 dagars efterföljande lagringstid var 98 % lägre jämfört med konventionell lagring av avvattnat rötslam, vilket för Nykvarnsverket skulle motsvara en reduktion av drygt 800 ton CO₂-ekvivalenter/år.

Summary

The Swedish Environmental Protection Agency is commissioned to propose new regulations within the program for "Sustainable phosphorus recycling", including regulations for pasteurization of sludge. The technology that currently is used for stabilization of sludge (storage for 6 months) before spreading will not be included. When the proposal comes into force, major changes in wastewater treatment plants may be needed.

Heat treatment of sludge at 52° C for at least 24 h, is one of the pasteurization methods included in the proposal. This method is to some degree already applied in thermophilic wet anaerobic digestion processes. At the wastewater treatment plant in Linköping (Nykvarnsverket) there are plans to post-digest dewatered digested sludge through thermophilic dry anaerobic digestion in a plug-flow reactor to achieve a pasteurizing effect. Dry digestion will be a resource efficient pasteurization method since a smaller amount of material is treated. Further positive effects are increased biogas production, increased sludge reduction and reduction of methane emissions from the following storing of digestate. A pilot experiment was performed according to the operating state of Nykvarnsverket in order to evaluate pasteurization, establish a stable digestion process and measure methane emissions from dry digested sludge.

Plug-flow was confirmed with two separate methods and the hydraulic retention time in the reactor was determined to be 28–29 days and the shortest time of exposure for the sludge was 19 days. Consequently, the requirements for a pasteurization heat treatment were met, since the time of exposure exceeded 24 h by far. Pasteurization of material travelling through the reactor could also be verified by the fact the neither enterococci, *E.coli*, phages nor salmonella were detected in the treated sludge. Furthermore, eggs from the roundworm *Ascaris suum* were found to not survive the process.

The dry digestion process was monitored with conventional process analyses. During the start-up phase and the adaptation phase, the reactor showed significant process disturbances and mechanical problems. Then, during the stabilization phase, the process was relatively stable and during the last phase, the recirculation phase, 10 % of the dry digested sludge was recirculated to the inlet of the reactor wherein the process performance improved. The specific methane gas production was 46 m³ CH₄/t VS, which corresponds to about 8 m³ CH₄/t of dewatered digested sludge. This implicates an increase in biogas production at Nykvarnsverket with up to 6 %, corresponding to 0.8 GWh. Furthermore, calculations show that a positive energy balance is obtained with this pasteurization method since the energy content in the biogas exceeds the requirement of energy for heating and operating the dry digestion reactor. Dry digestion of the dewatered sludge resulted in reducing the methane emissions, during the following 30 days storage, with 98 % compared to conventional direct storage (30 days) of dewatered digested sludge. For Nykvarnsverket this would correspond to a reduction of 800 tons of CO₂-equivalents per year (GWP₁₀₀).

1 Inledning

Avloppsreningsverk har en viktig roll att fylla för att uppnå ett flertal av de miljömål som föreslås av regeringen rörande återföring av näringsämnen (Naturvårdsverket, 2013a), god bebyggd miljö (Naturvårdsverket, 2013b) samt andra miljö och klimatrelaterade mål. Det finns ett ökat intresse från både lantbrukare och industriell verksamhet att återföra fosfor som återfinns i reningsverksslam.

Naturvårdsverket har arbetat fram ett lagförslag där det föreslås att 40 % av fosfor från reningsverksslam ska återföras, vilket skall ske på ett hållbart sätt. I samma förslag presenteras även krav på att allt reningsverksslam som ska spridas måste hygieniseras (Naturvårdsverket, 2013a). För många reningsverk idag skulle detta kräva en förändring av slamhanteringen och kommer att innebära höga kostnader i form av energiförbrukning och nya investeringar. Det finns således ett behov att utforska nya innovativa sätt att lösa hygienisering av reningsverksslam på ett energi- och resurseffektivt sätt. Det som avses testas i föreliggande projekt är att torröta avvattnat rötslam vid termofil temperatur (52° C) med pluggflödesteknik.

Biogasproduktion från rötning av primär- och sekundärslam vid avloppsreningsverken står för 40 % av Sveriges totala biogasproduktion (660 GWh år 2012) (Biogasportalen, 2013). Det primära syftet med rötning av slam är ofta att stabilisera slammet vilket resulterar i bättre avvattningsegenskaper, varför biogasproduktionen historiskt sett inte varit högprioriterad eller fullt optimerad på avloppsreningsverk. Jämfört med samröttningsanläggningar (rötning av mat-, slakteriavfall mm.) finns vanligtvis en stor andel organiskt material kvar i det rötade avloppsslammet, varför efterrötning av detta kan vara intressant. Vidare är det också viktigt att jobba med förbättringar som leder till minskade emissioner av bl.a. metan och lustgas från både avloppsreningsverk och industriella biogasanläggningar. Genom att tillämpa en efterrötning av rötresten, i föreliggande projekt avvattnat rötslam, kan metanemissionerna från anläggningen teoretiskt sett reduceras kraftigt. Detta leder till en ökad resurseffektivitet eftersom biogasproduktionen ökar utan att något nytt substrat tillförs processen.

I Sverige finns det i dagsläget endast en storskalig torröttningsanläggning (Västblekinge Miljö AB, Mörrum), där mat- och trädgårdsavfall samrötas. Torrötning av rötslam från reningsverk i större skala finns det begränsad erfarenhet kring (Aymerich et al., 2013). Satsvisa laboratorieförsök som utförts av Tekniska verken FoU Biogas visar att torrötning av avvattnat rötslam (från Nykvarnsverket) vid mesofil temperatur (38° C) kan öka biogasproduktionen med knappt 8 % (1,3 GWh/år). Det finns således en stor potential för tekniken på Sveriges avloppsreningsverk om det kan demonstreras att den fungerar tillfredställande.

I Naturvårdsverkets förslag (Naturvårdsverket, 2013a) presenteras tydligare krav på hygieniseringsbehandlingar av avloppsslam och godkännande av nya hygieniseringstekniker än i aktuella bestämmelser (EU, 1986, Naturvårdsverket, 1994). Värmebehandling genom termofil rötning av slam från

reningsverk, där hela materialet håller en viss temperatur under en viss exponeringstid, är ett förslag på behandling. Möjligheten att kontinuerligt beskicka material till röt-kammaren begränsas således av exponeringstiden och gäller endast *totalomblandade* processer.

Inom detta projekt kommer torrrotning av avvattnat rötslam vid termofil temperatur utvärderas med avseende på hygieniseringseffekt, efterrotningspotential (biogasproduktion) samt hur metanemissionerna påverkas av efterrotningen. Detta skall ske i en pilotreaktor i laboratorieskala som är utformad för ett pluggflöde med semi-kontinuerlig inmatning av substrat.

1.1 Syfte

Syfte med projektet är att utvärdera:

- Hygieniseringseffekten av avvattnat rötslam vid termofil temperatur
- Metanemissionerna från efterrotat och torrrotat- respektive enbart avvattnat rötslam
- Biogaspotentialen och gasens sammansättning
- Generella processparametrar såsom flyktiga fettsyror (VFA), ammonium, ammoniak, pH och alkalinitet
- Hur strukturen/karaktern på slammet förändras vid torrrotningen
- Om ett rejektvatten bildas, och i sådana fall karaktärisera det

1.2 Mål

De övergripande målen med projektet är att:

- Påvisa att en *resurseffektiv* hygieniserande effekt på rötslammet kan erhållas och därmed *möjliggöra* direkt spridning av slam på åkermark
- Utan att tillföra nytt substrat, öka biogasproduktionen med 100–105 m³ biogas/ton VS (knapp 8 %¹) genom efterrotning av avvattnat rötslam
- Reducera metanavgången/emissionerna vid efterlagring av rötslammet
- Öka den totala utrottningsgraden på avloppsreningsverket och därmed reducera mängderna rötslam

¹ Baserat på tidigare labbförsök utförda vid Tekniska verkens FoU-avdelning 2013.

2 Bakgrund

2.1 Hygienisering och hantering av rötslam

Avloppslam, så som primär- och sekundärslam, kan innehålla patogena mikroorganismer, även efter en mesofil rötning. Det finns därmed en risk att dessa smittämnen sprids till mark vid gödsling. I Naturvårdsverkets rapport – ”Hållbar återföring av fosfor” föreslås behandlingsmetoder för hygienisering av slam innan spridning till åkermark, skogsmark eller annan mark. En hygieniserande behandling definieras som ”en kemisk, fysikalisk eller biologisk behandling av materialet som eliminerar eller kraftigt reducerar innehållet av patogener” (Naturvårdsverket, 2013a).

2.1.1 Befintligt regelverk

Rådande bestämmelser för krav på hygienisering av avloppslam utgår från EU-direktivet ”*The Sewage Sludge Directive*” 86/278/EEC (EU, 1986). I Sverige reglerar Naturvårdsverkets kungörelse SNFS 1994:2 (Naturvårdsverket, 1994) med föreskrifter om skyddet av miljön, särskilt marken, för användning av avloppslam i jordbruket. I denna ställs krav på behandling av avloppslam innan användning, dock med undantagsfall. Ytterligare reglering i form av godkända behandlingar och gränsvärden för patogennivåer är inte specificerade. För Revaq-certifierat avloppslam krävs hygienisering enligt en av ett antal godkända metoder bl.a. termofil rötning med minst två h exponeringstid (stop för in- och utmatning till reaktorn) eller långtidslagring i sex månader. Det behandlade slammet skall dessutom påvisas fritt från salmonella innan spridning till åkermark. Nya hygieniseringstekniker kan inom certifieringen godkännas om dessa verifieras genom att det behandlade slammet vid tre skilda tillfällen, då det obehandlade slammet har innehållit salmonella, påvisas salmonellafritt (Svenskt Vatten, 2013).

2.1.2 Förslag på framtida regelverk

I Naturvårdsverkets förslag (Naturvårdsverket, 2013a) har lämpliga hygieniseringstekniker för avloppslam definierats. Dessa tekniker innefattar termisk torkning, värmebehandling, sluten kompostering, öppen kompostering, kalkbehandling samt ureabehandling. För att verifiera att hygienisering sker ska processparametrar relaterade till vald metod övervakas och följas. Dessutom föreslås den använda metoden kvalitetssäkras genom att analysera utgående material med avseende på salmonella och *E.coli* (*Escherichia coli*) för att försäkra att kontaminering inte har skett. Gränsvärdet har föreslagits till att materialet efter behandling ska innehålla $<100 \text{ cfu/g (v/v}^2)$ *E.coli* samt ej påvisad salmonella i 50 gram v/v.

För att främja utvecklingen av nya hygieniseringsmetoder har i Naturvårdsverkets förslag ett antal kriterier tagits fram som måste uppfyllas för att godkänna nya tekniker. Dessa innefattar reduktionskrav av vissa mikroorganismer. Reduktionen kan påvisas med hjälp av indikatororganismer,

² v/v = våtvikt

dvs. i första hand icke sjukdomsframkallande organismer som indikerar förekomst av patogener och har liknande överlevnadsmönster vid en viss hygieniseringsbehandling. Reduktionskraven är ställda till minst 5 log₁₀-enheter för bakterier, 3 log₁₀-enheter för virus och 3 log₁₀-enheter för parasiter (Naturvårdsverket, 2013a).

2.1.3 Indikatororganismer

Lämpliga indikatororganismer för olika hygieniseringstekniker behandlas av Vinnerås (2013). Salmonella är en uppmärksammat patogen som kan smitta både djur och människor. För att upprätthålla ett salmonellafritt jordbruk bör denna mikroorganism kontrolleras. Vid termisk eller kemisk behandling är *E.coli* en god indikator på reduktion av bakterier, främst för andra arter inom släktet Enterobacteriaceae såsom salmonella. De flesta *E.coli*-stammar är icke-patogena men eftersom *E.coli* är en naturlig tarmbakterie förekommer den oftare i högre nivåer i avloppsfraktioner än patogena bakterier varvid den lämpar sig för att undersöka reduktion (Vinnerås, 2013).

För att uppskatta reduktion av virus och parasiter är enterokocker en lämplig indikatororganism vid termisk hygienisering då den är tålig mot värme och därmed reduceras relativt långsamt. Vid kemiska behandlingar som ammoniakbehandling bör däremot reduktion av parasiter indikeras av en annan organism exempelvis genom studier av ägg från spolmask, *Ascaris spp.* Då spolmaskägg sällan förekommer i avloppsprodukter bör de tillsättas processen där hygieniseringseffekten skall påvisas. Förslagsvis används ägg från grisens spolmask, *Ascaris suum*. Virus som infekterar bakterier, så kallade bakteriofager vilka är naturligt förekommande i avloppsfraktioner har visats följa samma reduktionsmönster som humana virus och kan därmed med fördel användas som indikator för dessa vid termisk behandling (Vinnerås, 2013).

2.1.4 Termofil torrötning som hygieniserande teknik

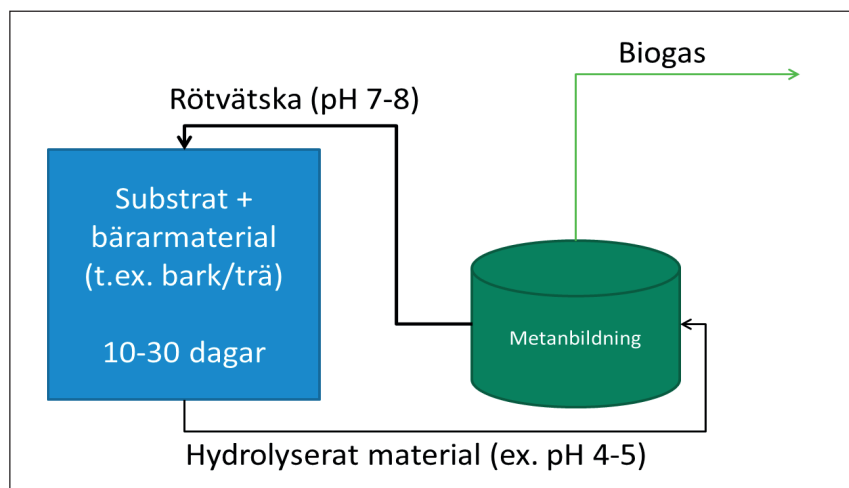
Termofil rötning har i förslaget angetts som en godkänd metod genom värmebehandling, förutsatt att det kan garanteras att hela materialet som ska hygieniseras håller en viss temperatur under en viss tidsperiod. Den lägsta godkända temperaturen vid värmebehandling är 52° C med en exponeringstid som inte får understiga 24 h. Termofil rötning vid våtrötning är välkänt för att hygienisera fullgott under ovanstående premisser (Kjerstadius et al., 2012, Scaglia et al., 2014) och tillämpas på flera biogasanläggningar i Sverige. Dock finns det bristfälligt med information och vetenskapligt genomförda försök angående hygieniseringseffekten vid torrötning med pluggflöde med *kontinuerlig* in- och utmatning av substrat i reaktorn.

2.2 Torrötning

Rötningstekniker kan grovt klassificeras med avseende på torrsubstanshalt (TS-halt) av substratblandningen. Till skillnad från våtrötning där normalt pumpbara substrat med TS-halt 2–10 % rötas, definieras torrötning som rötning av material som är ”stapelbara”, vanligtvis med en TS-halt på

20–35 %. En högre TS-halt kräver normalt andra praktiska förutsättningar, men det finns undantag med material som är pumpbara med $TS \geq 90$ %. För att röta ”staplingsbara material” måste andra tekniker än den traditionella kontinuerligt totalomblandade reaktorn (CSTR) för våtrötning användas. Torrötning kan utföras satsvis eller kontinuerligt med diverse varianter av anläggningstekniker vilka har sammanfattats i JTI-rapporten nr 357 (Nordberg & Nordberg, 2007).

Satsvisa processer innefattar bland annat passiv bädd, dränkt bädd samt perkolationsbädd. I passiva bäddar får substratet brytas ned ostört i röt-kammaren utan omrörning till dess att gasproduktionen avtar. I en dränkt bädd tillförs substratet vätska vilken samlas upp efter att röttningsprocessen är avslutad. Vätskan återanvänds till nästa sats och bidrar därmed med inympning av metanbildande mikroorganismer. Perkolationsbädd, även kallad ”garageprincipen”, utnyttjar återcirkulering av tillförd och bildad processvätska. Vätskan samlas upp genom perforerade golv och väggar i takt med att den tagit sig genom torrbädden, vartefter den samlas upp i en tank och därefter återförs via dysor i taket. Perkolationsvätskan kan även användas för att tillföra tillväxta kulturer av mikroorganismer från en utrötad process till en röt-kammare med färskt substrat för att påskynda uppstart. Dessutom kan vätskan vid cirkulationen till reaktorn ledas via en våtröttningskammare där metanbildning sker från hydrolyserat material som finns i perkolationsvätskan (Figur 2.1). Eftersom satsvisa processer inte tillförs mer substrat under röttningsprocessen, kopplas ofta flera röt-kammare in parallellt för att ta hand om kontinuerligt inkommande substrat och för att få en jämn gasproduktion (Nordberg & Nordberg, 2007).



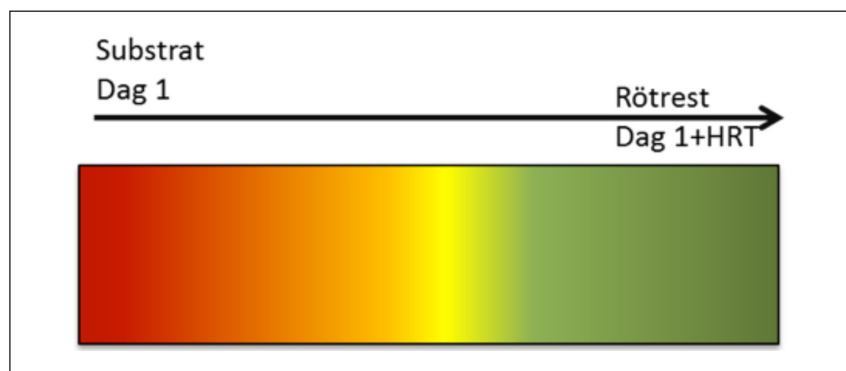
Figur 2.1. Schematisk skiss över satsvis torrötning med perkolationsbädd. Substrat och eventuellt bärarmaterial tillsätts i en behållare. Behållaren försluts och rötrest cirkuleras genom perkolationsbädden.

Tekniker för kontinuerliga torröttningsprocesser innefattar system för pluggflöde och perkolationsröt-kammare. Vid en kontinuerlig perkolationsrötning tillförs substrat under processens gång till en liggande reaktor. Substratet förs framåt i reaktorn med hjälp av ”medbringare” monterade längs en genomgående axel. Vätska som tillförts och färdats genom substratet tas

upp genom perforerade golv och väggar i reaktorn för att sedan återcirkuleras in i röt-kammaren direkt eller via en separat våtröttningskammare (Nordberg & Nordberg, 2007). Det finns också andra tekniker för kontinuerlig matning, som liknas vid en traditionell stående CSTR-röt-kammare men med en skiljevägg i reaktorn som tvingar det torra substratet runt i reaktorn.

Pluggflödesreaktorer är ofta liggande där en genomgåend axel med korsmonterade paddlar sköter omrörning och förflyttning av material. Substrat tillförs i ena änden och rötrest tas ut i andra änden och på detta sätt skjuts substratet framåt likt en plugg (Figur 2.2). Då processen inte är totalomblandad kommer den anaeroba nedbrytningens delsteg ske i olika zoner av reaktorn, med hydrolys i början och metanbildning i slutet, ibland återcirkuleras också en del av det utgående materialet för att fungera som ymp i början av pluggen.

Det finns en torrrottningsanläggning i fullskala i Sverige (Mörnum, Blekinge) där matavfall och trädgårdsavfall torrrotas vid termofil temperatur i en pluggflödesreaktor. I dagsläget drivs denna på 60 % kapacitet med anledning av olika mekaniska driftstörningar (Brandberg, 2014).

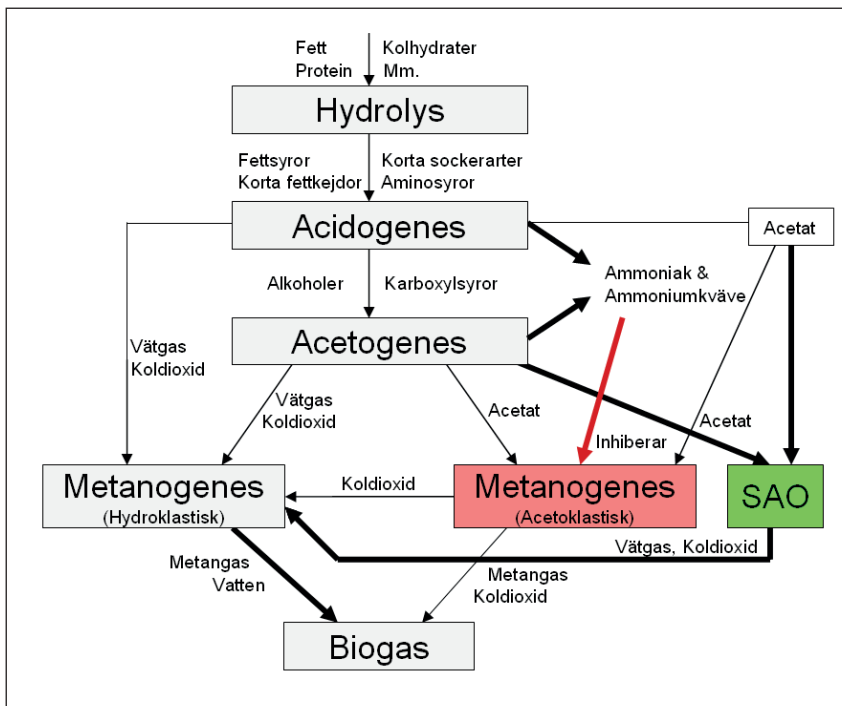


Figur 2.2. Schematisk skiss för en pluggflödesreaktor där substratet beskickas kontinuerligt och rötrest tas ut kontinuerligt. Ofta erhålls en gradient med hydrolys och acidogenes (röd och orange zon) i den första delen av reaktorn följt av anaerob oxidation och metanbildning (gul och grön zon) i andra halvan.

2.3 Anaerob nedbrytning

Ett tätt samarbete mellan olika typer av mikroorganismer möjliggör omvandling av komplexa organiska strukturer till biogas genom anaerob nedbrytning. Detta sker i syrefri miljö och brukar delas upp i fyra olika kemiska/biologiska steg; hydrolys, acidogenes, acetogenes och metanogenes. Komplexa organiska föreningar som proteiner, fetter och kolhydrater bryts ner i det förstnämnda steget för att i sista steget omvandlas till metan och koldioxid (Figur 2.3) (Schnürer & Jarvis, 2009).

Hydrolys är det första steget i anaerob nedbrytning där komplexa makromolekylerna i substratet bryts ned till mindre beståndsdelar. Proteiner sönderdelas till aminosyror eller peptider, kolhydrater blir kortare sockerkedjor och fetter bryts ned till fettsyror och glycerol. De resulterande produkterna från hydrolysen används som "substrat" i acidogesen där slutprodukten



Figur 2.3. Schematisk skiss över den anaeroba nedbrytningen som består av fyra olika steg.

är alkoholer, diverse organiska syror, ammoniak, koldioxid och vätgas. Acetogenesen och det efterföljande steget, metanogenesen, är starkt beroende av varandra. I acetogenesen oxideras alkoholer och organiska syror till acetat samtidigt som koldioxid och vätgas bildas. För att denna reaktion ska fortgå måste vätgasstrycket hålla en mycket låg nivå. Detta regleras av de hydroklastiska metanbildarna som använder vätgas och koldioxid som substrat. De acetoklastiska metanbildarna bildar metan och koldioxid via acetat. Via en alternativ metanbildningsväg, så kallad syntrof acetatoxidering (SAO), kan även acetat först omvandlas till koldioxid och vätgas varefter en vätgasutnyttjande metanbildare kan omvandla dessa produkter till metan. De syntrofa acetatoxidande mikroorganismerna kan inte konkurrera med acetoklastiska metanbildare utan blir dominerade först när acetoklastiska metanbildare blir inhiberade. Detta kan t.ex. ske om ammoniumkoncentrationen blir för hög. Eftersom SAO har en längre generationstid än de acetoklastiska metanbildarna samtidigt som de inte själva producerar metangas, går metanbildningsprocessen generellt sett långsammare (Schnürer & Nordberg, 2008, Schnürer et al., 1999, Schnürer & Jarvis, 2009).

2.4 Processparametrar

För att avgöra en biogasprocess stabilitet analyseras normalt vissa kemiska och fysiska processparametrar kontinuerligt. De kan ge indikationer på om den aktiva mikrofloran jobbar och tillväxer under mer eller mindre optimala förhållanden samt hur effektiv biogasproduktionen är. Gränsvärden för en stabil torrrottningsprocess med avseende på de vanligaste processparametrarna har dock inte utvärderats i samma omfattning som för våtrottningsprocesser (Aymerich et al., 2013).

2.4.1 Processtemperatur

Anaerob nedbrytning och biogasbildning kan ske vid olika rötningstemperaturer. Termofil rötning sker normalt vid 50–60° C medan mesofil rötning typiskt sker vid 25–40° C. Fördelarna med att röta termofilt innefattar bl.a. en effektivare reduktion av patogener (Sahlström, 2003), potentiell möjlighet att hålla en kortare uppehållstid till följd av en högre mikrobiell aktivitet/nedbrytning (Brock, 2006) och därmed även ett högre resursutnyttjande av rötammaren. En termofil process kan dock vara känsligare för processförändringar, såsom temperaturförändringar eller kraftigt varierande belastning. Vidare är antalet typer av mikroorganismer, dvs. diversiteten är lägre vid termofil temperatur, vilket leder till en lägre redundans i processen (Gerardi, 2003, Kim et al., 2002). Karakteristiskt för en termofil mikroflora är även att basalmetabolismen, den energi som mikroorganismerna förbrukar i viloläge, kräver mer substrat jämfört med en mesofil mikroflora vilket således kan resultera i en lägre TS-halt i rötresten jämfört med en mesofil process (Duran & Speece, 1997).

2.4.2 Flyktiga fettsyror

Fettsyror kan delas in i två typer; långa organiska fettsyror (LCFA) och korta, lättflyktiga organiska fettsyror (VFA). LCFA bildas i hydrolysen då fett bryts ner. Därefter bryts LCFA ner till acetat genom β -oxidation som i sin tur agerar substrat för de acetatutnyttjande metanbildarna liksom de syntrofa acetatoxiderande mikroorganismerna. VFA är en produkt från nedbrytning av andra organiska föreningar. Ett välkänt tecken på en instabil och hämmad biogasprocess är höga nivåer av VFA till följd av att nedbrytningen av större komplexa molekyler till syror har gått snabbare än nedbrytningstakten av syror. Olika fettsyror betydelser för processen har studerats, där såväl ackumulering av propionsyra (Nielsen et al., 2007) som förhöjda nivåer av smörsyra och iso-smörsyra har visats vara tidiga indikatorer på processinstabilitet (Ahring et al., 1995).

Våtrötning av avloppslam resulterar sällan i ackumulering av VFA eftersom hydrolys och acidogenes där oftast är de hastighetsbegränsande stegen. Detta till skillnad från t.ex. rötning av matavfall där hydrolysen ofta är snabb. Detta stämmer även bra överens med resultat från torrrottningsförsök av avloppslam kontra samrötning (Aymerich et al., 2013). En torrrottningsprocess har visats hantera effekterna av lika höga eller högre nivåer VFA bättre än våtröttningsprocesser (Aymerich et al., 2013, Shi et al., 2013). Vid termofil torrrotning av majsblast översteg den totala VFA-koncentrationen 20 000 mg/kg i reaktorn med som mest 18 000 mg ättiksyra/kg under uppstarten. Ackumulering av propionsyra och smörsyra skedde både vid mesofil och termofil processtemperatur, vilket kan tyda på nedsatt syntrof acetatbildning (Shi et al., 2013).

2.4.3 Ammonium och ammoniak

Den vanligaste källan till kväve i en anaerob process är proteiner. Vid anaerob nedbrytning sönderdelas proteiner till aminosyror som vidare bryts ner till bl.a. ammoniak (NH_3), som i sin tur reduceras till ammonium (NH_4^+),

$pK_a = 9,25$) vid låga pH. Elektronacceptorn är ofta H_2O varför OH^- bildas, vilket gör att pH i systemet stiger med ökad nedbrytning av aminosyror (Brock, 2006). Kväve kan också komma från andra kväveföreningar, exempelvis urea som finns i dränk eller urin/fekalier, som vid anaeroba förhållanden snabbt bryts ner varvid ammonium bildas (Moestedt et al., 2013). Ammonium (NH_4^+) och ammoniak (NH_3) står i jämvikt till varandra, och det är främst ammoniak som är den toxiska av de två. Allt för höga ammoniumkoncentrationer (med motsvarande koncentrationer av ammoniak) kan leda till processtörningar då metanbildade mikroorganismer inhiberas. Hög temperatur och högt pH driver jämvikten mot ammoniak, varför termofila rötningsprocesser ofta är mer problematiska (Schnürer & Jarvis, 2009, Nordell, 2009, Nordell et al., 2010, Nordell, 2013, Hansen et al., 1998). Ammoniakhalten kan lätt beräknas teoretiskt om pH, temperatur och ammoniumkvävekoncentrationen är känd (Hansen et al., 1998). Inhibering av metanbildade mikroorganismer resulterar ofta i att syntrofa acetoxiderande mikroorganismer tar överhand.

För höga koncentrationer av ammonium och ammoniak är ett välkänt problem för de anläggningar som rötar slakteriavfall eller andra proteinrika substrat. Vid avloppsreningsverksrötning är detta generellt inte ett problem eftersom rötning av primär- och sekundärslam ofta inte resulterar i inhiberande koncentrationer av ammoniumkväve (Nordell & Wiberg, 2013).

Torrötningsprocesser har visats vara tåliga mot höga ammoniaknivåer i flertalet studier (Aymerich et al., 2013, Kim & Oh, 2011, Duan et al., 2012) och inhiberande effekter har rapporterats mellan 600 och 1 000 mg NH_3 -N/kg. I litteraturen för våtrötning finns uppgifter på att acetoklastiska metanbildare inhiberas redan vid 100–300 mg NH_3 -N/l (Schnürer & Nordberg, 2008) medan andra studier har visat att höga ammonium och ammoniakhalter kan hanteras genom att adaptera mikroorganismerna och att tillsätta spårämnen för att göra mikroorganismerna mer effektiva och motståndskraftiga (Ek et al., 2011, Nordell et al., 2013, Moestedt et al., 2013). I två översiktsartiklar kring ammoniakinhibering av Rajagopal et al. (2013) respektive Yenigun & Demirel (2013) fastställdes att det maximala gränsvärdet innan processkrasch för ammoniakkväve i rötningsprocesser varierar mellan 53 mg/l till 1 450 mg/l. Det finns inga av oss kända rapporterade fall med välfungerade rötningsprocesser där ammoniakhalten överstiger 1 450 mg/l.

2.4.4 pH och alkalinitet

Biogasprocessen är mest gynnsam vid pH 7,0–8,0. Vid högre eller lägre pH kan miljön i reaktorn bli missgynnande för framförallt metanbildarna men även för vissa andra mikroorganismer. Alkaliniteten är den buffrande kapacitet som förhindrar att pH varierar till följd av exempelvis tillfällig ackumulering av VFA. Systemets alkalinitet utgörs till största del av bikarbonat, karbonat samt ammoniak/ammonium. En låg alkalinitet gör processen känsligare för pH-förändringar, vilket i värsta fall kan resultera i en irreversibel försurning och att metanproduktionen helt upphör (Schnürer & Jarvis, 2009). I system med höga koncentrationer av ammonium erhålls ofta ett relativt högt pH i reaktorn eftersom pK_a för ammoniak ligger högre

än för bikarbonat. Detta resulterar i att andelen ammoniak ökar (i jämvikten mellan ammonium och ammoniak), och därmed risken för ammoniakinhibering.

2.4.5 Omrörning

Omrörningsfrekvens och intensitet kan påverka processtabiliteten i rötningsprocessen (Kaparaju et al., 2008, Karim et al., 2005, Stroot et al., 2001). Vissa studier av våtrötning visar på att en minimal omrörning, endast före och efter matning, är fördelaktigt för processen med avseende på metanbildning och processtabilitet (Kaparaju et al., 2008, Stroot et al., 2001) medan andra studier indikerar att kontinuerlig omrörning, framförallt vid högre TS-halter (10–15 %), ger högre utbyte med avseende på gasproduktion än ingen omrörning (Karim et al., 2005). Omrörningsförhållanden för torrrotning har inte studerats lika utförligt. Aymerich et al. (2013) rapporterar att omrörningen i en torrrottningsprocess är betydande och att kontinuerlig omrörning ger högre gasproduktion men ökad ackumulering av propionsyra jämfört med satsvisa, lakvattencirkulerade system.

2.5 Efterrötning

När en seriell rötning tillämpas, dvs. när flera rötchammare är seriekopplade, brukar det kallas tvåstegsrötning. Normalt seriekopplas en mindre rötchammare före eller efter själva huvudrötchammaren. Om en mindre rötchammare placeras seriellt före huvudrötchammaren fungerar den som en förhydrolys där hydrolys och acidogenes bryter ner komplicerade polymerer till organiska fettsyror m.m. Placeras den mindre reaktorn istället seriellt efter huvudrötchammaren brukar denna benämnas efterrötchammare. I en efterrötchammare tillsätts normalt inget nytt substrat, utan det är enbart rötresten från huvudrötningen som beskickas till reaktorn. Detta gör att dels lättnedbrytbart material som eventuellt finns kvar från huvudrötningen kan brytas ner och omvandlas till biogas, och dels att svårnedbrytbara/komplexa organiska föreningar som inte hunnit brytas ner i huvudrötchammaren kan brytas ner och omvandlas till biogas.

Det finns flera exempel på tillämpningar av efterrötning i våtröttningsanläggningar. Tekniska verken har i laboratorieförsök uppmätt att efterrötning av rötrest från Linköpings samröttningsanläggning vid 20–25° C, uppgick till 2,6 % av den totala biogasproduktionen (Nordell & Karlsson, 2011). Resultaten från detta försök bidrog bl.a. till att efterrötning implementerades i fullskala. Denna investering har i fullskala visats öka biogasproduktionen med ca 5 % (ca 5–6 GWh fordonsgas/år) – utan tillförsel av något ytterligare substrat. Kvaliteten på rötrest, dvs. biogödsel, har ökat (högre mineraliseringsgrad av kväve) och efterrötningen bör dessutom ha resulterat i kraftigt minskad metanavgång från rötrestlagret. Liknande försök har även gjorts på rötslam från Nykvarnsverket i Linköping. I försöken identifierades en stor potential för efterrötning även på avloppsreningsverket. Möjligheterna för termofil efterrötning av avloppslam utvärderades även i ett pilotförsök på Uppsala reningsverk, Kungsängsverket (Olsson et al., 2014).

Resultaten från det försöket indikerade en ökning av biogasproduktionen, i detta fall med närmare 19 %, detta bör betraktas som mycket kraftig ökning.

Nackdelen med efterrötning på avloppsreningsverk med våtrötningsteknik, till skillnad mot samröttningsanläggningar, är de höga flödena och det låga TS-innehållet (ca 3 % i rötslammet) som resulterar i stora och dyra röt-kammare med relativt liten gasproduktion. Genom att istället först avvattna rötslammet (TS \approx 30 %) reduceras volymen med 90 % och därmed blir behov av röt-kammarsstorlek och värmeåtgång avsevärt mindre. Samtidigt kan en längre uppehållstid hållas i efterrötkammaren vilket möjliggör en högre biogasproduktion.

2.6 Metanemissioner

Ökad produktion av biogas som uppgraderas till fordonsgas innebär att fossila bränslen kan ersättas, vilket ger en miljönytta. Det är dock viktigt att det under produktionen av biogas inte sker okontrollerad avgång av metan som är en potent växthusgas. I Avfall Sveriges rapport ”Sammanställning av mätningar inom frivilligt åtagande 2007–2012” (Holmgren, 2012) beskrivs metanavgång från biogasanläggningar, där rötrestlager kan utgöra en stor del av detta. Det finns en viss variation i resultaten vilket till stor del beror på svårigheter vid mätning. En anledning till att det avgår metangas från slamlager/rötrestlager är att rötningen fortgår även efter röt-kammarna då materialet inte är fullt utrötat. Vid rötning och hantering av nötflytgödsel ger Rodhe et al. (2013) rekommendationer att hålla en lång uppehållstid i efterrötkammaren för att på så sätt öka utröttningsgraden och därmed minska metanavgång från rötresten vid lagring. För tidigare metanemissionsmätningar på Tekniska verken se stycke 2.5.

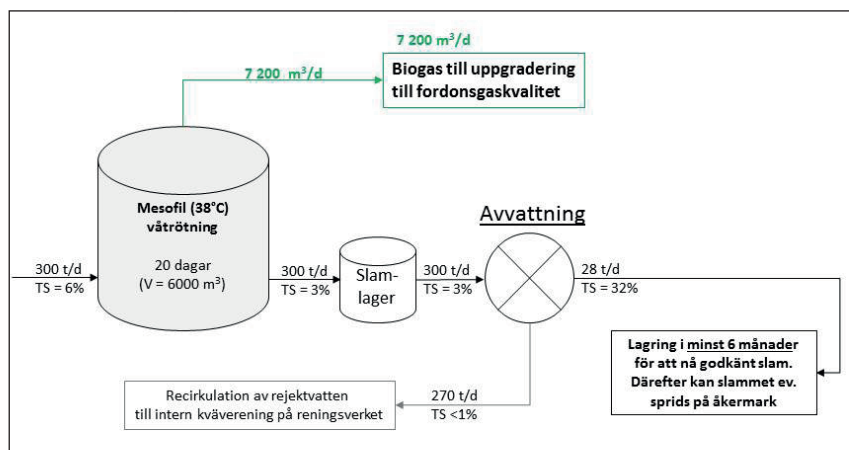
2.7 Modellanläggning – Nykvarnsverket

2.7.1 Anläggningen

I detta projekt har avloppsreningsverket, Nykvarnsverket, i Linköping varit modellanläggning. Nykvarnsverket behandlar avloppsvatten från i medeltal 180 000 personekvivalenter (p/e) per år (baserat på BOD-belastningen). På Nykvarnsverket rötas årligen ca 100 000 ton (300 t/d) primär- och sekundärslam med en genomsnittlig TS på 6 %. Primärslammet bildas genom försedimentering medan sekundärslammet bildas i reningsverkets biologiska kväverening. Rötningen sker under mesofila förhållanden (38° C) med en uppehållstid på ca 20 dagar (Figur 2.4). År 2013 producerades ca 2 750 000 Nm³ rågas (ca 18 GWh) och utröttningsgraden var 58 \pm 5 %.

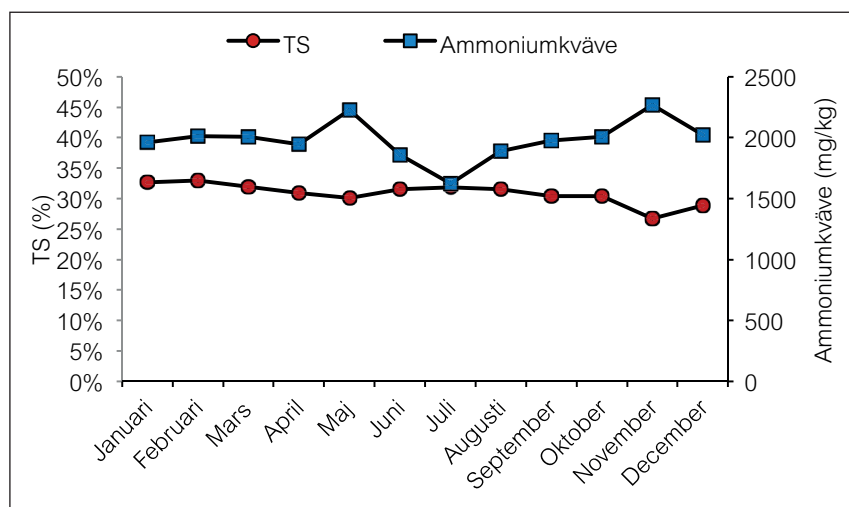
2.7.2 Avvattning av rötslam

Den mesofila rötningen ger årligen upphov till knappt 100 000 ton rötrest (TS ca 3,0–3,5 %) som mellanlagras i 0–72 h innan det avvattnas och bildar det som vidare benämns accept. Vid slamavvattningen används skruvpresar (S SP-HF 09 XL, Ishigaki) där även polymer doseras för att underlätta



Figur 2.4. Schematisk skiss över röttningsdelen på Nykvarnsverket år 2012/2013.

avvattningen. Polymeren som används är en katjonspolymer och år 2013 användes ca 15,5 ton polymerer, motsvarande 1,6 kg/ton accept (Tekniska verken, 2013). Vid avvattningen avlägsnas ca 90 % av vattnet, vilket pumpas tillbaka till Nykvarnsverkets biologiska kväverening (SHARON[®]) där reducering av ammoniumkväve sker. Kvarvarande flöde, ca 10 % består av ca 70 % vatten och 30 % TS (Figur 2.5), år 2013 producerades 9 600 ton (3 000 ton TS) accept (Tekniska verken, 2013). Den största andelen av ammoniumet följer med rejecktattnet, men ca 2 000 mg/kg återfinns i acceptet och varierade mellan 1 600–2 300 mg/kg under 2013 (Figur 2.5).



Figur 2.5. Egenskaper på acceptet för 2013 på Nykvarnsverket.

Acceptet som bildas vid avvattningen mellanlagras idag utomhus i minst 6 månader för att erhålla en fullgod patogenavdödning. Efter lagringen sprids det som gödning på t.ex. åkermark (Figur 2.6). Den avvattnade rötresten är certifierad enligt regelverket Revaq.

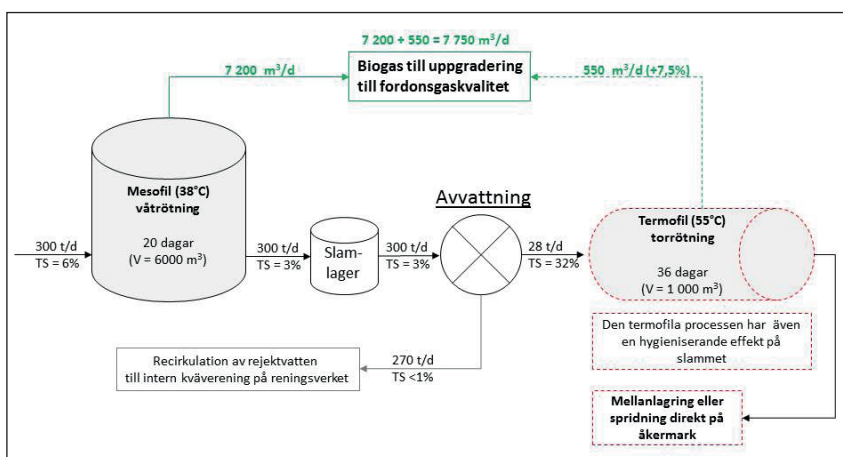


Figur 2.6. Acceptet efter slambehandling på Nykvarnsverket.

2.7.3 Termofil torrrotning – i framtiden?

Biogasen som produceras vid Nykvarnsverket uppgraderas till fordons-gaskvalitet tillsammans med biogas som produceras på bolagets samröt-ningsanläggning. I Energimyndighetens ”biogasutlysning” år 2013 erhö-ll Tekniska verken i Linköping AB 6 mkr i investeringsstöd för att uppföra en torröt-ningsanläggning på Nykvarnsverket. Detta investeringsstöd innefat-tar enbart kostnader förknippade med investeringen som sådan och inte förstudie med pilotförsök.

Den totala röt-kammarvolymen av den tilltänkta pluggflödesreaktorn är beräknad till ca 1 000 m³ vilket ger en upphållstid för det avvattnade slam-met på avloppsreningsverket på ytterligare ca 36 dagar (Figur 2.7). Dess-utom skall temperaturen i reaktorn hållas termofil (52–55° C) vilket gör att en hygieniserande effekt på rötslammet förväntas uppnås. Den hygienise-ringsteknik (godkänd enligt Revaq) som idag används i form av lagring av slam under 6 månader, bör då inte längre vara nödvändig. Uppvärmning av det avvattnade slammet (ca 30° C till 52° C) kommer att ske med fjärr-värme, vilket är en mycket resurseffektiv energikälla.



Figur 2.7. Schematisk skiss över röttningsdelen på Nykvarnsverket som det skulle kunna se ut i framtiden – de streckade figurerna illustrerar hur en torröttningsanläggning skulle kunna implementeras på Nykvarnsverket medan heldragna linjer är befintlig anläggning.

2.7.4 Tidigare utförda försök på avvattnat rötslam

Inför föreliggande projekt utfördes ett antal labbförsök, i form av utröttningsförsök, där accept från Nykvarnsverket rötades ut vid 38° C. Vid ett utröttningsförsök tillfördes substrat enbart vid ett tillfälle och fick därefter rötas ut. Detta gav en uppskattning av hur hög biogaspotentialen var i substratet, men kan inte direkt översättas till en kontinuerlig process. Däremot är det relativt översättbart till en pluggflödesprocess eftersom en pluggflödesreaktor kan ses som en serie av batcher/isolerade celler som sakta rör sig framåt. Resultaten från utröttningsförsöket visade en potential med 36 dagars uppehållstid uppnå en biogasproduktion på knappt 20 m³ biogas/ton accept (100–105 m³ biogas/ton VS), vilket i fullskala skulle motsvara knappt 8 % (1,3 GWh) av den totala biogasproduktionen på Nykvarnsverket (Tabell 2.1). Vid tidpunkten för försöket (2013) användes centrifuger för att avvattna rötslammet, medan det idag (från våren 2014) sker avvattning med skruvpressar. Detta är en förändring som skulle kunna påverka gaspotentialen i slammet då det utsätts för lägre fysisk friktion i skruvpressen. Även polymerdosering skiljer sig åt något.

Tabell 2.1. Resultat från utröttningsförsök på accept från Nykvarnsverket i labbskala vid mesofila förhållanden (38° C).

Uppehållstid (dagar)	Rötkammarstorlek (m ³)	Biogasproduktion (m ³ /år)	Andel (%) ¹
1	28	13 504	0,5
5	141	58 539	2,2
10	281	86 976	3,3
15	422	125 693	4,7
20	563	150 920	5,7
25	703	171 835	6,5
30	844	187 358	7,1
36	1 013	198 433	7,5

¹ Baserat på den totala rågasproduktionen på Nykvarnsverket år 2012.

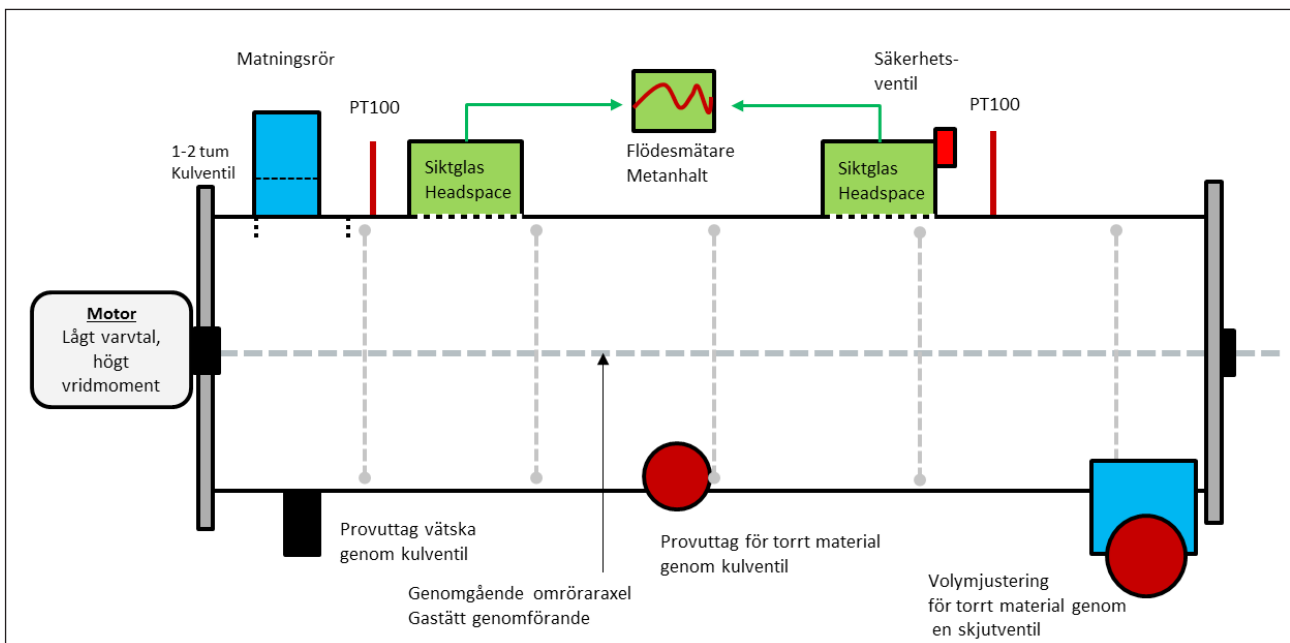
För att erhålla så hög biogasproduktion som möjligt från det avvattnade slammet och samtidigt minimera metanemissionerna från den efterföljande eventuella lagringen är det viktigt att ha så lång uppehållstid som möjligt i efterrötningen. Efter 36 dagar hade inte biogasproduktionen avtagit helt men produktionshastigheten var klart lägre än dag 1–25 (Tabell 2.1).

3 Material och metoder

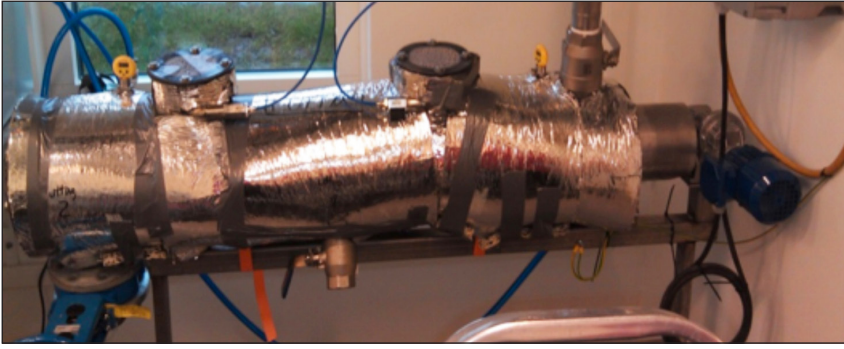
3.1 Reaktoruppställning pilotförsök

Pluggflödesreaktorn konstruerades i rostfritt stål och bestod av en liggande cylinder som var ca 1,2 m lång och med en diameter på 0,2 m (Figur 3.1, Figur 3.2). En kulventil ovanpå ena sidan av reaktorn användes till inmatning av material (U0) och en skjut-ventil på undersidan på andra sidan av reaktorn användes för uttag av material (U2). På mitten av reaktorn fanns även en kulventil för provuttag (U1). I cylindern var en omröraraxel (0,02 m i diameter) med 10 paddlar monterad. Två par (4 st) av dessa paddlar var vinklade för att ge slammets en framåtgående rörelse medan resterande endast rörde om slammets radiellt (runt sin egen axel). Motorn (Varvel, Italien) som drev omröraraxeln hade ett varvtal på 1 500 rpm, men var därmed kopplad till en kucksnäcksväxellåda för att öka vridmomentet samt växla ner hastigheten (300:1) till ca 5 rpm. Vidare var motorn frekvensstyrd vilket möjliggjorde ett valfritt varvtal på motorn mellan ca 25–100 % av maximal hastighet (motsvarande ca 1–5 rpm på omröraraxeln). Under senare delen av försöket installerades ett tidsrelä som styrde växellådan och olika tider för start/stop kunde ställas in, vilket möjliggjorde intermittent omrörning. På reaktorn fanns två st siktglass monterade (plexiglas) för att under försökets gång möjliggöra en visuell bedömning av slammets egenskaper och position. Den totala aktiva volymen på reaktorn var, exklusive head-space vid siktglassen, 38 liter. Biogasen som bildades leddes ut genom två separata gasuttag, ett vid respektive siktglass. Vid siktglass #2 fanns även en säkerhetsventil monterad med skydd för övertryck på ca 200 mmVp.

Två dykrör för PT-100 termometrar var monterade för att möjliggöra temperaturkontroll på olika ställen i reaktorn. Reaktorn värmdes upp med



Figur 3.1. Schematisk skiss över torrövningsreaktorn.



Figur 3.2. Foto på reaktorn med isolering monterad utanpå värmeslingorna.

hjälp av varmvatten i vattenslangar (1/2") som omgav reaktorkroppen. Till och från vatten på slingan var anslutet till ett vattenbad med doppvärmare som värmdes vattnet varvid vattnet cirkulerades med en vattenpump (Iwaki Magnet Pump, Iwaki Co. LTD, Japan) med ett flöde på ca 600 l/h.

Volym producerad biogas mättes med MilligasCounter från Ritter Gas Meters och metanhalt övervakades kontinuerligt med BCP-CH₄-mätare från BlueSens. Koncentrationen svavelväte i biogasen analyserades med Micro IV sensor (GfG-Gesellschaft für Gerätebau mbH, Dortmund, Germany). Vätgas analyserades med en vätgassensor (GfG-Gesellschaft für Gerätebau mbH, Dortmund, Germany). Manuella mätningar av syre, kvävgas, metan samt koldioxid utfördes med Biogas 5000 (Geotechnical Instruments Ltd, England). All gasdata som presenteras i rapporten gällande gaspotential/gasproduktion har normaliserats till $T = 0^{\circ} \text{C}$ och $P = 1 \text{ atm}$.

3.2 Driftbetingelser

Färskt accept inhämtades fem dagar per vecka från slambehandlingen på Nyvkarnsverket. Acceptet beskickades normalt till reaktorn inom en timme efter inhämtandet måndag–fredag, på helger matades inte reaktorn. Volyjustering och provtagning skedde alltid före tillförsel av nytt accept. För att få en genomsnittlig belastning måndag–söndag som motsvarade den i den tilltänkta modellanläggningen, beskickades reaktorn med 40 % högre dygnsbelastning måndag–fredag. De dagar då en röd helgdag inträffade fördelades substratmängden på dagen före respektive efter helgdagen. Försöket kom att delades in i fyra faser under senare utvärdering:

- uppstartfasen (dag 1–42) då reaktorn fylldes upp.
- tillvänjningsfasen (dag 43–99) då reaktorn gick men med kraftiga processstörningar och mekaniska problem.
- stabiliseringsfasen (dag 100–134) då reaktorn gick relativt stabilt med samma driftbetingelser.
- återföringsfasen (dag 135–176) då återföring av torrötat rötrest genomfördes.

Upphållstiden uppskattades till 36 dagar (baserat på en aktiv volym på 38 liter samt densiteten 1 kg/l för slammet) vilket motsvarade beskickning av knappt 1,5 kg accept vardag. Under försöket styrde den beräknade uppe-

hållstiden belastningen. Belastningen var då beroende av dagsaktuellt värde för TS och VS på det avvattnade rötslammet och varierade. Från och med dag 135 togs 10 % av utgående rötrest och återfördes reaktorn i samband med beskickning av nytt accept.

Drifttemperaturen sattes till 52° C och reglerades manuellt. Medeltemperaturen under försökets gång var $51,5 \pm 1,5^\circ \text{C}$ undantaget för dag 99 då uppvärmningsanordningen havererade (utanför arbetstid) vilket ledde till att temperaturen föll till som lägst 34° C.

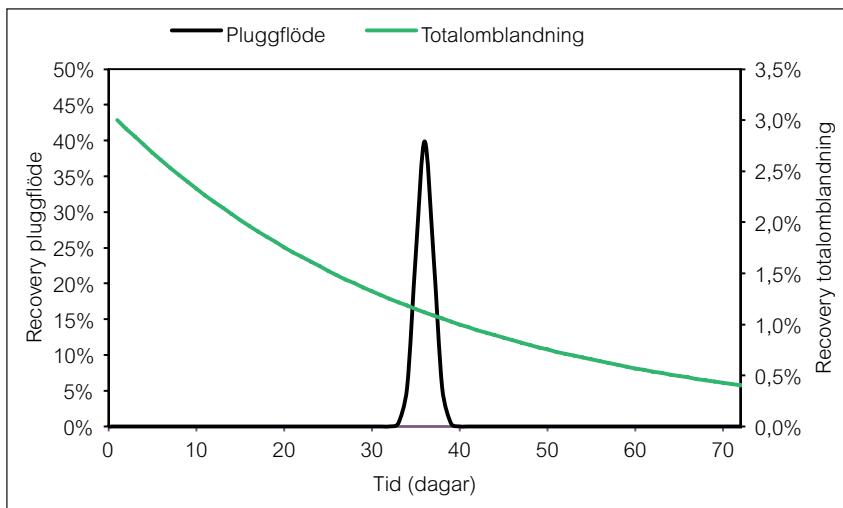
Omröringshastigheten när omröraren var påslagen var 1–2 rpm. Omröringsintensiteten ändrades under försökets gång efter processens betingelser. Kontinuerlig omrörning skedde dag 0–64. Från dag 65 ändrades omrörningen till semikontinuerlig med 15–30 min omrörning före och efter matning. Dag 88 automatiserades tidsintervallen för omrörningen med cykler om: 15 min omrörning följt av 60 min stillestånd. Dag 94 minskades omrörningstiden per dygn till 15 min omrörning följt av 20 h stilla. Slutligen, dag 99, justerades omrörningscyklerna till 15 min omrörning följt av 6 h stillestånd.

3.3 Verifiering av hygienisering

Hygieniseringseffekten utvärderades huvudsakligen med avseende på uppfyllande av processbetingelserna för värmebehandling (52° C, 24 h exponeringstid) som föreslås var en godkänd hygieniseringsmetod enligt Naturvårdsverkets rapport (Naturvårdsverket, 2013a). Detta innebar dels att fastställa att exponeringstiden överskred 24 h och dels att ytterligare säkerställa att kontamination mellan ingående och utgående material inte skedde inom tidsintervallet för exponeringstiden. Exponeringstiden utvärderades genom att uppehållstid fastställdes med spårämnesförsök och hygieniseringsgrad undersöktes genom analys av lämpliga indikatororganismer. För att ytterligare bekräfta hygieniseringsaspekten utvärderas utöver detta även metoden enligt kraven för godkännande som en ”ny hygieniseringsteknik” vilket innebär att säkerställa en viss reduktion av flera olika typer av indikatororganismer (Naturvårdsverket, 2013a).

3.3.1 Pluggflödesbestämning

Att uppnå ett pluggflöde i torrrottningsreaktorn var av stor vikt för att styrka en viss exponeringstid vid värmebehandlingen, men även för att få en fungerande gradvis anaerob nedbrytning. Två typer av ”spårämnestest” användes för att beskriva omblandning och utvärdera hur materialet fördelade sig i reaktorn, detta genom att analysera hur en pulsdosering av icke reaktiva spårämnen spred sig med tiden. En pluggflödesprocess bör ge högst koncentration av spårämnet i utgående material en uppehållstid efter tillsats av spårämnespulsen, medan en totalomblandad process förväntas ge hög andel spårämne direkt efter tillsättning efterföljt av en omvänt exponentiellt avtagande trend till följd av utspädningseffekten (Figur 3.3). Detta undersöktes både med ett kemiskt spårämnestest med litiumklorid samt ett visuellt/okulärt försök med ett inert markörmaterial i form av plastkuler.



Figur 3.3. Förväntat utseende vid spårämnestestet då ett inert ämne pulsdoseras i beskicksröret vid 36 dagars uppehållstid i en pluggflödesreaktor respektive en totalomblandad reaktor (CSTR).

3.3.2 Litiumförsök

Vid ett matningstillfälle tillsattes accept innehållandes 2 900 mg litium/kg TS. Acceptet analyserades med avseende på litium innan försöket för korrigering av bakgrundskoncentrationen. Litiumklorid (VWR, Sverige) löstes i vatten och sprayades med sprayflaska på accept fördelat i flera breda behållare följt av omblandning för att få en jämn fördelning av spårämnet i matningsdosen. Prov från utgående rötrest (U2) sparades varje dag och frystes ned. En gång per vecka skickades ett prov på analys vartefter resultaten från dessa styrde vilka av de sparade proven som skickades på analys.

3.3.3 Inert partikulärt material – plastkuler

Gula plastkuler med diametern 6 mm ($V = 0,113 \text{ cm}^3$), vikt 0,12 g/st och densiteten $1,06 \text{ kg/dm}^3$, tillsattes acceptet vid ett tillfälle i samband med beskicking. Totalt 1 500 st kuler (total vikt 180 gram) tillsattes och under de efterföljande 50 dagarna studerades antalet gula plastkuler i rötresten (U2) från reaktorn. Plastkulorna räknades med noggrannheten ± 5 genom vaskning av provet i vatten och sil, där 0 var att inga kuler identifierades medan < 5 var att färre än 5 identifierades. De kuler som följde med vid provtagning för kemiska analyser plockades bort i den mån detta kunde göras utan att kontaminera provet, medan kuler som följde med vid bakteriell provtagning inte rördes alls för att undvika kontaminering. Detta resulterade i ett visst bortfall av plastkuler därmed ej kunde återfinnas i utgående rötslam.

3.3.4 Indikatororganismer

Analys av indikatororganismer utfördes på ingående accept, utgående rötrest (U2) samt provuttaget i mitten (U1) vid sex provtagningstillfällen (Tabell 3.1). Vid samtliga provtagningar analyserades acceptet för *E.coli*, enterokocker, f-specifica colifager, somatiska colifager samt salmonella. Analys av

ingående accept samt prov från U2 24 h efter matning, gjordes för att de föreslagna riktlinjerna för exponeringstiden är 24 h vid 52° C värmebehandling. Dessutom analyserades prover från U2 och U1 med avseende på indikatororganismer efter 10, 30 och 60 min efter beskickning av accept, detta för att utvärdera om en kontinuerlig utmatning av rötrest skulle vara möjlig med fullgod hygienserande effekt, vilket kompletterar ”pluggflödesverifieringen”.

Tabell 3.1. Provtagningschema for analys av indikatororganismer.

Omgång	Dag	Ingående accept	U2-10 min	U2-30 min	U2-60 min	U2-24 h	U1-30 min	U1-24 h
1	36	X	X	X	X	X		
2	58	X	X	X	X	X		
3 ¹	79	X	X	X	X	X	X	X
4 ¹	93	X	X	X	X	X	X	X
5 ²	107	X	X	X	X	X	X	X
6 ²	121	X	X	X	X	X	X	X
3	136		X					
3	150		X					

¹ indikerar att acceptet tillsattes 10 % blandslam

² indikerar att acceptet tillsattes 20 % blandslam samt uppodlad *E.coli*

³ indikerar extra provtagningsstillfällen en uppehållstid efter omgång 5 respektive 6.

Vidare beräknades även reduktion av *E.coli*, enterokocker, f-specifika colifager, somatiska colifager och ägg från *Ascaris suum* för att uppfylla krav för en ny hygieniseringsbehandling. Dessa organismer indikerar förekomst av bakterier, virus och parasiter vid värmebehandling och en kemisk behandling. Reduktionsberäkningar genomfördes på koncentrationer av ovan nämnda indikatororganismer i ingående accept från provtagningsstillfälle fem och sex, och koncentrationer på prov från U2 en uppehållstid senare. *Ascaris suum* ägg som analyserades enligt ett separat genom att semipermiabla påsar med 10 000 ägg i varje tillsattes processen. Efter att påsarna passerat reaktorn inkuberades proverna och andelen viabla ägg räknades.

För att kunna beräkna tillräcklig reduktion krävdes höga koncentrationer indikatororganismer i ingående accept. Detta fanns inte naturligt i materialet varvid försök att öka nivåerna genomfördes från och med provtagningsstillfälle tre. Ingående accept ”spikades” med 10 % blandslam (dvs. primär och sekundärslam från avloppsreningsverket) vid provtagningsomgång tre och fyra. Vid provomtagning omgång fem och sex tillfördes det ingående acceptet 20 % blandslam samt 1 ml odlad och koncentrerad *E.coli* 10¹² i buffrad pH 7,2 NaCl 0,9 % med 0,5 % tween för att ytterligare öka nivåerna indikatororganismer. *E.coli*-dosen fördelades i blandslammet som därefter tillfördes acceptet på samma sätt som för provomgång fyra och fem. Ingående accept som tillfördes blandslam alternativt *E.coli* och blandslam benämns här efter ”spikat accept”.

För att utvärdera reduktionen av bakterier i det spikade ingående acceptet, utfördes dessutom ett satsvist värmeförsök. Tre 500 ml glasflaskor fylldes med 300 gram av det spikade acceptet från provtagningsomgång sex, förslöts med gummiseptum och placerades i vattenbad i värmeskåp. Prov

från det behandlade materialet togs 24 h efter att temperaturen nått 52° C i materialet och analyserades med avseende på förekomst av *E.coli*, enterokocker och salmonella.

E.coli analyserades enligt NMKL 125, 4. Ed., 2005 med detektionsgräns 10 cfu/g, enterokocker analyserades enligt NMKL 68, 5. Ed., 2011 med detektionsgräns 100 cfu/g och salmonella analyserades enligt NMKL 71, 5. Ed., 1999 (25 eller 50 gram, bilaga A) av Eurofins Environment Testing Sweden AB. F-specifika colifager och somatiska colifager, analyserades vid Sveriges Lantbruksuniversitet i Uppsala, Institutionen för energi och teknik. Bakteriofagerna analyserades enligt standard ISO10705-1:1995 och 10705-2:2000 med *E. coli* (ATCC 13706) och *S. Typhimurium* WG 49 (ATCC 700730) som värdstam för respektive f-specifika colifager och somatiska colifager med detektionsgränsen 10 pfu/g.

Ascaris suum ägg tillsattes i tre nylonpåsar innehållande 10 000 st ägg vardera (tillhandahållna av Sveriges Lantbruksuniversitet i Uppsala, Institutionen för energi och teknik) i samband med beskickning av accept vid tre tillfällen med 31–34 dagars mellanrum. Efter att dessa hade vandrat genom reaktorn, genomfördes analys av viabilitet och reduktion beräknades. Ett skyddande hölje tillverkades till varje nylonpåse av finmaskigt nät i rostfritt stål som förslöts med nylonlina (Figur 3.4).



Figur 3.4. Till vänster: Påse med *Ascaris suum* ägg i skyddande näthölje innan tillsättning till reaktorn. Mitten: Näthölje som vandrat genom reaktorn. Till höger: påse innehållandes *Ascaris suum* ägg som vandrat genom reaktorn i näthölje.

För att särskilja tillsättningstillfällena lades en, två eller tre plastkolor i näthöljet. Innan tillsättning förvarades äggen i 0,1N svavelsyra och tillsattes efter avsköljning med vatten. Vid uttag av påsarna sköljdes de först i vatten och därefter med 0,1N svavelsyra och skickades därefter kylda i provburk med 0,1N svavelsyra för analys. Påsarna innehållande äggen inkuberades i $28 \pm 1^\circ \text{C}$ i 30 dagar då äggen undersöktes i mikroskop för att de om de utvecklats till infektiöst stadie (larvstadie). *Ascaris suum* äggen analyserades vid Sveriges Lantbruksuniversitet i Uppsala, Institutionen för energi och teknik.

3.4 Mätning av metanemissioner

För att utvärdera skillnaden i metanemissioner från örötat accept och torrötat accept genomfördes vid fyra tillfällen utrotningsförsök. I genomföran-

det användes ett kommersiellt system kallat AMTPS II (Bioprocess Control AB, Sverige) där metangasproduktionen registrerades kontinuerligt. Samtliga försöksserier utfördes i triplikat och till varje replikat (totalvolym på 594 ml) tillfördes ca 250 gram substrat. Samtliga resultat normaliserades till standardförhållanden och per ton VS. Försöksserierna startades dag 37 (accept), dag 74 (accept och torrötat accept) samt 109 (torrötat accept), detta för att få en förskjutning på ca en uppehållstid mellan uppstarterna. Utrötningsförsöken pågick mellan 30 och 71 dagar, men beräkningar av metanemissioner är enbart utförda relativt till och med dag 30. Försöken genomfördes vid rumstemperatur (20–23° C) och ingen kvävgasspolning för att avlägsna luft tillämpades vid uppstart för att simulera den miljö som skulle kunna uppstå i ett konventionellt slamlager för accept, dvs. sommartid och anaeroba förhållanden.

3.5 Mätning av lustgasemissioner

Även enkla utrötningsförsök för att undersöka potentiell bildning av lustgas i örötat respektive torrötat accept vid lagring genomfördes. 250 g material tillsattes 500 ml glasflaskor som förslöts med gummiseptum. Försöken utfördes i triplikat med accept från dag 170 respektive torrötat accept från dag 170, totalt sex flaskor. Flaskorna stod förslutna i rumstemperatur i en vecka varefter prov togs från headspace och analys av lustgas genomfördes.

3.6 Utrötningsförsök för processoptimering

I utrötningsförsök, vid sidan om det kontinuerliga torrötningsförsöket, utfördes ett matrisförsök för att se om processen kunde optimeras. Möjligheter som undersöktes var spårämnestillsats, tillsats av termofil ymp från en våtrötningsprocess, tillsats av kvävetålig mesofil ymp samt återföring av rötrest från torrötningen. Detta utvärderades med avseende på gasproduktion. Försöket pågick i 18 dagar och utfördes med AMTPS II (Bioprocess Control AB, Sverige) vid 52° C. Enbart ett replikat utfördes per test, vilket medförde att testet inte på något sett ansågs ha statistisk säkerhet, men utfördes trots detta för att få en indikation om möjlighet till optimering. Spårämnena som tillsattes var järn, kobolt och nickel. Resultaten normaliserades med avseende på mängd tillsatt accept *avdraget* för eventuell bakgrundsproduktion från respektive ymp, där A, C, F, H, I utgjorde referensprov för B, D, E, G, J enligt Tabell 3.2. Färskt accept används liksom nytttaget utgående rötrest från torrötningsreaktorn vid dag 58.

Tabell 3.2. Matris över andel substrat/ymp som tillsattes till respektive batchflaska. Samtliga andelar avser våtvikt.

Försöksmatris	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
Utgående slam från torrötning	100 %	100 %							10 %	10 %
Spårämnena		Ja		Ja						Ja
Accept (substrat)			100 %	100 %	50 %		50 %		90 %	90 %
Kvävetålig ymp (mesofil)					50 %	100 %				
Termofil ymp (ej kvävevan)							50 %	100 %		

3.7 *Kemiska analyser*

VFA analyserades en gång per vecka med en gaskromatograf, Clarus 500 (Parkin-Elmer, USA) med en FID-detektor tillsammans med kapillärkolonnen Elite-FFAP (Parkin-Elmer, USA). TS och VS analyserades varje vecka enligt Svensk Standard (1981) respektive Svensk standard SS028113. Analys av pH gjordes ca 1–2 gånger per vecka. Alkalinitet analyserades varannan vecka enligt standarden SS-EN ISO9963 som baseras på en syratitreringsmetod med saltsyra. Ammoniumkvävehalten ($\text{NH}_4\text{-N}$) analyserades varannan vecka enligt FOSS Tecators analysmetod för Kjeltex (Application sub note 5302). Kjeldahlkvävet analyserades varannan vecka enligt Tecators analysmetod för Kjeltex (AN 300 Sv 1999-04-09 version 2). Alla analyser utfördes både på material från U1 och U2. Dessutom analyserades VFA från U0 under slutet av försöket.

Samtliga kemiska analyser med undantag för litium utfördes av Tekniska verkens vattenlaboratorium. Litium analyserades av Eurofins Environment Testing Sweden AB enligt Svensk Standard SS 028150-2/ICP-AES. Provtagnings och analys av lustgas utfördes på Linköpings universitet, Tema miljöförändring. Analys genomfördes med en gaskromatograf, Agilent 7890A (Agilent Technologies) och separation av analyterna gjordes på 8ft Hayesep Q kolonn (1/8" Stainless steel, packad kolonn) (Agilent Technologies). Lustgasen detekteras av en μECD (63Ni) och 5 % CH_4 i Argon användes som MakeUp till detektorn.

3.8 *Statistik och osäkerhetsintervall*

Vid de mätpunkter där ett osäkerhetsintervall anges (\pm) har standardavvikelsen (σ) mellan de mätpunkter som bildar ett aritmetiskt medelvärde räknats ut, dvs. $M(x) \pm \sigma$.

4 Resultat och diskussion

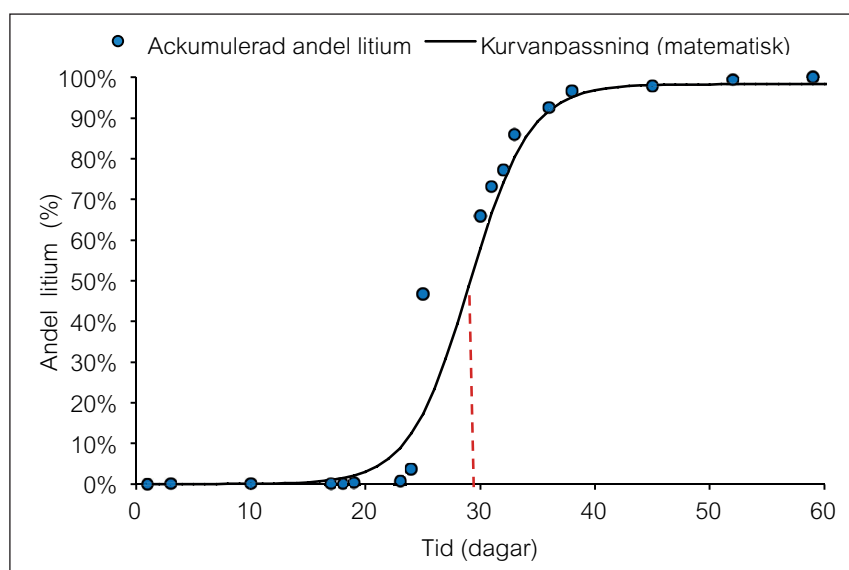
Enligt Naturvårdsverkets förslag (Naturvårdsverket, 2013a), kommer värmebehandling i 52° C med en exponeringstid på minst 24 h vara en godkänd hygieniseringsmetod om lagförslaget blir verklighet. För att påvisa att termofil torrrotning med kontinuerlig in- och utmatning i framtiden kan användas som hygieniserande behandling, utvärderades exponeringstid för acceptet och potentiell kontamination mellan ingående acceptet och utgående rötrest.

4.1 Verifiering av pluggflödesprincip

Två spårämnesförsök med pulsdosering genomfördes för att utvärdera uppehållstid och verifiera pluggflöde. Förväntat resultat var att ett pluggflöde skulle resultera i att spårämnet kom ut med en samlad normalfördelning ("puls") efter en uppehållstid, dvs. 36 dagar ± en viss osäkerhet.

4.1.1 Litiumförsök

Analysresultaten från försöket visade på en ökad koncentration av litium (0,3 % av totalt tillsatt mängd litium) till följd av pulsdosering skedde först 19 dagar efter att litium tillsatts reaktorn. Detta bevisade att allt acceptet som beskickades dag 0 befann sig i reaktorn i minst 456 h (19 dagar), dvs. acceptet hade en 19 gånger längre exponeringstid än de 24 h exponeringstid som föreslås bli minimikravet med värmebehandling vid 52° C. Då litiumklorid har hög vattenlöslighet (VWR, 2012) befarades att spårämnet skulle spridas utanför det material som det tillsatts till. Endast försumbara mängder rejecktatten bildades dock under perioden för försöket vilket talar för att litiumet sannorlikt färdades med samma material genom reaktorn.



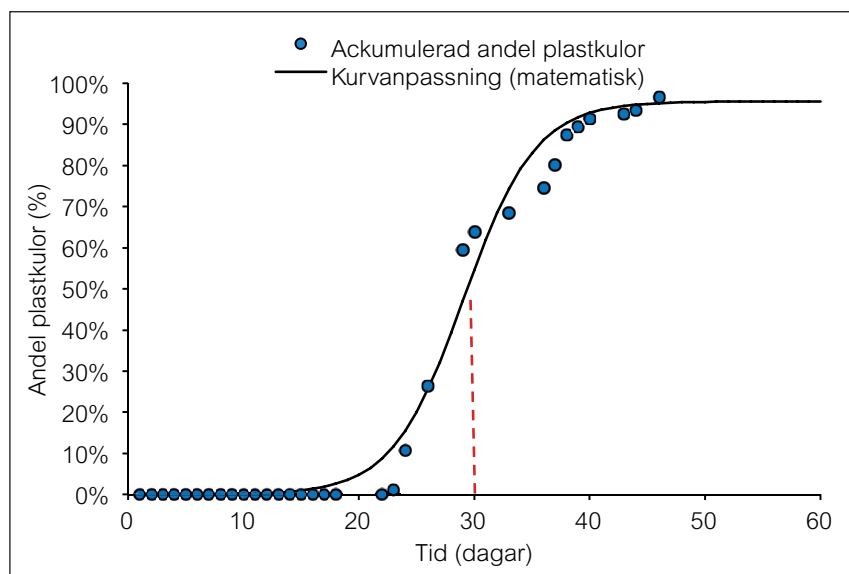
Den streckade linjen (- - -) indikerar 50 % av ackumulerad maximal mängd litium och motsvarar den genomsnittliga uppehållstiden i reaktorn (28 dagar).

Figur 4.1. Andel av den totala/ackumulerade mängden litium som uppmättes i utgående rötresten efter pulsdoseringen (definierad som dag 0 i figuren).

Den högsta koncentrationen litium detekterades 25 dagar efter tillsats av litium och den ackumulerade koncentrationen nådde 50 % av efter drygt 28 dagar enligt kurvanpassningen (Figur 4.1). Detta motsvarar således den genomsnittliga uppehållstiden i reaktorn, vid denna tidpunkt är lutningen på S-kurvan i Figur 4.1 som brantast vilket betyder att den största andelen av det tillsatta litiumet detekterades då.

4.1.2 Inert partikulärt material – plastkolor

Av de totalt 1 500 st kulor som tillsattes reaktorn vid ett tillfälle kunde 1 100 st kulor (73 %) återfinnas i utgående rötrest. Efter 23 dagar (552 h) siktades den första kulan varefter en snabb stegring upp till 28 % av totalt återfunna kulor observerades dag 29 efter pulsdosering (Figur 4.2). Därefter sjönk antalet kulor i utgående rötrest snabbt, men höll en sakta avtagande trend på ca 29 dagar efter högst noterade antal. Efter drygt 29 dagar hade 50 % av plastkulorna kommit ut, vilket därmed motsvarar den genomsnittliga uppehållstiden i reaktorn (streckad linje i Figur 4.1 Figur 4.2). De kulor som inte återfanns, dvs. ca 350 st kulor (23 %), vilket kan härledas till att kulorna överslagsräknades, har följt med provuttaget i mitten (53 st räknade), har följt med ut vid bakteriell provtagning (okänt antal då de inte plockades ut för att undvika kontaminering av provet), alternativt var kvar i reaktorn eller kom ut efter att vi slutade räkna kulor (dag 58 efter tillsats).



Den streckade linjen (- - -) indikerar 50 % av ackumulerad maximalt antal kulor och motsvarar den genomsnittliga uppehållstiden i reaktorn (29 dagar).

Figur 4.2. Andel plastkolor räknade i utgående rötresten efter pulsdoseringen (definierad som dag 0 i figuren).

Litiumförsöket och försöket med plastkolor indikerade således att den kortaste exponeringstiden för acceptet i reaktorn var 19 dagar (450 h) och att uppehållstiden för majoriteten av acceptet var 28–29 dagar. Att uppehållstiden visade sig vara kortare än 36 dagar, den teoretiskt beräknade uppehållstiden, var inte önskat men samtidigt inte orimligt eftersom det var svårt att fastställa den exakta volymen i pilotreaktorn även om mängden accept in och rötrest ut var känd. Troligtvis översteg densiteten 1 kg/dm^3 i reaktorslammet vilket resulterade i att uppehållstiden blev kortare beräknat.

Eftersom det dröjde minst 450 h respektive 530 h innan litiumkoncentrationen började öka respektive den första plastkulan kunde siktas i utgående rötrest, innebar detta att pluggflödesprincipen bekräftades och exponeringstiden för acceptet avsevärt överskred 24 h. Ingen korskontamination i reaktorn från ingående accept direkt till utgående rötrest var således i föreliggande försök möjlig förrän efter 430 h efter inmatning.

4.1.3 Indikatororganismer och patogener

I utgående prover (U2) vid de tre första provtagningsstillfällena detekterades ingen förekomst av indikatororganismer, med ett fåtal avvikelser. De avvikande proverna var 24 h-provet i omgång ett som visade enterokockkoncentrationer på 400 cfu/g, 10 min-provet i omgång två som visade f-specifika colifager 80 pfu/g och 10 min-provet i omgång tre som visade somatiska colifager 10 pfu/g (Bilaga A). Den mest troliga anledningen till dessa positiva resultat är korskontamination i samband med provtagningen av utgående material, då det krävs mycket små mängder för att uppnå dessa nivåer.

Från provtagningsomgång fyra till sex var samtliga prover från U2 under detektionsgränsen för samtliga undersökta indikatororganismer. Provtagningsresultaten uppfyllde dessutom de bakteriella driftkraven för vald hygieniseringsmetod, dvs. att visa att det behandlade materialet innehöll *E.coli* <100 cfu/g (v/v) och att salmonella ej var påvisad i 50 g (v/v) vid alla prover tagna på utgående rötrest.

Termofil torrrotning med pluggflöde utvärderades även med avseende på reduktion av indikatororganismer enligt krav för godkännande som ny hygieniseringsbehandling. Prover från U2 för analys av indikatororganismer togs därmed en uppehållstid efter provtagningsomgång fem respektive provtagningsomgång sex för att beräkna reduktion av ingående accept efter detta färdats genom hela torrrottningsreaktorn.

För att påvisa en reduktion av *E.coli* med 5 \log_{10} -enheter, krävdes koncentrationer på minst 6 \log_{10} -enheter i ingående accept då analysmetoden hade en detektionsgräns på 1 \log_{10} -enhet (motsvarande 10 cfu/g). För att visa 3- \log_{10} reduktion av enterokocker krävdes koncentrationer på minst 5 \log_{10} -enheter då detektionsgränsen för metoden var 2 \log_{10} -enheter. För fager behövdes koncentrationer på minst 4 \log_{10} -enheter för att kunna påvisa reduktion med 3 \log_{10} -enheter. Trots tillsats av uppodlad *E.coli* och blandslam till ingående accept nåddes maximalt 5- \log_{10} koncentrationer av *E.coli* (Tabell 4.1).

Det ingående acceptet i provtagningsomgång fem innehöll dock tillräckliga mängder enterokocker. I provtagningsomgång sex var även koncentrationen somatiska colifager tillräcklig för att påvisa reduktion enligt kraven.

Samtliga resultat på utgående rötrest (U2) från provtagningarna en uppehållstid efter provtagningsomgång fem och sex var under detektionsgränsen för alla indikatororganismer (Bilaga A). Därmed uppnåddes nästintill kravet på 5- \log_{10} reduktion för bakterier, representerade av *E.coli* (Tabell 4.2). För virus, indikerade av enterokocker och fager, uppnåddes reduktionskravet på 3 \log_{10} -enheter av enterokocker baserat på ingående accept i provtagningsomgång fem. Detta gällde även med råde för somatiska colifager, baserat på ingående accept för provtagningsomgång sex (Tabell 4.2).

Tabell 4.1. Koncentration enterokocker, *E.coli*, somatiska colifager, f-specifika colifager samt förekomst av salmonella i ingående accept.

Provtagning	Dag	Salmonella (X g)	Entrokocker (cfu/g)	E.coli (cfu/g)	Somatiska colifager (pfu/g)	F-specifika colifager (pfu/g)
1	36	EP(25 g)	400	<10	1 000	<100
2	58	EP (50 g)	<100	2 000	280	<10
3 ¹	79	P (25 g)	6000	<10	5 400	290
4 ¹	93	P (25 g)	2800	38 000	NA	NA
5 ²	107	EP (50 g)	>150 000	550 000	1 300	200
6 ²	121	P (50 g)	200	100 000	1 300 000	100

EP betyder ej påvisad, P betyder påvisad och NA betyder ej tillämplig.

¹ Ingående accept spikat med 10 % blandslam,

² Ingående accept spikat med uppodlad och uppkoncentrerad *E.coli* samt 20 % blandslam.

Att reduktionskraven inte uppnåddes för samtliga fall berodde på att, trots ansträngningar, koncentrationerna av indikatororganismer var för låga i ingående accept.

Tabell 4.2. Log₁₀-reduktion baserat på analysresultat från ingående spikat accept från omgång fem och sex och analysresultat en uppehållstid efter respektive provtagningsomgång.

Provtagning	Entrokocker (log ₁₀)	E.coli (log ₁₀)	Somatiska colifager (log ₁₀)	F-specifik colifager (log ₁₀)
5 ²	3,18	4,74	2,11	1,3
6 ²	0,30	4	5,11	0

För att utvärdera reduktion av parasiter vid den termofila torrötningsprocessen användes förutom enterokocker, även ägg från spolmasken *Ascaris suum*. Då dessa tillsattes den slutna reaktorn i en påse för att vandra genom denna under en uppehållstid, kunde uttaget inte kontrolleras. De tre påsar som tillsattes först återfanns inte under försökets tid. Två av tre påsar från den andra tillsättningen kom ut efter 41 respektive 42 dagar, dvs. de var i reaktorn något längre än tidigare fastställd uppehållstid med litium- samt plastkuletestet. Detta skulle kunna bero på att påsen som parasiterna låg i var relativt stor (ytarea) och i metall vilket kan ha lett till svårigheter att ta sig igenom reaktorn och t.ex. fastnat på omrörarbladen eller runt omröraxeln i reaktorn. Tyvärr destruerades dessa prover vid analys på grund av en teknisk miss. Två av de påsar som tillsatts sist kom ut efter 36 och 50 dagar och visade inga viabla ägg i något av proven. Då 1 000 ägg räknades per prov uppnåddes 3 log₁₀ reduktion för båda proven, vilket är godkänt enligt de föreslagna kraven för godkännande av ny hygieniseringsmetod (Tabell 4.3).

Tabell 4.3. Tillsättning, uttag och reduktion av *Ascaris suum* ägg.

Tillsats (dag)	Uttag (dag)	Uppehållstid (dagar)	Reduktion (log ₁₀)	Kommentar
43	Ingen återfanns		-	
74	115 och 116	41 och 42	-	NA
108	144 och 158	36 och 50	3 och 3	

NA betyder ej tillämplig.

De 24 h satsvisa utrötningsförsök i 52° C med spikat accept från provtagningsomgång sex, visade alla på enterokocker och *E.coli* under detektionsgränsen, salmonella kunde inte heller påvisas. Dessa resultat är helt i linje med förväntad reduktion av dessa organismer vid denna temperatur (Vinnerås et al., 2003, Elving et al., 2014). Då det tillsatta materialet med säkerhet var det samma som det som analyserades vid tidpunkt 0 h, indikerade detta resultatet att *E.coli* reduceras till minst 4 log₁₀-enheter och enterokocker minst till 1 log₁₀-enhet även helt utan omrörning i reaktorn. Detta uppfyller inte Naturvårdsverkets förslag på *godkännande av ny hygieniseringsmetod* men indikerar att semi-kontinuerlig inmatning med 24 h exponeringstid/intervall är möjlig för att nå en hygieniserande effekt, vilket är i enighet med förslaget för termisk hygienisering vid 52° C för våtröttningsprocesser.

Termofil torrötning i pilotreaktorn kunde verifieras som fullgod hygieniseringsbehandling då processbetingelserna för en värmebehandling kunde bekräftas. Möjlighet till kontinuerlig in- och utmatning säkerställdes ytterligare då indikatororganismer inte detekterades i utgående rötrest inom 10 min till 24 h efter beskickning av accept med höga koncentrationer av bakterier och bakteriofager. Kontaminationen vid provtagningen för mikrobiell analys, visar dock av vikten att ha ett väl genomtänkt flöde för hanteringen av accept och rötrest i fullskala. Annars finns det risk för kontamination av det utgående hygieniserade slammet direkt vid utmatningen från reaktorn.

4.2 Process

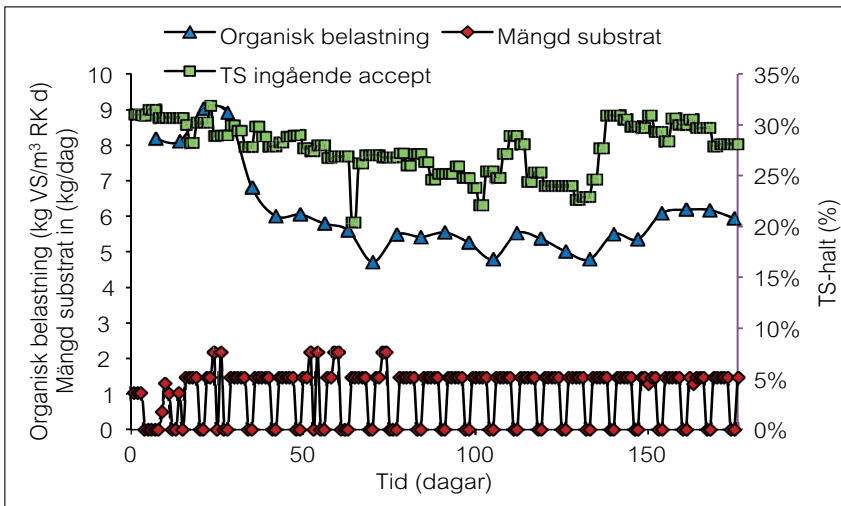
4.2.1 Substratsammansättning

Accept från Nykvarnsverkets avloppsreningsverk användes som substrat under hela försöket. Under försökets gång varierade karaktären och konsistensen på acceptet liksom TS-halten, som allteftersom försöket fortgick sjönk till följd av problem med den fullskaliga avvattningsutrustningen. TS-halten i acceptet varierade mellan 20–32 % och var i medeltal 27 % (Figur 4.3). Den stora TS-variationen resulterade i kraftig variation av den organiska belastningen eftersom uppehållstiden hölls konstant under hela försöket (bortsett från återföringsfasen) (Figur 4.3). Utröttningsgraden från den föregående mesofila våtrötningen var under försöksperioden 57 ± 5 %. Ammoniumkvävet i acceptet låg på en stabil nivå runt 1 800 ± 900 mg/kg. Ett stickprov på acceptet visade att den totala VFA-koncentrationen var <825 mg/kg³.

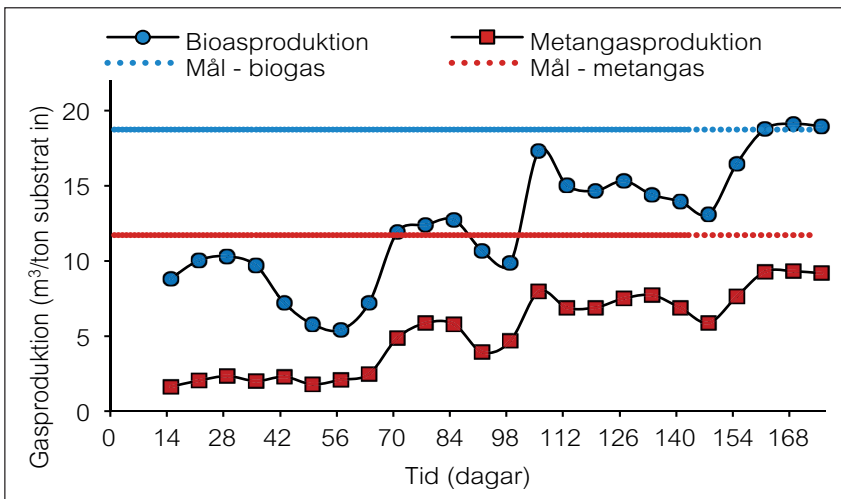
4.2.2 Gasproduktion och gassammansättning

Biogasproduktionen var under uppstartperioden (dag 0 till 42) knappt hälften av förväntad mängd (Figur 4.4). Under denna period var i snitt metanogasproduktionen drygt 10 ml CH₄/g VS (Figur 4.5), vilket kan jämföras med den förväntade gasproduktionen på ca 50–60 ml CH₄/g VS. Under uppstartsperioden fylldes reaktorn successivt upp med accept och först dag

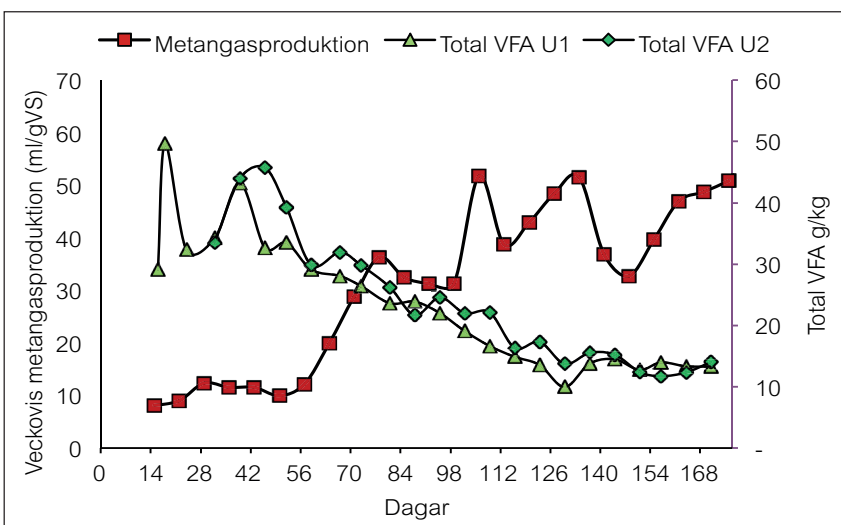
³ VFA är normalt <120 mg/kg i rötresten, i det analyserade acceptet späddes provet för att kunna analyseras, varvid detektionsgräns ökade. Det är sannolikt att VFA var << 825 mg/kg i acceptet.



Figur 4.3. Organisk belastning, mängd accept beskickat till reaktorn samt TS-halt i ingående accept.



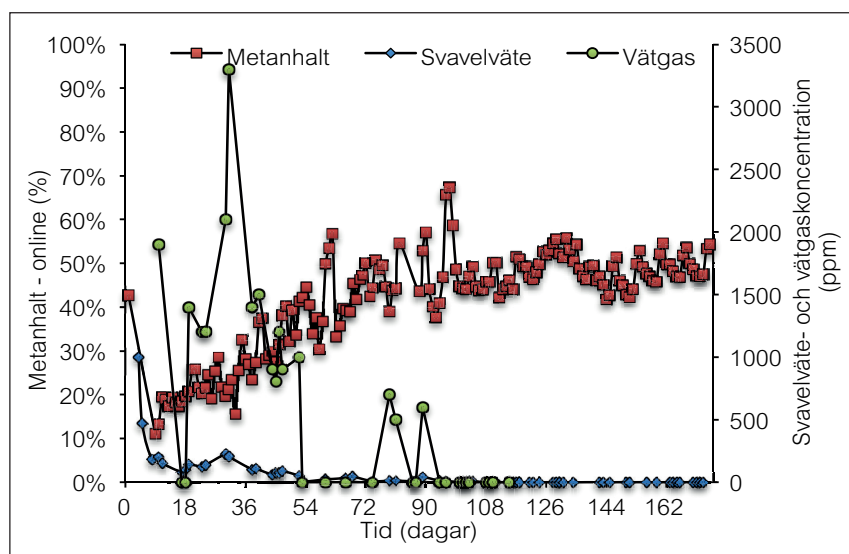
Figur 4.4. Biogasproduktion, metangasproduktion samt målproduktionen för respektive fraktion.



Figur 4.5. Veckovis specifik metangasproduktion, total VFA-koncentration i utgående rötrest och total VFA-koncentration i prov från mitten av reaktorn.

43 började det komma ut förväntade mängder rötrest från reaktorn. Den låga metangasproduktionen korrelerade väl med höga koncentrationer av VFA (Figur 4.5).

Inledningsvis (dag 0–42) var metanhaltens endast ca 22 % (Figur 4.6) vilket var klart lägre än väntat. I en välfungerad biogasprocess ligger metanhaltens normalt mellan 55–65 %. Den låga metanhaltens berodde till viss del på att gasen i reaktorn byttes ut gradvis i takt med uppfyllnad, men främst var det ett tydligt tecken på att metanbildningen inte fungerade optimalt medan hydrolys och acidogenes verkade fungera bra vilket resulterade i att metanbildningen blev det hastighetsbegränsande steget. Detta kunde bekräftas vid mätningar av koldioxidhalten i den producerade rågasen då denna var mycket hög. Vid en hydrolys-, acidogenes- och acetogenesprocess bildas bl.a. koldioxid, vilket vid en obalanserad process resulterar i en låg metanhalt. Ytterligare ett tydligt tecken på att hydrolys, acidogenes och acetogenes fungerade bra var att koncentrationen av VFA var ovanligt hög och vätgas kunde dessutom detekteras i biogasen (Figur 4.6), vilket det normalt inte gör om metanbildningen är välfungerande. För högt vätgasstryck kan i sig produktinhibera mikroorganismerna ansvariga för acetogenesen liksom syntrofa acetateoxiderande mikroorganismer (SAO), vilket resulterar i ackumulering av fermentationsprodukter som VFA och olika typer av alkoholer. Högt vätgasstryck stoppar även nedbrytningen av långa organiska fettsyror (LCFA) i den s.k. beta-oxideringen.



Figur 4.6. Metanhalt, vätgas- och svavelvätekoncentration i den producerade biogasen.

Allt eftersom försöket pågick steg metanhaltens (Figur 4.6) och biogasproduktionen (Figur 4.4). Under den stabila perioden (dag 100–134) var metanhaltens 48 % i genomsnitt, biogasproduktionen 15 m³/t accept motsvarande en metangasproduktion på 46 ml CH₄/g VS vilket var nära de nivåer som sattes upp som mål inför försöket. Detta skedde i samband med att koncentrationen av VFA sjönk, samtidigt som ingen vätgas kunde detekteras i biogasen, vilket således rent teoretiskt betyder att en balans mellan metanbildare (och/eller SAO) och acetogena mikroorganismer tillslut infann sig.

Under återföringsfasen (dag 135–176) när 10 % rötrest (från U2) dagligen började återföras till inmatningen (U0) tillsammans med den dagliga mängden accept fortsatte processen att vara relativt stabil. Även metanhalten var fortsatt stabil med ett medelvärde för metangasproduktionen på samma nivå som under den stabila perioden. Däremot steg volymeriska biogasproduktionen med 19 m³/t accept under de sista tre veckorna av försöket och till slut nåddes målet för biogasproduktion. Detta berodde troligtvis på att TS-halten i acceptet steg och då påverkade den organiska belastningen. Samtidigt kan återföringen spelat en stor roll eftersom reaktorn hanterade den ökade organiska belastningen utan ”problem”. Under återföringsfasen presterade reaktorn bra med konstant specifik biogasproduktion (44 ml CH₄/g VS), liknande som i perioden innan, trots att den organiska belastningen var 10 % högre under återföringen och uppehållstiden lägre i samma proportion till volymen slam som återfördes (Figur 4.4; Figur 4.5).

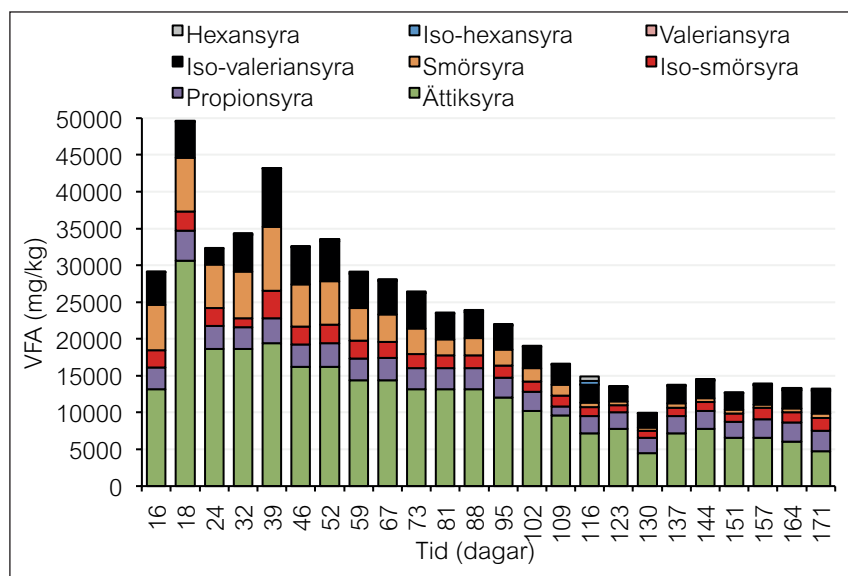
Koncentrationen av svavelväte i biogasen var förutom de första dagarna av försöket mycket låg, eller noll (Figur 4.6). En trolig förklaring till de låga nivåerna av svavelväte var att det fanns ett överskott av järn i slammet (vilket reagerar med svavelväte och bildar järnsulfid) eftersom järnkoagulanter används som flockningsmedel i försedimenteringen på avloppsreningsverket. Detta är positivt med avseende på lukt från röttesten då svavelväte ofta bidrar till luktproblem.

Den ursprungliga planen var kontinuerlig omrörning i reaktorn. Efter en lång period av ojämn och låg gasproduktion testades det dag 64 att stoppa omrörningen över natt. Detta resulterade i en jämnare och högre biogasproduktion vilket ledde till fortsatt semikontinuerlig omrörning, endast 15–30 min innan matning och 15–30 min efter matning vilket tydligt var positivt för högre gasproduktion och metanhalt (Figur 4.4). Detta resultat stämmer överens med vissa studier (Kaparaju et al., 2008) framförallt att minimal omrörning är fördelaktigt vid en högre belastning (Stroot et al., 2001), men inte med andra studier som är relaterade till torrrotning eller högre TS-halt (Karim et al., 2005, Aymerich et al., 2013). För att underlätta den dagliga driften automatiserades omrörningsintervallen från dag 99 till 15 min omrörning och 6 h ingen omrörning. Detta verkade i takt med att processen stabiliserade sig, bidra till en högre metangasproduktion. Ur energisynpunkt bör en intermitterant omrörning också vara positiv.

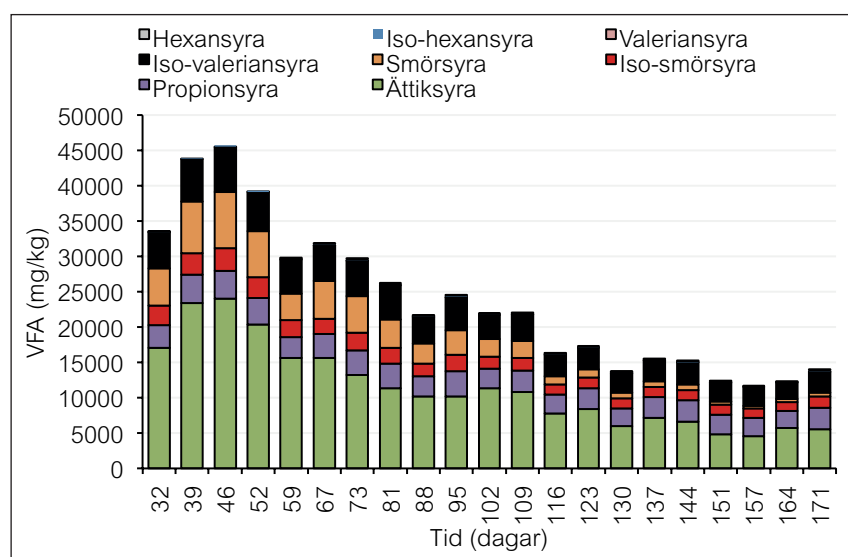
4.2.3 VFA – Flyktiga fettsyror

Under de första 15 dagarna hade inte slammet vandrat tillräckligt långt i reaktorn för att prov för VFA-analys kunde tas ut från U1. Först dag 16 kunde prov tas och dag 32 togs det första provet från U2. Under uppfyllningsperioden var VFA koncentrationen mellan 30 000–50 000 mg/kg i både U1 och U2 (Figur 4.7, Figur 4.8), vilket är högt. Samtidigt var bikarbonatalkaliniteten ca 9 000 mg/kg, vilket förhindrade att processen ”gick sur”. Den höga alkaliniteten (och till viss del även VFA) kan härröras till att acceptet helt enkelt är rötrest som koncentreras upp ca 10 gånger genom avvattning, vilket resulterar i att även buffrande ämnen som bidrar till alkalinitet uppkoncentreras kraftigt. Höga VFA-koncentrationer var ett tydligt tecken på att metanbildande mikroorganismer och/eller syntrofa acetatoxi-

derande mikroorganismer var inhiberande (Schnürer et al., 1999, Schnürer & Nordberg, 2008). Normalt ligger VFA-koncentrationen i den mesofila våtrötningen på Nykvarnsverket mellan 0–250 mg/l. När svårnedbrytbara substrat så som slakteriavfall och matavfall rötas är typiska koncentrationer av VFA ca 500–1 000 mg/l (Ek et al., 2011). Det är dock svårt att jämföra en våtröttnings- och torröttningsprocess eftersom substratet vid torrötning är uppkoncentrerat. I enlighet med tidigare studier (Shi et al., 2013), där VFA-nivåer nådde 20 000g/kg under uppstartsperioden, tenderade initialt höga VFA-koncentrationer i röt-kammaren att accepteras utan att processen helt fallerade. De höga VFA-koncentrationerna var dock oväntade eftersom detta var en efterröttningsprocess och att det ingående substratet, acceptet, redan rötats i 20 dagar, vilket borde göra det kvarvarande substratet svårnedbrytbart.

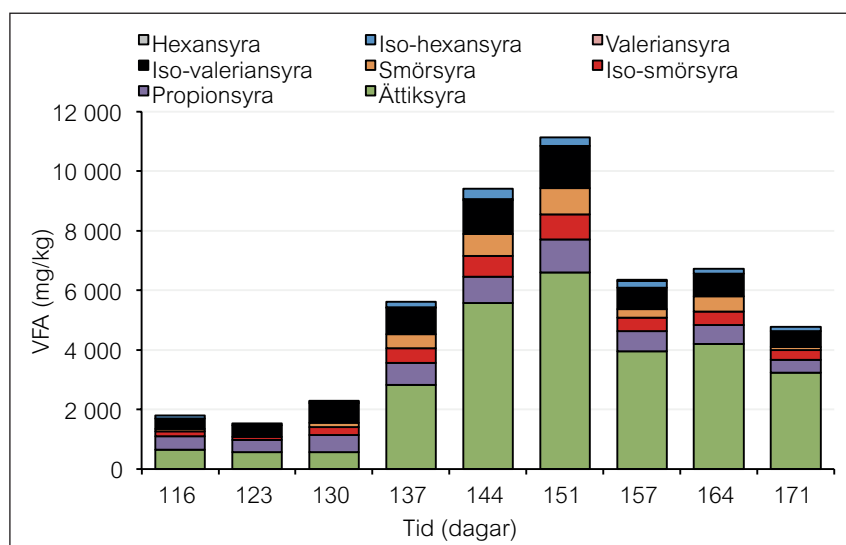


Figur 4.7. Fördelningen av flyktiga fettsyror i U1.



Figur 4.8. Fördelningen av flyktiga fettsyror i U2.

Under tillvänjningsfasen var VFA-koncentrationen i U1 och U2 fortsatt hög och först dag 59 påbörjades en nedåtgående trend som fortsatte under stabiliseringsfasen (dag 100–134) (Figur 4.7, Figur 4.8). Detta var ett tecken på att metanogenerna adapterade sig och/eller tillväxt av SAO. Till viss del var detta motsägelsefullt eftersom reaktorn var av pluggflödesprincip där hydrolys och acidogenes borde ske i början av reaktorn. Men, eftersom minskningen i VFA-koncentration hela tiden var förskjuten med ca 15 dagar i utgående rötrest indikerade detta att nedbrytningen fortgick i hela pluggflödet även om hydrolysen var som mest aktiv i början av pluggflödet. Detta syns också tydligt på de fem prover som togs från U0 (24 h efter matning) då VFA-koncentrationen var på väg upp (Figur 4.9), och var tydligt högre än VFA-koncentrationen i färskt accept. Den mikrobiologiska processen var således mest aktiv under de första 1–15 dagarna och avtog därefter.



Figur 4.9. Fördelningen av flyktiga fettsyror i U0 24 h efter matning.

Under återföringsperioden var hypotesen att tillförsel av mikroorganismer som redan var vana vid den termofila torrötningsmiljön skulle snabba på processen i början av pluggflödet. Det var tydligt att VFA-koncentrationen ökade med en större andel ättiksyra i U0 än tidigare under denna period (Figur 4.9). Den förhöjda VFA-koncentrationen kunde inte endast förklaras av att den tillförda rötresten i sig innehöll mycket VFA, utan antagligen hade adapterade mikroorganismer för hydrolys och acidogenes tillförts som påskyndat processen. På längre sikt kunde detta innebära att metanbildarna fick längre tid på sig att växa till och producera metan. Denna effekt syntes till viss del då VFA-koncentrationen var fortsatt stabil men något lägre än under den stabila perioden ($18\,300 \pm 3\,700$ mg/kg kontra $13\,100 \pm 1\,600$ mg/kg i U2). Detta trots att uppehållstiden i praktiken förkortades med 10 % eftersom att mängden accept in till reaktorn var konstant över tiden.

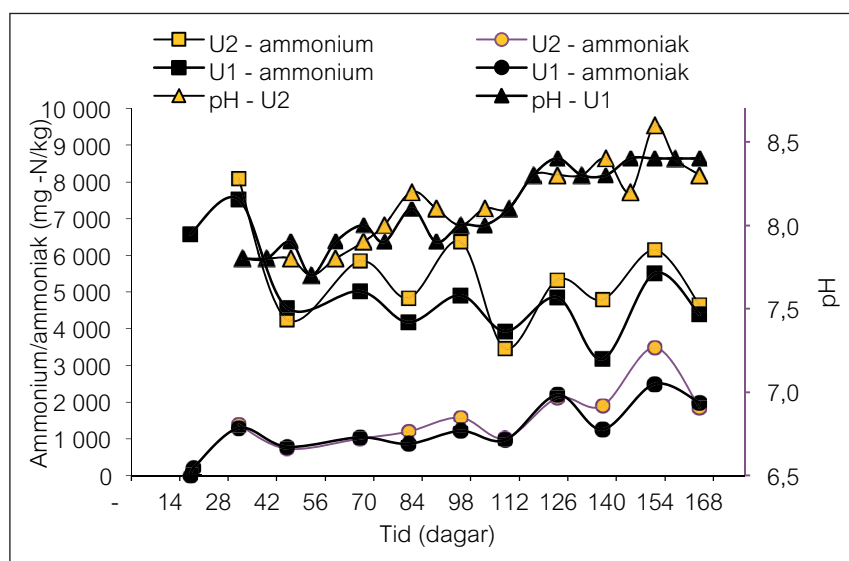
Under hela försöket var andelen VFA med längre kolkedjor högre än för en normalt välfungerande process. Ackumulering av propionsyra, iso-smörsyra och smörsyra skedde under hela försöket vilket var ett tecken på att proces-

sen inte fungerade optimalt (Nielsen et al., 2007, Ahring et al., 1995). Detta har även observerats i andra termofila torrrottningsförsök (Shi et al., 2013).

4.2.4 Ammonium och kväve

Genomsnittskoncentration för ammonium i acceptet var $1\,800 \pm 100$ g/kg, medan ammoniumkvävet i utgående rötrest varierade kraftigt, mellan 3 500–8 100 mg/kg (medel $5\,400 \pm 1\,400$ mg/kg) (Figur 4.10). Samtidigt var medelvärdet för kjeldahllkvävet 14 900 mg/kg (data visas ej). Mineraliseringsgraden (kvoten av ammonium och kjeldahllkväve) steg från 12 % i acceptet till 42 ± 6 % i torrrotad rötrest, en ökning med 250 %. Att ammoniumkvävehalten ökade vid torrrotningen indikerade att proteinrika material brutits ner ytterligare. Detta kan vara positivt ur en lantbrukarens perspektiv då ammoniumkväve är mer lättillgängligt för växterna än organiskt bundet kväve – vilket är positivt vid gödsling på våren.

Den termofila temperaturen, den höga ammoniumhalten i kombination med ett extraordinärt högt pH ($8,4 \pm 0,2$ under återföringsperioden) i reaktorn resulterade även i höga, toxiska ammoniakhalter. Den beräknade ammoniakhalten var som högst 3 500 mg/kg under återföringsperioden (dag 152) (Figur 4.10), vilket är klart högre än tidigare rapporterade värden i litteraturen på 50–1 450 mg/l som anses vara gränsvärden för vad en biogasprocess klarar av innan krasch (Yenigun & Demirel, 2013). I genomsnitt var dock ammoniakhalten i U1 och U2 under återföringsperioden 2 000 mg/kg respektive 2 500 mg/kg (Figur 4.10). Även om torrrottningsprocesser har visats vara tåliga mot höga ammoniaknivåer så var koncentrationerna i detta försök avsevärt högre jämfört med andra torrrottningsstudier med avloppslam som substrat (Aymerich et al., 2013, Duan et al., 2012). Förvisso fungerade inte torrrottningsprocessen optimalt, men processen fungerade som bäst i slutet av försöket (återföringsperioden), då ammoniakhalten var $\geq 2\,000$ mg/kg då både metanhalt och biogasproduktion var högre än tidigare under försöket. Detta är anmärkningsvärt eftersom rötning vid så pass höga ammoniakkoncentrationer inte tidigare rapporterats i litteraturen.



Figur 4.10. Ammoniumkväve, beräknat ammoniakkväve och pH i U1 och U2.

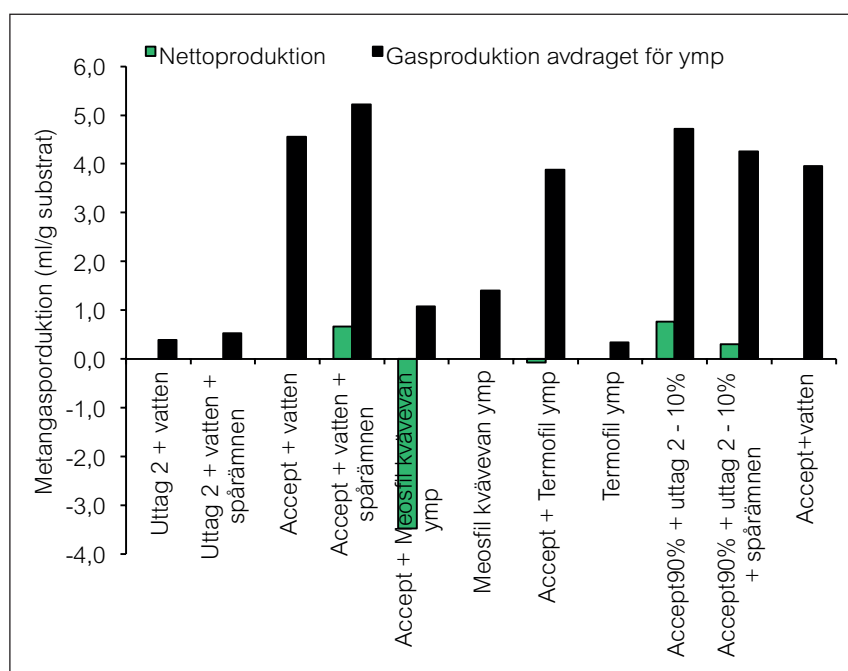
Detta är även en indikation på att hydrogena metanogener anpassade till miljön samtidigt som SAO bör varit den dominerande acetatnedbrytande mikroorganismen (snarare än acetoklastiska metanbildare som är mycket känsliga för ammoniak). Ett starkt samband mellan höga ammoniakvärden och sjunkande VFA kunde konstateras, vilket berodde på att pH-sänkande VFA bröts ner och bidrog till ett högre pH och därmed högre ammoniakhalt.

4.3 Uträttningsförsök för processoptimering

Försöket pågick enbart i 18 dagar, vilket var drygt halva uppehållstiden i torrättningsreaktorn. I det försöket där enbart torrötad rötrest tillsattes, erhöles knappt 9 % av gasproduktionen från enbart accept (Figur 4.11). Detta tyder på att en viss del av den ackumulerade VFA bröts ner när det fick rötas i ytterligare 18 dagar vid 52° C.

Vid tillsats av accept till en termofil ymp respektive en kvävetålig mesofil ymp erhöles en negativ effekt på gasproduktionen från acceptet. Dvs. en lägre gasproduktion än enbart accept erhöles (normaliserat per gram accept tillsatt). Acceptet bestod av en stor andel mikroorganismer från den mesofila rötningen, och det fanns således ingen indikation på att tillförelse av termofil ymp eller annan ymp skulle förbättra processen, snarare tvärtom.

Spårämnestillsats gav en positiv nettoproduktion både vid tillsats med enbart accept men även vid tillsats till accept ympat med utgående rötrest från torrättningsreaktorn. Dock var effekten av att återympa med utgående rötrest (10 %) från torrättningsreaktorn lika stor som spårämnestillsatsen. Tilläggs skall även att effekten var relativt liten, motsvarande 4 ml CH₄/g VS, motsvarande ca 8 % (ej statistiskt säkerställt) av den specifika metangasproduktionen i pluggflödesreaktorn. Spårämnen är dyrt att köpa in (fullskala) medan återföring av utgående rötrest skulle vara relativt billigt att genomföra.



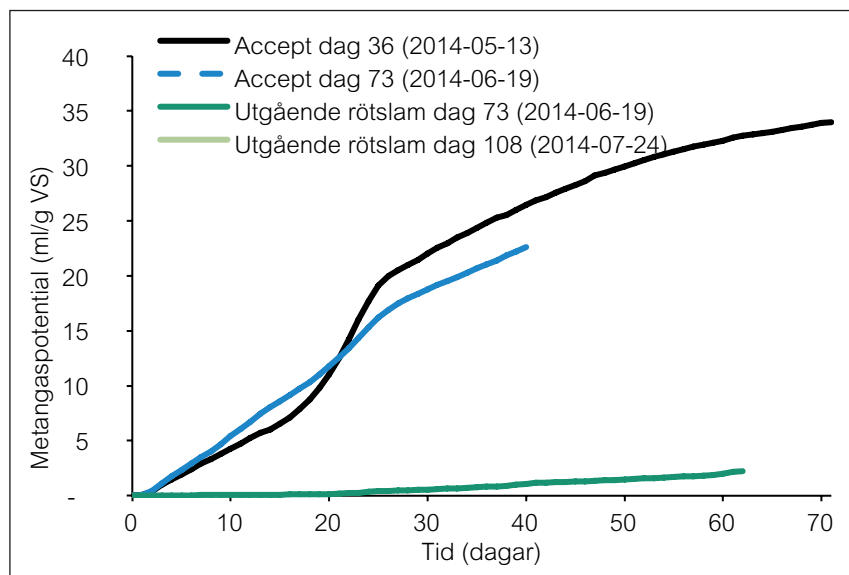
Figur 4.11. Resultat från det försök som genomfördes för att identifiera om en förbättrad process kunde uppnås.

Hypotesen varför återföring ger något ökad nedbrytning av acceptet är att mikrofloran har adapterat sig till 52° C och höga ammoniakkoncentrationer. Utifrån dessa resultat testades återföring under de 40 sista dagarna för att få en indikation på effekten i det kontinuerliga försöket.

4.4 Metanemissionsförsök

Under pilotförsöket genomfördes fyra utrötningsförsök vid rumstemperatur för att uppskatta hur metanemissionerna påverkades av att acceptet torrrotas vid termofil temperatur.

Metanemissionerna från accept var höga som väntat. Metangasproduktionen varierade mellan 18–22 ml CH₄/g VS samtidigt som gasproduktionen från utgående rötrest (U2) endast var 0–1 ml CH₄/g VS efter 30 dagar (Figur 4.12). Det ena acceptförsöket fortlöpte i 71 dagar och gav då en metanpotential på hela 36 ml CH₄/g VS (Figur 4.12).



Figur 4.12. Ackumulerad metangaspotential från accept samt utgående rötrest från torrötningsreaktorn vid två separata tillfällen. Samtliga försök utfördes vid rumstemperatur (ca 20–23° C).

Trots att utrötningsförsöket med acceptet fortlöpte i 71 dagar så hade metanproduktionen inte klingat av helt, även om produktionshastigheten var lägre än tidigare i försöket (Figur 4.12). Det tyder således på att metanemissionerna kan vara ännu högre om acceptet lagras under lång tid, t.ex. som den konventionellt tillämpade metoden på ≥ 180 dagar (6 månader).

Den låga metangasproduktionen ($\leq 0,4$ ml CH₄/g VS) i metanemissionsförsöket från den utgående rötresten (U2) från torrötningsreaktorn visar också att den metan som produceras vid lagring av röttslam kan tillvaratas vid torrötningen på ett kontrollerat sätt, och bidra till en ökad biogasproduktion och samtidigt minska metanemissionerna på ett avloppsreningsverk avsevärt. Efter 30 dagars utrötning var metanemissionerna från ett torrrotat slam 98 % lägre jämfört med konventionell lagring av accept.

5 Uppskalning av resultat till modellanläggning

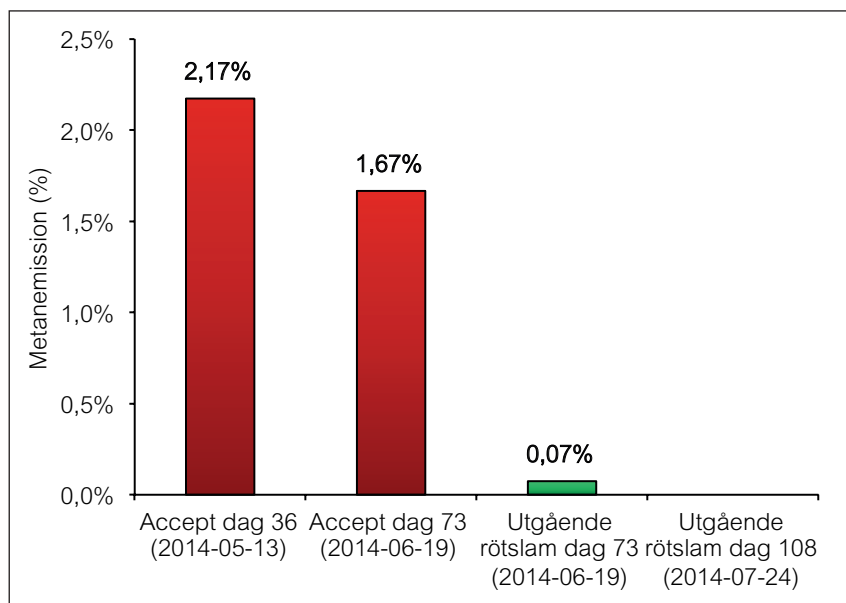
5.1 Biogasproduktion

År 2013 producerades 2 750 000 Nm³ rågas med ca 65 % CH₄ (17,9 GWh) från rötning av primär- och sekundärslam vid Nykvarnsverket. Under återföringsfasen av pilotförsöket erhöles 17,3 m³ biogas/t accept med ett energivärde på 4,8 kWh/m³ biogas (ca 48 % CH₄). För 9 600 t accept/år skulle det innebära att 166 000 m³ biogas/år (0,80 GWh) produceras om en torrrottningsanläggning byggdes i fullskala med likvärdiga resultat som i pilotförsöket. Produktionen från torrrottningsprocessen skulle då motsvara 6,0 % av den totala biogasproduktionen på Nykvarnsverket. Innan försöket var målet att uppnå knappt 8 % av den totala biogasproduktionen vid efterrottningssteget (baserat på en uppehållstid på 36 dagar i rötammaren), detta uppnåddes inte helt. Under de tre sista veckorna av försöket var dock biogasproduktionen 19,0 m³/t accept (metanhalt 50 %), motsvarande 182 000 m³/år (0,91 GWh), vilket motsvarar 6,6 % av Nykvarnsverkets årliga biogasproduktion. Orsak till att önskat resultat inte nåddes kan ha varit att biogasprocessen i pilotförsöket troligtvis behövde längre tid än beräknat för att stabiliseras helt och hållet. Även om målet för biogasproduktionen nästan uppnåddes i slutet av försöket uppnåddes inte målet med en energiproduktion på 1,3 GWh pga. den låga metanhalten i biogasen. Det är dock troligt att energivärdet i gasen från pilotanläggningen underskattats något (ett par procentenheter) och skulle vara något högre vid en uppskalning med effektivare inmatningsanordning. Den lägre metanhalten kan ha orsakats av inläckage av luft vid tillförsel av nytt substrat, vilket blir oproportionerligt stor i pilotskala jämfört med i fullskala, samtidigt som den låga metanhalten inte ska ignoreras. Vid inblandning av biogasen med 50 % metanhalt från torrrotningen till rågasen från den mesofila rötningen, skulle metanhalten sjunka från 65 % till 64 %. I fallet med vår modellanläggning skulle gasen dessutom blandas med rågas från en samrottningsanläggning med betydligt högre flöde innehållandes 65 % metan. I det totala gasflödet skulle den lägre metanhalten inte ha någon inverkan på gasreningens effektivitet.

5.2 Metanemissioner

Eftersom ytterligare biogas utvinns från det avvattnade rötslammet vid torrrotning istället för att direkt långtidslagras i 6 månader utomhus, minskar metanemissionerna avsevärt. Resultat från emissionsförsöken tyder på att emissionerna minskar med ≥ 98 % från det avvattnade rötslammet om det först torrrotats i 30 dagar. Baserat på de resultat som framkommit i föreliggande studie erhålls metanemissioner på 1,92 % av den totala metangasproduktionen på Nykvarnsverket efter 30 dagars lagring (Figur 5.1). Lagras slammet istället i 70 dagar är metanemissionerna drygt 3 %. Troligtvis överstiger metanemissionerna även detta med god marginal när slammet

långtidslagras under sommarhalvåret. Metanemissionerna från det torrödade slammet uppmättes till < 0,05 % av totalproduktionen. Med implementering av en torrödningsanläggning skulle Global Warming Potential ($GWP_{100} = 34 \times CO_2$), vilket är ett mått på hur mycket en anläggnings utsläpp påverkar den globala växthuseffekten på 100 års sikt, vara ca 30 ton CO_2 -ekvivalanter (IPCC, 2013). Utan efterrötning genom torrötning skulle värdet på GWP_{100} efter 30 dagars lagring istället vara 830 ton CO_2 -ekvivalanter baserat på de emissionsförsök som genomförts inom ramen för detta försök. Med hjälp av den termofila torrötningen erhålls således stora miljövinster eftersom metanemissionerna minskar.



Figur 5.1. Uppmätt metanemission vid rumstemperatur under 30 dagar. Värdena är beräknade på modellanläggningens totala biogasproduktion samt den totala mängden producerat accept.

Det finns även andra växthuspotenta gaser, t.ex. lustgas (N_2O med ett $GWP_{100} = 298$), som kan uppstå vid rötning/lagring av rötslam. I föreliggande projekt genomfördes enstaka stickprover där lustgas analyserades från både och accept och torrötat accept, utan att någon produktion av lustgas kunde identifieras.

5.3 Utgående rötrests karaktär och sammansättning

Under försökets gång förändrades konsistensen på rötresten stort. Under uppstartsperioden var rötresten väldigt torr, vilket berodde på att slammet torkade då reaktorn inte var helt uppfylld. Denna effekt upphörde när reaktorn var fylld, varefter slammet fick en kletig konsistens men med relativt hög TS-halt. Efterhand justerades omrörningen i reaktorn, detta resulterade i en rötrest som var mindre kletig och mer lik det ingående acceptet, om än med något lägre TS-halt. Den annorlunda konsistensen behöver nödvändigtvis inte vara ett problem, men det måste säkerställas att den mer kletiga konsistensen inte orsakar problem vid hantering och spridning av rötslammet.

Som tidigare beskrivits i rapporten innehöll rötresten relativt höga koncentrationer av VFA liksom ammoniumkväve. VFA kan bidra till luktproblem medan illaluktande ammoniak borde avgå relativt snabbt. Mineraliseringen (kvoten mellan löst ammoniumkväve och det totala kväveinnehållet) ökade från ca 12 % i ingående accept till 42 ± 6 % i utgående rötrest. Detta är en viktig faktor då lantbrukaren under vissa delar av året önskar en hög andel ammoniumkväve (lättillgängligt kväve) vid gödningen. Detta kan också variera beroende på vilken gröda som odlas.

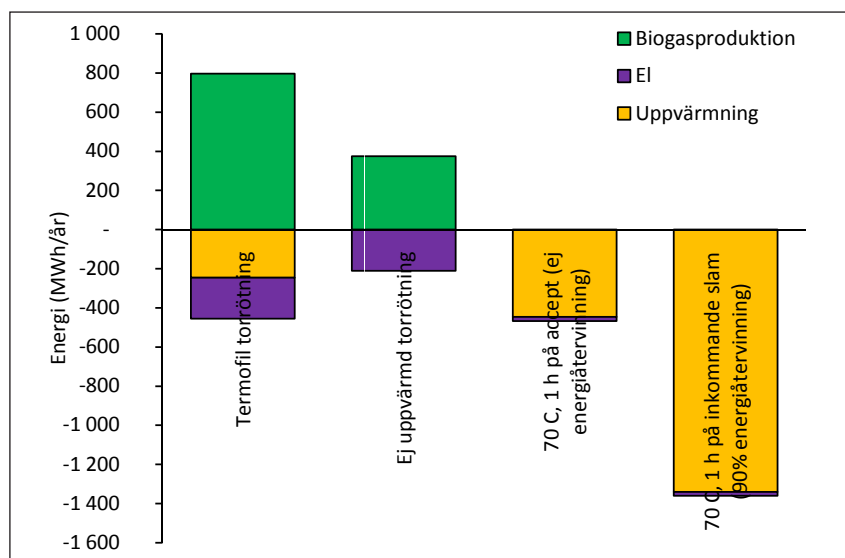
En viss reduktion av TS erhöles vid torrötningen vilket ledde till att mängden slam minskade vid torrötningen. Den producerade gasproduktionen motsvarade 2,5 viktprocent (genomsnitt för dag 135–176); utöver detta erhöles kondensvatten i gasledningar/kondensfällor utanför själva reaktorn.

5.4 Energibalans

Resultaten från det genomförda försöket visar att termofil torrötning av accept är en resurseffektiv metod för att hygienisera slammet. Detta eftersom biogasproduktionen kan ökas genom efterrötning av det avvattnade rötslammet, samtidigt som en hygieniserande effekt erhöles. Vid efterrötning rötas ett redan tidigare rötat substrat, varför inget nytt substrat tillförs till processen, vilket är mycket resurseffektivt. Värt att notera är att vid dimensionering av anläggningen bör utrymme finnas utöver det för befintlig mängd slam för att även ha möjligheten till återcirkulering i enlighet med de framtagna resultaten. Denna merkostnad bör kunna motiveras av en totalt sett effektivare process med ökad gasproduktion etc. Eftersom TS-halten i ingående accept är hög bör lämpliga inmatningslösningar användas, exempelvis borde acceptet kunna skruvas in i reaktorn.

Reaktortemperaturen i föreliggande försök var 52°C , varvid ingående accept uppskattningsvis var ca 30°C , vilket således kräver ett energitillskott på ca $\Delta T = 22^{\circ}\text{C}$. Vid emissionsförsöken som genomfördes vid $20\text{--}23^{\circ}\text{C}$ erhöles efter 30 dagar $18\text{--}22\text{ ml CH}_4/\text{g VS}$ (medel $20\text{ ml CH}_4/\text{g VS}$) från det färskt avvattnade rötslammet. Detta kan jämföras med ca $46\text{ ml CH}_4/\text{g VS}$ som erhöles vid den termofila torrötningen vid stabil drift efter motsvarande tid (ca 36 dagars uppehållstid). En hypotetisk jämförelse mellan en efterrötning/torrötning med uppvärmning (52°C) och utan uppvärmning skulle således resultera i ca 130 % högre metangasproduktion vid det uppvärmda alternativet, motsvarande en ökad energiproduktion med drygt 400 MWh/år. Detta kan ställas mot det uppskattade uppvärmningsbehovet (beräknat utan värmeåtervinning, $\Delta T=22^{\circ}\text{C}$) på 250 MWh/år, vilket således betyder att den termofila rötningen ger en energivinst på ca 150 MWh/år jämfört med ett icke-uppvärmt system. Uppvärmningen är beräknad att ske med fjärrvärme som producerats från förnyelsebar råvara. Den beräknade elförbrukningen för omrörning m.m. uppskattas till ca 210 MWh/år. Den termofila rötningen beräknas generera 800 MWh (baserat på gasproduktionen under återföringsperioden) samtidigt som energiåtgången beräknas till 250 MWh/år, vilket således ger en nettoenergiproduktion på 340 MWh högvärdig energi samtidigt som en hygieniserande effekt av slammet erhöles.

Jämförs termofil torrrotning med konventionell hygienisering (70° C, 1 h exponeringstid) av det avvattnade rötslammet så blir energiförbrukningen något lägre för konventionell hygienisering. Däremot produceras ingen energi i form av biogas vid denna till skillnad från termofil torrrotning där en nettoenergiproduktion erhålls tack vare efterrotningseffekten. En konventionell hygienisering skulle troligtvis vara en något lägre investeringskostnad om än en signifikant sådan. Jämförs termofil torrrotning istället mot konventionell hygienisering på ingående slam till våtrotning syns en ännu större energivinst med den termofila torrrotningen (Figur 5.2). Skattat en 90 % värmeåtervinningsgrad åtgår trots detta 1 350 MWh vid hygieniseringen, vilket en nettoenergiproduktion på 340 MWh vid termofil torrrotning – båda med en hygienisering som följd. Hygienisering som inledande steg vid våtrotning av slam har i studier inte visat sig leda till något ökad biogasproduktion i det efterföljande mesofila rötningssteget (Persson et al., 2010).



Figur 5.2. Energibalans för hygienisering med termofil torrrotning av avvattnat rötslam, värmebehandling i 70° C i 1 h av avvattnat rötslam, värmebehandling i 70° C i 1 h av avvattnat slam innan våtrotning samt ej uppvärmd torrrotning av avvattnat rötslam. Energibalansen är beräknad på energiproduktion i form av biogas, energiåtgång till uppvärmning och omrörning/drift.

6 Slutsatser

Förslaget för ”Hållbar återföring av fosfor” har nu varit ute på remiss och har lämnats till miljödepartementet. I väntan på beslut från regeringen har vi i och med detta projekt förberett oss på hur vi möter delar i en eventuell framtida lagstiftning. Pilotförsöket med termofil torrötning av avvattnat rötslam gav flertalet värdefulla och intressanta resultat. De viktigaste slutsatserna som kunde dras från det genomförda försöket var:

- Ett pluggflöde kunde verifieras och uppehållstiden fastställdes till 28–29 dagar i genomsnitt med en exponeringstid på ≥ 450 h. Detta uppfyller kraven för en hygieniserande värmebehandling vid 52° C och möjliggör för kontinuerlig inmatning av substrat och samtidig uttag för slam i reaktors andra ände utan risk för att kontaminering av ingående substrat. Dessutom kunde varken enterokocker, *E.coli*, salmonella eller fager påvisas under stabil drift, trots höga koncentrationer av dessa i ingående accept. Vår bedömning är att testad metod, termofil torrötning med pluggflöde, därmed bör bli en godkänd hygieniserande behandling i framtida lagförslag.
- Metanemissionerna från det torrötade rötslammet vid simulerad lagring i 30 dagar resulterade i minskade emissionerna med 98 % jämfört med konventionell lagring av avvattnat rötslam. Ingen lustgas kunde detekteras vid någon av mätningarna.
- Om planerna på en torröttningsanläggning blir verklighet på Nykvarnsverket i Linköping spås gasproduktionen öka med till 6,0 % samtidigt som metanemissionerna från det lagrade rötslammet reduceras med motsvarande 800 ton CO₂-ekvivalenter/år (GWP₁₀₀).
- Återföring av utgående torrötat rötslam vid inmatning av det avvattnade rötslammet resulterade i den högsta biogasproduktionen. Vid återföringsperioden erhöles en specifik metangasproduktion på 46 m³ CH₄/ton VS (motsvarande ca 8 m³ CH₄/ton avvattnat rötslam). Metanhalten var ca 48 % samtidigt som koncentrationen svavelväte och vätgas var låg/ej detekterbar.
- Den mikrobiella processen fungerade ej helt optimalt då höga halter av VFA uppmättes i utgående rötrest. Detta berodde med stor sannolikhet på inhibering av metanbildare och/eller syntrofa acetatoxiderande mikroorganismer till följd av ammoniaknivåer som översteg 2 000 mg NH₃-N/kg.

7 Källförteckning

- Ahring, B. K., Sandberg, M. & Angelidaki, I. (1995). Volatile Fatty-Acids as Indicators of Process Imbalance in Anaerobic Digesters. *Appl Microbiol Biotechnol*, 43(3), 559–565.
- Aymerich, E., Esteban-Gutiérrez, M. & Sancho, L. (2013). Analysis of the stability of high-solids anaerobic digestion of agro-industrial waste and sewage sludge. *Bioresour Technol*, 144(0), 107–114.
- Biogasportalen (2013). Biogas i Siffror, <http://www.biogasportalen.se/BiogasI Sverige Och Varlden/BiogasI Siffror/Produktion>.
- Brandberg, H. (2014) Dubblad vinst för produktion av biogas. *Sydöstran*, 2014-07-02, 12.
- Brock, T. D. (2006). *Biology of Microorganisms*, 11 ed., United States of America: Pearson Education.
- Duan, N., Dong, B., Wu, B. & Dai, X. (2012). High-solid anaerobic digestion of sewage sludge under mesophilic conditions: Feasibility study. *Bioresour Technol*, 104(0), 150–156.
- Duran, M. & Speece, R. E. (1997). Temperature-Staged Anaerobic Processes. *Environmental Technology*, 18(7), 747–753.
- Ek, A., Hallin, S., Vallin, L., Schnürer, A. & Karlsson, M. (2011). Slaughterhouse waste co-digestion – Experiences from 15 years of full-scale operation. in *Proceedings of World Renewable Energy Congress*, Linköping, Sweden, 8–13 May, 2011.
- Elving, J., Vinnerås, B., Albiñ, A. & Ottoson, J. R. (2014). Thermal treatment for pathogen inactivation as a risk mitigation strategy for safe recycling of organic waste in agriculture. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 49(9), 679–689.
- EU (1986). The Sewage Sludge Directive 86/278/EEG.
- Gerardi, M. H. (2003) *The Microbiology of Anaerobic Digesters*, United States of America: John Wiley & Sons Inc.
- Hansen, K. H., Angelidaki, I. & Ahring, B. K. (1998). Anaerobic Digestion of Swine Manure: Inhibition by Ammonia. *Water Research*, 32(1), 5–12.
- Holmgren, M. A. (2012). Sammanställning av mätningar inom frivilligt åtagande 2007–2012. Malmö: Avfall Sverige.
- IPCC (2013). Climate Change 2013: *The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Kaparaju, P., Buendia, I., Ellegaard, L. & Angelidakia, I. (2008). Effects of mixing on methane production during thermophilic anaerobic digestion

- of manure: Lab-scale and pilot-scale studies. *Bioresour Technol*, 99(11), 4919–4928.
- Karim, K., Hoffmann, R., Thomas Klasson, K. & Al-Dahhan, M. H. (2005). Anaerobic digestion of animal waste: Effect of mode of mixing. *Water Research*, 39(15), 3597–3606.
- Kim, D.-H. & Oh, S.-E. (2011). Continuous high-solids anaerobic co-digestion of organic solid wastes under mesophilic conditions. *Waste Management*, 31(9–10), 1943–1948.
- Kim, M., Ahn, Y.-H. & Speece, R. E. (2002). Comparative Process Stability and Efficiency of Anaerobic Digestion; Mesophilic vs. Thermophilic. *Water Res*, 36(17), 4369–4385.
- Kjerstadius, H., la Cour Jansen, J., Stålhandske, L., Eriksson, E., Olsson, M. & Davidsson, Å. (2012). Rötning av avloppsslam vid 35, 55 och 60° C. Bromma: Svenskt Vatten Utveckling (SVU).
- Moestedt, J., Nilsson Påledal, S., Schnürer, A. & Nordell, E. (2013). Biogas Production from Thin Stillage on an Industrial Scale – Experience and Optimization. *Energies*, 6(11), 5642–5655.
- Naturvårdsverket (1994). SNFS 1994:2.
- Naturvårdsverket (2013a). Hållbar återföring av fosfor - Naturvårdsverkets redovisning av ett uppdrag från regeringen. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2013b). Precisering av God bebyggd miljö: <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Sveriges-miljomal/Miljokvalitetsmalen/God-bebyggd-miljo/Precisering-av-God-bebyggd-miljo/>.
- Nielsen, H. B., Uellendahl, H. & Ahring, B. K. (2007). Regulation and optimization of the biogas process: Propionate as a key parameter. *Biomass Bioenergy*, 31(11-12), 820-830.
- Nordberg, U. & Nordberg, Å. (2007). Torrötning – kunskapssammanställning och bedömning av utvecklingsbehov. Uppsala: Institutet för Jordbruks- och Miljöteknik (JTI).
- Nordell, E. (2009). Effekter av Zeoliter i Biogasproduktion, unpublished thesis Linköping University.
- Nordell, E. (2013). Full-scale experience Norrköping Biogas plant, Svensk Biogas AB, Sweden .
- Nordell, E., Hallin, S., Johansson, M. & Karlsson, M. (2010). The diverse response on degradation rate on different substrate upon addition of zeolites. in *Third international symposium on energy from biomass and waste*, Italy, Nov 8–11, 2010, CISA Publisher.
- Nordell, E. & Karlsson, M. (2011). Post digestion of biogas production residues at mid-range mesophilic temperature. in *International IWA-Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste and Energy Crops*, Vienna, Austria.

- Nordell, E., Vahlberg, C. & Moestedt, J. (2013). The various microbial activity at different ammonia nitrogen concentrations for thermophilic and mesophilic biogas processes. *World Congress on Anaerobic Digestion*, Santiago de Compostela, Spain: IWA Publisher.
- Nordell, E. & Wiberg, L. (2013). Concomitant increase in biogas production and improved nitrogen removal by co-digestion of low nitrogen content substrates and primary sludge. *Holistic Sludge Management*, Västerås, Sweden: International Water Association.
- Olsson, J., Philipsson, M., Holmström, H. & Cato, E. (2014). Termofil efterrötning för hygienisering och minskad slamproduktion. Bromma: Svenskt Vatten Utveckling (SVU).
- Persson, E., Ossiansson, E., Carlsson, M., Ulda, I. M. & Olsson, L.-E. (2010). Förstudie Rötning med inledande hydrolyssteg för utökad metanutvinning på avloppsreningsverk och biogasanläggningar. Malmö: Svenskt Gastekniskt Center (SGC).
- Rajagopal, R., Massé, D. I. & Sing, G. (2013). A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. *Bioresource Technology*, 143, 632–641.
- Rodhe, L., Ascue, J., Tersmeden, M., Willén, A., Nordberg, Å., Salomon, E. & Sundberg, M. (2013). Växthusgaser från rötad och orötad nötflytgödsel vid lagring och efter spridning. Uppsala: Institutet för jordbruks- och miljöteknik (JTI).
- Sahlström, L. (2003). A review of survival of pathogenic bacteria in organic waste used in biogas plants. *Bioresour Technol*, 87(2), 161–166.
- Scaglia, B., D'Imporzano, G., Garuti, G., Negri, M. & Adani, F. (2014). Sanitation ability of anaerobic digestion performed at different temperature on sewage sludge. *Science of The Total Environment*, 466–467(0), 888–897.
- Schnürer, A. & Jarvis, Å. (2009) Mikrobiologisk handbok för biogasanläggningar. Malmö: Svenskt Gastekniskt Center (SGC).
- Schnürer, A. & Nordberg, A. (2008). Ammonia, a Selective Agent for Methane Production by Syntrophic Acetate Oxidation at Mesophilic Temperature. *Water Sci Technol*, 57(5), 735–40.
- Schnürer, A., Zellner, G. & Svensson, B. H. (1999). Mesophilic syntrophic acetate oxidation during methane formation in biogas reactors. *FEMS Microbiol Ecol*, 29, 249–261.
- Shi, J., Wang, Z., Stiverson, J. A., Yu, Z. & Li, Y. (2013). Reactor performance and microbial community dynamics during solid-state anaerobic digestion of corn stover at mesophilic and thermophilic conditions. *Bioresour Technol*, 136(0), 574–581.
- Stroot, P. G., McMahan, K. D., Mackie, R. I. & Raskin, L. (2001). Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions – I. digester performance. *Water Research*, 35(7), 1804–1816.

- Svenskt Vatten (2013). Regler för certifieringssystemet REVAQ. Återvunnen växtnäring.
- Tekniska verken (2013). Miljörapport 2013 Nykvarnsverket Linköping.
- Vinnerås, B. (2013) Hygieniseringsteknik för säker återföring av fosfor i kretsloppet. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).
- Vinnerås, B., Björklund, A. & Jönsson, H. (2003). Thermal composting of faecal matter as treatment and possible disinfection method—laboratory-scale and pilot-scale studies. *Bioresource Technology*, 88(1), 47–54.
- VWR (2012). Säkerhetsdatablad – Litiumklorid.
- Yenigun, O. & Demirel, B. (2013). Ammonia Inhibition in Anaerobic Digestion: A Review. *Process Biochemistry*, 48(5-6), 901–911.

Bilaga A

Tabell 1. *Salmonella* påvisad (P) eller ej påvisad (EP) vid analys av 25 eller 50 gram vid de sex provtagningstillfällena och dess tidsintervall. U2 står för uttag 2 vilket representerar utgående slam. U1 står för uttag 1 och representerar slam från mitten av reaktorn.

Provtagning	Dag	Ingående substrat	U2-10 min	U2-30 min	U2-60 min	U-24 h	U1-30 min	U1-24 h
1	36	EP (25 g)	EP(25g)	EP(25g)	EP(25g)	EP(25g)	NA	NA
2	58	EP (50 g)	EP(50g)	EP(50g)	EP(50g)	EP(25g)	NA	NA
3 ¹	79	P (25 g)	EP(25g)	EP(25g)	EP(25g)	EP(50g)	EP(25g)	EP(50g)
4 ¹	93	P (25 g)	EP(25g)	EP(25g)	EP(25g)	EP(25g)	EP(25g)	EP(25g)
5 ²	107	EP (50 g)	EP(50g)	EP(50g)	EP(50g)	EP(50g)	EP(50g)	EP(50g)
6 ²	121	P (50 g)	EP(50g)	EP(50g)	EP(50g)	EP(50g)	EP(50g)	EP(50g)
3	136	-	EP(50g)	-	-	-	-	-
3	150	-	EP(50g)	-	-	-	-	-

¹ Ingående slam blandat med 10 % blandslam.

² Ingående slam blandat med 20 % primärslam och dos odlad och uppkoncentrerad *E.coli*.

³ Ett prov taget en uppehållstid (29 dagar) efter spikat accept tillsatt

NA betyder ej tillämbart.

Tabell 2. Koncentration enterokocker i cfu/g våtvikt vid de sex provtagningstillfällena och dess tidsintervall. U2 står för uttag 2 vilket representerar utgående slam. U1 står för uttag 1 och representerar slam från mitten av reaktorn.

Provtagning	Dag	Ingående slam	U2-10 min	U2-30 min	U2-60 min	U2-24 h	U1-30 min	U1-24 h
1	36	400	<100	<100	<100	400	NA	NA
2	58	<100	<100	<100	<100	<100	NA	NA
3 ¹	79	6 000	<100	<100	<100	<100	<100	<100
4 ¹	93	2 800	<100	<100	<100	<100	<100	<100
5 ²	107	>150 000	<100	<100	<100	<100	<100	<100
6 ²	121	200	<100	<100	<100	<100	<100	<100
3	136	-	<100	-	-	-	-	-
3	150	-	<100	-	-	-	-	-

¹ Ingående slam blandat med 10 % blandslam.

² Ingående slam blandat med 20 % primärslam och dos odlad och uppkoncentrerad *E.coli*.

³ Ett prov taget en uppehållstid (29 dagar) efter spikat accept tillsatt

NA betyder ej tillämbart.

Tabell 3. Koncentration *E.coli* i cfu/g våtvikt vid de sex provtagningstillfällena och dess tidsintervall. U2 står för uttag 2 vilket representerar utgående slam. U1 står för uttag 1 och representerar slam från mitten av reaktorn.

Provtagning	Dag	Ingående slam	U2-10 min	U2-30 min	U2-60 min	U2-24 h	U1-30 min	U1-24 h
1	36	<10	<10	<10	<10	<10	NA	NA
2	58	2 000	<10	<10	<10	<10	NA	NA
3 ¹	79	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
4 ¹	93	38 000	<10	<10	<10	<10	<10	<10
5 ²	107	550 000	<10	<10	<10	<10	<10	<10
6 ²	121	100 000	<10	<10	<10	<10	<10	<10
3	136	-	<10	-	-	-	-	-
3	150	-	<10	-	-	-	-	-

¹ Ingående slam blandat med 10 % blandslam.

² Ingående slam blandat med 20 % primärslam och dos odlad och uppkoncentrerad *E.coli*.

³ Ett prov taget en uppehållstid (29 dagar) efter spikat accept tillsatt

NA betyder ej tillämbart.

Tabell 4. Koncentration *f*-specifika colifager i pfu/g vid de sex provtagningstillfällena och dess tidsintervall. U2 står för uttag 2 vilket representerar utgående slam. U1 står för uttag 1 och representerar slam från mitten av reaktorn. EP betyder ej påvisad.

Provtagning	Dag	Ingående slam	U2-10 min	U2-30 min	U2-60 min	U2-24 h	U1-30 min	U1-24 h
1	36	<10	<100	<100	<100	<100	NA	NA
2	58	<10	80	<10	<10	<10	NA	NA
3 ¹	79	290	<10	<10	<10	<10	<10	<10
4 ¹	93	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
5 ²	107	200	<10	<10	<10	<10	<10	<10
6 ²	121	10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
3	136	-	<10	-	-	-	-	-
3	150	-	<10	-	-	-	-	-

¹ Ingående slam blandat med 10 % blandslam.

² Ingående slam blandat med 20 % primärslam och dos odlad och uppkoncentrerad *E.coli*.

³ Ett prov taget en uppehållstid (29 dagar) efter spikat accept tillsatt

NA betyder ej tillämbart.

Tabell 5. Koncentration somatiska colifager i pfu/g vid de sex provtagningstillfällena och dess tidsintervall. U2 står för uttag 2 vilket representerar utgående slam. U1 står för uttag 1 och representerar slam från mitten av reaktorn. EP betyder ej påvisad.

Provtagning	Dag	Ingående slam	U2-10 min	U2-30 min	U2-60 min	U2-24 h	U1-30 min	U1-24 h
1	36	100	<100	<100	<100	<100	NA	NA
2	58	280	<10	<10	<10	<10	NA	NA
3 ¹	79	5400	10	<10	<10	<10	<10	<10
4 ¹	93	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
5 ²	107	1 300	<10	<10	<10	<10	<10	<10
6 ²	121	1 300 000	<10	<10	<10	<10	<10	<10
3	136	-	<10	-	-	-	-	-
3	150	-	<10	-	-	-	-	-

¹ Ingående slam blandat med 10 % blandslam.

² Ingående slam blandat med 20 % primärslam och dos odlad och uppkoncentrerad *E.coli*.

³ Ett prov taget en uppehållstid (29 dagar) efter spikat accept tillsatt

NA betyder ej tillämbart.



Box 14057 • 167 14 Bromma
Tfn 08 506 002 00
Fax 08 506 002 10
svenskvatten@svenskvatten.se
www.svenskvatten.se