



Sveriges
lantbruksuniversitet

Biogaspotential hos rejecktfraktionen från biogasanläggningen Kungsängens gård

Biogas potential of the reject fraction
from the biogas plant Kungsängens gård

Peter Malmros

REFERAT

Biogaspotential hos rejecktfraktionen från biogasanläggningen Kungsängens gård

Peter Malmros

Den totala biogasproduktionen i Sverige 2009 var 1,4 TWh och 22 % av biogasen producerades i samrötningsanläggningar. Sedan 2005 är det förbjudet att deponera organiskt avfall, vilket har gjort att produktionen från samrötningsanläggningar har ökat de senaste åren. Den totala biogaspotentialen i Sverige är ungefär 15 TWh och där står lantbruket för över 70 %. Avloppsslam, avfall från livsmedelsindustrin och matavfall står för den resterande delen. Det är även dessa tre råvarugrupper som har störst lönsamhet med dagens teknik. Av dessa råvarugrupper finns den största kvarvarande potentialen hos matavfall. Problemet med matavfall är att det ofta innehåller föroreningar som måste sorteras bort för att inte orsaka driftstörningar. Detta orsakar ofta problem på grund av att organiskt material hamnar i rejektet.

Kungsängens gård är en samrötningsanläggning som producerar biogas från olika typer av organiska restprodukter. Under 2009 behandlades 7 536 ton material, av detta var 58 % matavfall. Av inkommande material sorterades 938 ton ut och lämnade anläggningen som rejekt. Under 2011 förväntas mängden inkommande material öka. Dessutom förväntas andelen matavfall öka till 90 % vilket kommer att ge ännu större rejeckt mängder. Syftet med detta examensarbete var att genom analyser och satsvisa utvärtningsförsök bestämma den kemiska sammansättningen samt metanpotentialen hos de olika rejecktfraktionerna från biogasanläggningen Kungsängens gård. En utredning gjordes för att undersöka vilka möjligheter och tekniker som potentiellt skulle kunna användas för att framställa biogas av rejektet och också vilka möjligheter som finns för att effektivisera befintlig utrustning.

Resultatet från utvärtningsförsöken visade att metanpotentialen för de olika rejecktfraktionerna var hög och kan jämföras med vad som kan förväntas av källsorterat matavfall. Om rejektet som producerades under 2010 skulle användas för biogasproduktion skulle denna metanpotential motsvara 10 % av den totala biogasproduktionen vid Kungsängens gård under 2010.

Utredningen visar att det bästa alternativet för att röta rejektet i sitt befintliga skick är satsvis torrötning. Osäkerheten kring torrötning är dock stor på grund av att det i Sverige inte finns några torrötningsanläggningar och därmed är kunskapsnivån relativt låg.

Nyckelord: biogas, biogaspotential, matavfall, rejektantering, torrötning.

*Institutionen för mikrobiologi, Sveriges lantbruksuniversitet, Genetikcentrum,
Genetikvägen 5, SE- 750 07 Uppsala*

ISSN 1401-5765

ABSTRACT

Biogas potential of the reject fraction from the biogas plant Kungsängens gård

Peter Malmros

The biogas production in Sweden in 2009 was 1,4 TWh and 22 % of the biogas was produced in co-digestion plants. Since 2005 it is prohibited to deposit organic waste and this has resulted in an increased biogas production from this type of waste materials in recent years. The total biogas potential in Sweden is approximately 15 TWh and 70 % of that comes from agriculture wastes. Sewage sludge, waste from food industry and food waste accounts for the rest. It is also these three commodity groups that have the greatest profitability with today's technology. Among these groups, food waste have the largest remaining biogas potential. The problem with food waste is that it often contains impurities that must be sorted out in order to avoid operational problems. The out sorting process often causes problems and typically organic material is lost in the reject fraction.

The biogas plant Kungsängens gård is a co-digestion plant that produces biogas from different types of organic residues. In 2009 about 7 536 tons of material were treated, of which 58 % was food waste. Of the incoming material 938 tons were sorted out as reject. In 2011 the amount of incoming material is expected to increase. In addition, the proportion of food waste is expected to increase to 90 %, which will result in even larger amounts of reject. The purpose of this study was to perform analysis and batch digestion experiments to determine the chemical composition and methane potential of the reject from the biogas plant Kungsängens gård. An investigation was also made to examine methods and technologies that potentially could be used to produce biogas from the reject.

The results from the batch digestion experiments showed that the methane potential of the different reject fractions was high and it can be compared with what might be expected of source separated food waste. If the reject that was produced in 2010 would be used for biogas production, this methane potential is equal to 10 % of the total production of biogas at Kungsängens gård in 2010. The investigation shows that dry fermentation with a batch system is the only technology that potentially could produce biogas from the reject in its existing form. There are no dry fermentation plants in Sweden and therefore the level of knowledge is relatively low. Because of that it is hard to estimate the profitability and efficiency of dry fermentation plants.

Keywords: biogas, biogas potential, food waste, reject handling, dry fermentation.

*Department of Microbiology, The Swedish University of Agriculture Sciences,
Genetikcentrum, Genetikvägen 5, SE- 750 07 Uppsala*

ISSN 1401-5765

FÖRORD

Detta examensarbete har utförts som avslutning på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet. Examensarbetet motsvarar 30 högskolepoäng. Arbetet har utförts på biogasanläggningen Kungsängens gård på uppdrag av Uppsala Vatten och Avfall AB. Gunnar Hagsköld, processingenjör Uppsala Vatten och Avfall AB, har varit handledare. Anna Schnürer, forskare på institutionen för mikrobiologi vid SLU, har varit ämnesgranskare.

Stort tack! Gunnar Hagsköld för hjälp och vägledningen under projektets gång. Anna Schnürer för all din hjälp med arbetet i laboratoriet och för vägledningen under projektets gång.

Tack! Personal på biogasanläggningen Kungsängens gård för uppmuntrande kommentarer när jag stått och sorterat matavfall. Övrig personal på institutionen för mikrobiologi, SLU, som hjälpt mig med gasanalyser och annat arbete i laboratoriet.

Uppsala, augusti 2011

Peter Malmros

Copyright © Peter Malmros och Institutionen för mikrobiologi, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).

UPTEC W11019, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet, Uppsala, 2011.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Biogasanläggningen Kungsängens gård producerade 1 300 000 m³ biogas under 2010. Biogasen används för att förse anläggningen med värme samt för att producera fordonsbränsle. Anläggningen tog emot 7 536 ton material varav 938 ton sorterades ut som rejekt. Rejektet består av föroreningar, som till exempel plastpåsar, som sorteras bort på anläggningen för att minska risken för driftstörningar. Under 2011 förväntas den totala produktionen bli 3 000 000 m³ biogas och 18 000 ton material förväntas komma till anläggningen varav 2 058 ton förväntas lämna anläggningen som rejekt. Siffrorna för 2011 är beräknade utifrån data för perioden januari- april 2011. Syftet med det här projektet är att undersöka hur stor del organiskt material, som skulle kunna omvandlas till biogas, som förloras med det bortsorterade rejektet.

I det här examensarbetet har den kemiska sammansättningen och metanpotentialen hos rejekt från Kungsängens gård analyserats och en undersökning har genomförts för att undersöka möjligheten att röta rejektet, vilket innebär att material bryts ner under syrefria förhållanden, i stor skala. Metanpotentialen bestämdes med så kallade satsvisa utrotningsförsök, vilket innebär att rejektet rötats i liten skala i ett laboratorium och bildningen av biogas analyseras. Resultaten av de kemiska analyserna visar att rejektet innehåller stora delar organiskt material och endast en liten del plast- eller papperspåsar. De satsvisa utrotningsförsöken visar att mycket metangas kan utvinnas ur rejektet. Metanpotentialen hos rejektet är av samma storleksordning som metanpotentialen för källsorterat matavfall. Om det skulle gå att röta rejektet och ta tillvara på gasen skulle det öka biogasproduktionen vid Kungsängens gård med ca 10 %.

På grund av att rejektet innehåller en del föroreningar, som till exempel plastpåsar, finns det få rötningstekniker som kan behandla detta material. Den enda tekniken som inte är känslig för föroreningar är en så kallad torrötningsteknik som använder sig av satsvisa perkolationssystem. En sådan anläggning består av flera mindre röt-kammare som alla är kopplade till en större vätsketank. Röt-kammarna fylls på med material som har en vattenhalt som är ca 60- 80 %. Materialet duschas sedan med vätska från vätsketanken. Vätskan innehåller metanbildande mikroorganismer vilket gör att det bildas metangas. Vätskan återcirkuleras till vätsketanken genom dräneringsrör i röt-kammarens golv. Röt-kammarna fylls växelvis för att erhålla ett jämnt gasflöde. Kunskapen om torrötning är tyvärr begränsad i Sverige på grund av att det här inte finns några torrötning-anläggningar. Detta gör att osäkerheten kring investeringskostnad och produktionskapacitet är stor.

På Kungsängens gård används en våtrötning-process, det innebär att materialets vattenhalt är högre än 85 %, vilket gör att materialet är pumpbart. Nackdelen med en våtrötning-process jämfört med en torrötning-process är att pumpar och ledningar som används för att transportera materialet är känsliga för föroreningar. På satsvisa torrötning-anläggningar kan materialet istället transporteras med lastmaskin vilket gör att de blir mindre känsliga för föroreningar.

Problemet med organiskt material som följer med rejektet finns vid alla anläggningar som rötar matavfall. Det finns anläggningar där över 40 % av det matavfall som kommer till anläggningen hamnar i rejektet. Analyserna av rejektet från Kungsängens gård visar att rejektet innehåller mindre än 10 % plast- och papperspåsar, trots att det är dessa som ska sorteras ut.

Trots att det finns maskiner som ska sortera ut plast- och papperspåsar ur det inkommande materialet är det många påsar som tar sig förbi och kommer in i anläggningen. Plastpåsar som kommer in i processen kan orsaka stopp i ledningar och pumpar. För att minska problemen med plastpåsar kan man ändra insamlingssystem för matavfall i Uppsala, där matavfallet för tillfället samlas in i plastpåsar. Om hushållen istället använde papperspåsar skulle antalet driftstopp som orsakas av plast troligtvis minska vid Kungsängens gård. Andra studier har visat att när papperspåsar används sorteras större del av matavfallet ut i hushållen än när plastpåsar används. Detta skulle kunna göra att mer matavfall kommer till biogasanläggningen och därmed skulle biogasproduktionen kunna öka.

Rejektet skickas till förbränning eller till kompostering, vilket kostar mycket pengar. Den exakta kostnaden beror på rejektets vikt. Ett enkelt sätt att minska denna kostnad skulle vara att minska vattenhalten i rejektet. Det kan till exempel göras med hjälp av en skruvpress där rejektet pressas genom ett perforerat rör och vätskan kan rinna ut på sidorna av röret. En sådan skruvpress finns på Kungsängens gård och används för att pressa en liten del av rejektet. Tester som har utförts i detta projekt har visat att skruvpressen minskar vattenhalten med ungefär 14 %. Om en liknande skruvpress skulle användas på allt rejekt och samma effektivitet skulle erhållas där så skulle det spara 140 000 kr under 2011. Denna siffra är beräknad från den förväntade rejektmängden för 2011 som har beräknats från data för perioden januari- april 2011.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	1
1.1	BIOGAS OCH KUNGSÄNGENS GÅRD	1
1.2	SYFTE	2
2	TEORI OCH BAKGRUND	3
2.1	BIOGASHISTORIK	3
2.2	SUBSTRAT FÖR BIOGASPRODUKTION	3
2.2.1	Hygienisering och sönderdelning	6
2.2.2	Sveriges biogaspotential	7
2.3	RÖTREST	7
2.4	NEDBRYTNING AV ORGANISKT MATERIAL	8
2.4.1	Anaerob nedbrytning	9
2.4.2	Aerob nedbrytning	10
2.5	RÖTNINGSTEKNIKER OCH DEFINITIONER	11
2.5.1	Psykrofil, mesofil eller termofil	11
2.5.2	Kontinuerlig- eller satsvis rötning	11
2.5.3	Totalomblandad eller pluggflöde	12
2.5.4	Våtrötning	12
2.5.5	Torrötning	13
2.5.6	Uppehållstid	14
2.5.7	Utröttningsgrad	14
2.5.8	Belastning	15
2.6	PROCESSBESKRIVNING KUNGSÄNGENS GÅRD	15
2.6.1	Förbehandling av inkommande material	15
2.6.2	Materialflöden i anläggningen	15
3	MATERIAL OCH METODER	18
3.1	UTRÖTNINGSFÖRSÖK	18
3.1.1	Utförande	18
3.1.2	Utröttningsförsök 1	20
3.1.3	Utröttningsförsök 2	20
3.2	PROVTAGNING OCH ANALYSER	21
3.2.1	Provpunkter	21
3.2.2	Provtagning	22

3.2.3	Provberedning och analyser	23
3.3	EUROFINS ANALYS AV SUBSTRATINNEHÅLL	24
3.3.1	Plast	24
3.3.2	Fetter.....	24
3.3.3	Proteiner	24
3.3.4	Kolhydrater.....	25
3.4	TEORETISKT BIOGASPOTENTIAL	25
3.5	UTREDNING AV UTVECKLINGSMÖJLIGHETER.....	25
4	RESULTAT	26
4.1	TORRSUBSTANSHALT OCH ORGANISKT INNEHÅLL.....	26
4.1.1	Analyser inför utrotningsförsök 1	26
4.1.2	Analyser inför utrotningsförsök 2	27
4.1.3	Analyser gjorda av Eurofins Environment Sweden AB.....	28
4.2	UTRÖTNINGSFÖRSÖK	29
4.2.1	Utrötningsförsök 1	29
4.2.2	Utrötningsförsök 2.....	30
4.2.3	Sammanställning av biogaspotential	32
4.2.4	Teoretisk metanpotential	33
4.3	SKRUVPRESSENS FUNKTION	33
4.4	UTREDNING AV UTVECKLINGSMÖJLIGHETER.....	34
4.4.1	Alternativa förbehandlingsmetoder	34
4.4.2	Alternativa rötningsmetoder.....	35
4.4.3	Insamling av organiskt hushållsavfall för biologisk behandling.....	37
4.4.4	Effektivisering av befintlig utrustning vid Kungsängens gård.....	39
5	DISKUSSION.....	41
5.1	REJEKTANALYSER.....	41
5.2	UTRÖTNINGSFÖRSÖK	42
5.3	UTVECKLINGSMÖJLIGHETER	43
5.3.1	Förbehandlingsmetoder	43
5.3.2	Rötningsmetoder.....	43
5.3.3	Insamling av organiskt hushållsavfall för biologisk behandling.....	45
5.3.4	Utveckling av befintlig utrustning på Kungsängens gård	46
6	SLUTSATSER.....	47

7	REFERENSER.....	48
	BILAGA 1 TS- OCH VS-ANALYSER.....	52
	B 1.1 RESULTAT FRÅN ANALYSER INFÖR UTRÖTNINGSFÖRSÖK 1	52
	B 1.2 RESULTAT FRÅN ANALYSER INFÖR UTRÖTNINGSFÖRSÖK 2.....	52
	BILAGA 2 SUBSTRATLISTA	54
	BILAGA 3 UPPVÄRMNING AV VATTEN.....	55
	BILAGA 4 EUROFINS ENVIRONMENT SWEDEN AB	56
	B 4.1 ANALYSER AV REJEKT FRÅN PROVPUNKT 2.....	56
	B 4.2 ANALYSER AV REJEKT FRÅN PROVPUNKT 3.....	57

ORDLISTA

Anaerob nedbrytning: nedbrytning av organiskt material under syrefria förhållanden.

Aerob nedbrytning: nedbrytning av organiskt material när syre finns tillgängligt.

Biogas: gas som bildas då organiskt material bryts ned under syrefria förhållanden. Består till största del av metan och koldioxid.

Biogaspotential: total mängd biogas som kan bildas från ett visst material.

Fossila bränslen: energikällor som till exempel olja, kol och naturgas. Det som skiljer fossila bränslen från förnyelsebara energikällor är att deras nybildningstid är väldigt lång.

Förnyelsebara bränslen: energikällor som till exempel sol, vind, vatten och biogas. Förnyelsebara energikällor förnyas hela tiden.

HRT: hydraulisk uppehållstid, den tid det tar för att hela volymen i röt-kammaren att bytas ut. Beräknas genom att dela röt-kammarvolymen med utflödet.

Mesofil process: process som drivs inom temperaturintervallet 15- 45 °C.

Nm³: normalkubikmeter, standardenhet för gas vid 0 °C och atmosfärstryck.

Organisk belastning: mängden organiskt material per aktivröt-kammarvolym.

Pluggflöde: materialet förflyttas genom reaktorn efterhand som nytt substrat matas in, reaktorn är inte totalomblandad.

Psykrofil process: process som drivs inom temperaturintervallet 0- 20 °C.

Rötning: organiskt material bryts ner under syrefria förhållanden.

Samrötning: rötning då fler olika typer av substrat blandas.

Satsvisa utrötning-försök: organiskt material bryts ner i en sluten behållare tills dess att biogasproduktionen avstannat och allt nedbrytbart organiskt material har omvandlats.

SRT: partikulär uppehållstid, den tid det tar för alla partiklar i reaktorn att bytas ut. SRT och HRT är lika lång om in och utflödet till reaktor är lika stora och ingen återcirkulation sker.

Termofil process: process som drivs inom temperaturintervallet 45- 75 °C.

Toe: ton oljeekvivalenter, energimängd som frigörs då 1 ton råolja förbränns.

Torrötning: rötning där substratet har en torrsbstanshalt mellan 20 och 40 %.

TS: torrsubstans, den fasta del som blir kvar då provet har förvarats i ugn med temperaturen 105 °C under 12 timmar så att allt vatten har förångats. Anges som procent av våtvikt.

Våtrötning: rötning där substratet har en torrsubstanshalt mindre än 15 %.

Utröttningsgrad: hur stor del av det organiska materialet som brutits ned.

VS: Volatile Solids, organiskt innehåll. Den del av prov som förbränns vid 550 °C. Anges som procent av våtvikt.

VV: Våtvikt, materialets vikt innan torkning.

1 INLEDNING

1.1 BIOGAS OCH KUNGSÄNGENS GÅRD

Energianvändningen i världen har under lång tid ökat och andelen fossila bränslen är mycket stor. Under år 2009 svarade fossila bränslen för 81 % av den tillförda energin i världen och endast 13 % motsvarade förnyelsebar energi. I Sverige kom drygt 34 % av den använda energin ifrån förnyelsebara energikällor under 2009 (Energimyndigheten, 2010a). Vid förbränning av fossila bränslen frigörs koldioxid, som bidrar till en ökad växthuseffekt (Björkström & Tjernström, 2011). För att minska utsläppen av växthusgaser har EU satt upp mål för hur mycket utsläppen av växthusgaser ska minska och hur stor del av energin som ska komma från förnyelsebara energikällor. Målen är att minska utsläppen av växthusgaser med 20 % jämfört med 1990 års nivå samt att 20 % av den använda energin inom EU år 2020 ska ha sitt ursprung i förnyelsebara energikällor. Sverige vill vara ett föregångsland och har därför satt ännu högre mål. Sveriges mål är att utsläppen av växthusgaser ska minska med 40 % jämfört med 1990 års nivå samt att 50 % av energin som används i Sverige ska vara förnyelsebar (Regeringskansliet, 2008).

Biogas är en förnyelsebar energikälla som bildas då organiskt material bryts ner under syrefria förhållanden. Biogas består till största del av metangas och koldioxid men det finns även spår av andra gaser. Hur fördelningen ser ut mellan de olika gaserna varierar beroende på vilken typ av substrat som rötas och också hur rötningsprocessen drivs. Vanligtvis innehåller biogas 55-75 % metangas och 30-45 % koldioxid. Biogasen är brännbar när metanhalten är högre än 45 % (Deublein & Steinhauser, 2008). För att den ska kunna användas som fordonsbränsle måste metanhalten överstiga 97 %, vilket kan uppnås genom att tvätta (rena) gasen. Biogasens kvalitet försämras om det finns mycket andra gaser i den. Till exempel är det vanligt att svavelväten och vattenånga gör att gasen blir korrosiv och sliter på utrustningen (Deublein & Steinhauser, 2008).

På grund av att värmevärdet för koldioxid är noll är metanhalten helt avgörande för biogasens energiinnehåll. En kubikmeter biogas som innehåller 97 % metan har ett energiinnehåll på 9,67 kWh. Detta motsvara ungefär 1,1 liter bensin (Petersson, 2011).

Metangas är en kraftig växthusgas, men då biogasen förbränns omvandlas metangasen till koldioxid och vatten. Koldioxiden som bildas är ett naturligt steg i kolets kretslopp vilket gör biogas till en nästan koldioxidneutral energikälla (Deublein & Steinhauser, 2008).

Kungsängens gård är en samrötningsanläggning som producerar biogas från olika typer av organiska restprodukter. Den producerade biogasen används för att värma anläggningen och för att producera fordonsbränsle. Anläggningen byggdes 1996 och har sedan dess genomgått ett antal ombyggnationer för att öka kapaciteten och effektivisera processen. Den senaste ombyggnationen gjordes under 2010 då en ny rötchamber och två nya bufferttankar byggdes.

Anläggningen tog under 2010 emot 7 536 ton material. Av detta var 58 % hushållsavfall, 25 % livsmedelsavfall och 17 % slaktavfall beräknat på våtvikt. Under förbehandlingen av inkommande substrat sorteras föroreningar ut och skickas till förbränning eller kompostering. Under 2010 bortsorterades 938 ton (rejekt) och lämnade anläggningen. Den totala biogasproduktionen under 2010 var ca 1 300 000 m³ biogas (Hagsköld, pers.medd).

Under den första delen av 2011, januari till april, tog anläggningen emot 6 108 ton inkommande substrat. För hela 2011 förväntas mängden inkommande substrat bli drygt 18 000 ton och biogasproduktionen drygt 3 000 000 m³. Samtidigt som mängden inkommande substrat ökar så ökar även andelen hushållsavfall. 90 % av inkommande substrat under första delen av 2011 var hushållsavfall. Av inkommande substrat har 686 ton sorterats ut som rejekt och den totala mängden rejekt förväntas bli 2 058 ton under år 2011. Den förväntade biogasproduktion, mängden inkommande substrat och rejekt mängder för 2011 har beräknats från materialflöden under perioden januari till april 2011 (Hagsköld, pers.medd).

När rejektet sorteras ut följer organiskt material med och hamnar i rejektet. Det leder till ökade kostnader för förbränning och kompostering av rejektet samt minskad gasproduktion. Ökad konkurrens om organiskt avfall gör det allt viktigare att minska förlusterna av organiskt avfall med rejektet.

1.2 SYFTE

Syftet med detta examensarbete var att analysera de olika rejektfraktionerna från Kungsängens gård avseende kemiskt innehåll och metanpotential. En utredning gjordes även för att undersöka om det finns någon rötningsmetod som skulle klara av att röta rejektet. Eventuella utvecklingsmöjligheter av befintlig utrustning har också undersökts.

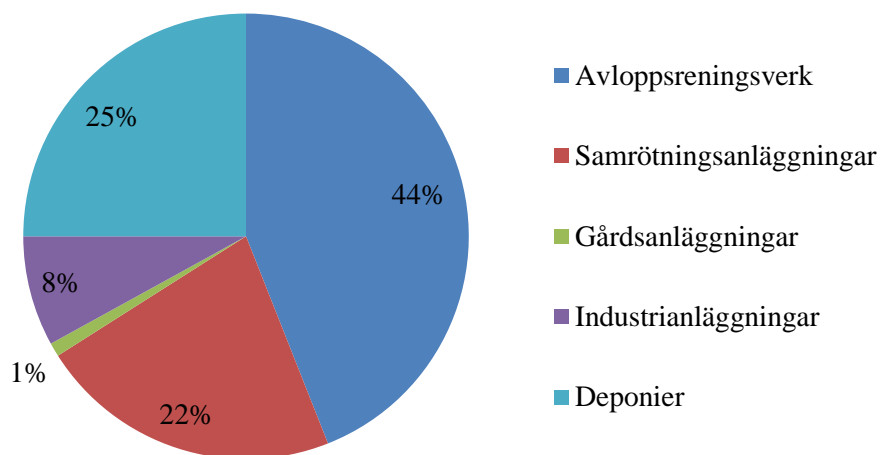
2 TEORI OCH BAKGRUND

2.1 BIOGASHISTORIK

I Europa användes gas, producerad från hästgödsel och avloppsvatten, i gatlyktor i Frankrike och England redan i slutet på 1800-talet. Fram till andra världskriget var dock stabilisering av slam på avloppsreningsverk den vanligaste anledningen till användning av en rötningsprocess (biologisk nedbrytning utan syre under bildning av biogas). Biogasen togs endast tillvara i undantagsfall och då för att förse avloppsreningsverken med el och värme. I samband med andra världskriget blev tillgången på bensin dålig vilket gjorde att det blev vanligare att använda biogas som bränsle. Vid krigets slut sjönk oljepriset vilket gjorde att intresset för biogasen minskade (Lusk & Moser, 1996). När oljekrisen kom på 1970-talet växte emellertid intresset för biogas igen och många nya anläggningar byggdes. Under 1990-talet skedde ytterligare ett uppsving på grund av att det blev dyrare att göra sig av med avfall och det blev lönsamt att använda energi från biogas på grund av att biogasen subventionerades i vissa länder. Tyskland gjorde stora satsningar och blev ledande i Europa inom biogas. Idag har Tyskland över 5000 biogasanläggningar. I Europa producerades under 2009 biogas motsvarande 8,3 Mtoe (miljoner ton oljeekvivalenter) (EurObserv'ER, 2010). Under 2009 producerades det i Sverige biogas motsvarande 1,4 TWh från 230 anläggningar. Större delen, 136, av dessa anläggningar fanns på avloppsvattenreningsverk och rötade framför allt slam som bildats då avloppsvatten renats. 21 av anläggningarna var samrötningsanläggningar, som rötade olika typer av organiskt material, till exempel gödsel och slaktavfall (Pettersson, 2011).

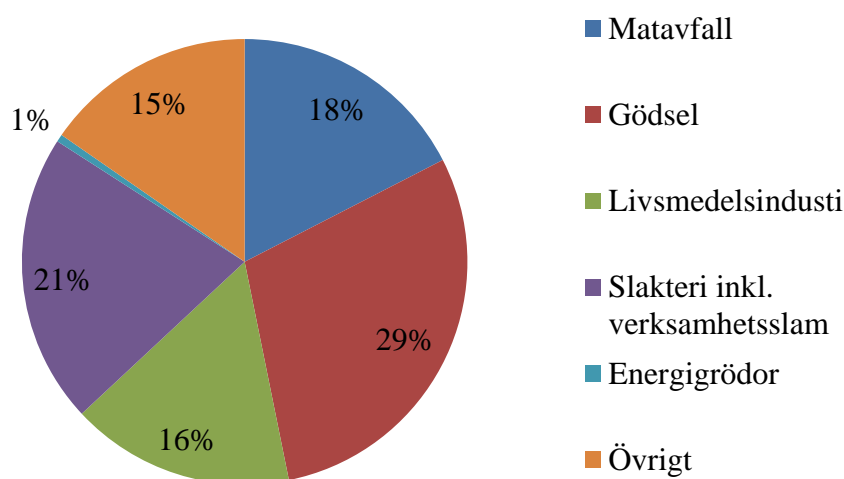
2.2 SUBSTRAT FÖR BIOGASPRODUKTION

Olika typer av biogasanläggningar använder olika typer av substrat. I Sverige är det biogasanläggningar som är kopplade till avloppsreningsverk som producerar mest biogas. Detta är den vanligaste typen av anläggningar i Sverige och 2009 stod de för 44 % av den totala biogasproduktionen, som var 1,4 TWh (Biogasportalen, 2011). Biogasanläggningarna vid reningsverken rötar i huvudsak slam från reningsprocessen för att framställa biogas, men i vissa fall inblandas andra typer av substrat för att öka produktionen. Samrötningsanläggningar rötar olika typer av substrat, som till exempel matavfall, slaktavfall och gödsel. Under 2009 svarade samrötningsanläggningar för 22 % av den totala biogasproduktionen (figur 1). Deponier var också en stor biogaskälla under år 2009 och stod för 25 % av den totala biogasproduktionen (Biogasportalen, 2011). Sedan 2005 råder förbud mot deponering av organiskt avfall vilket medför att produktionen från deponier sedan 2005 minskat och kan förväntas minska ytterligare framöver (Profu, 2008).



Figur 1 Fördelning mellan olika typer av biogasanläggningar (Biogasportalen, 2011).

I samrötningsanläggningar användes under 2009 vanligtvis fyra olika typer av råvaror, gödsel, slakteriavfall, matavfall livsmedelsavfall (figur 2). Gödsel som var den mest använda råvaran ger relativt liten gasproduktion (Carlsson & Uldal, 2009). Fördelen med gödsel, som kommer från nötkreatur, är att den innehåller många av de mikroorganismer som är aktiva i en anaerob process. Detta kan leda till ökad biogasproduktion när gödsel används tillsammans med andra substrat (Jarvis & Schnürer, 2009). En annan fördel med att röta gödsel är att det minskar metanemissioner från gödselstackar, vilket är bra på grund av att metan är en kraftig växthusgas (Börjesson & Mattiasson, 2007).



Figur 2 Fördelning mellan olika typer av råvaror som användes i samrötningsanläggningar i Sverige under 2009. Fördelningen är beräknad utifrån ton våtvikt av respektive råvara. Modifierad från Energimyndigheten (2010c).

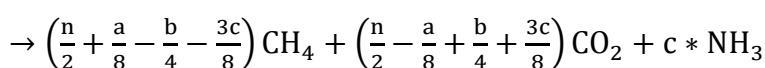
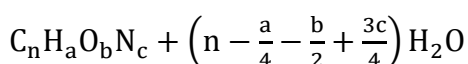
För att erhålla en bra och stabil biogasproduktion krävs det att substratet innehåller alla komponenter som är nödvändiga för att mikroorganismerna ska kunna tillväxa. Detta innebär att det generellt är att föredra att använda flera olika typer av substrat för att få så många olika typer av näringskomponenter som möjligt. När en blandning av flera olika substrat används innebär det oftast att det även finns många olika komponenter tillgängliga för mikroorganismernas tillväxt (Deublein & Steinhauser 2008). Detta gör att matavfall passar väldigt bra för biogasproduktion då det innehåller en blandning av olika komponenter.

Substratets sammansättning påverkar i stor utsträckning hur bra biogasproduktionen blir. Viktiga parametrar i detta sammanhang är materialets torrsbstanshalt, andelen organiskt material, näringsammansättning och eventuellt behov av förbehandling. Till exempel kan en låg torrsbstanshalt eller ett lågt innehåll av organiskt material innebära att röt-kammarvolymen används på ett ineffektivt sätt. En bedömning av ett substrats potential att användas för biogasproduktion kan göras utifrån dess innehåll av fett, protein, kolhydrater, cellulosa och hemicellulosa (Deublein & Steinhauser, 2008). Substratets halt av kolhydrater, fett och proteiner är avgörande för hur mycket biogas som bildas och för vilken metanhalt som erhålls i biogasen (tabell 1, Berglund & Börjesson, 2003). Substratets cellulosa och hemicellulosainnehåll påverkar också nedbrytningshastigheten. En stor del cellulosa och hemicellulosa i materialet gör att nedbrytningshastigheten minskar. Även andra typer av makromolekyler kan påverka nedbrytningshastigheten.

Tabell 1 Teoretisk biogasutbyte för fetter, kolhydrater och proteiner (Berglund & Börjesson, 2003).

	Bildad metangas [m ³ / kg VS]
Kolhydrater	0,38
Fett	1,00
Protein	0,53

En annan metod för att beräkna den teoretiska metanpotentialen för ett substrat är att använda sig av Buswell's ekvation (ekvation 1). För att använda denna ekvation behöver substratets innehåll av kol, kväve, syre och väte vara känt. Med hjälp av denna kan metanutbytet, $B_{O,th}$, beräknas som normalkubikmeter metangas per gram organiskt innehåll (Buswell & Neave, 1930).



$$B_{O,th} = \frac{22,4 * \left(\frac{n}{2} + \frac{a}{8} - \frac{b}{4} - \frac{3c}{8} \right)}{12n + a + 16b + 14c} \quad (1)$$

Den teoretiska metanpotentialen är alltid högre än den som praktiskt erhålls i en biogasreaktor, vilket har flera orsaker. Till exempel är uppehållstiden i en biogasreaktor inte alltid tillräckligt lång för att svårnedbrytbara partiklar ska brytas ner. En annan orsak kan vara att substratet innehåller lignin, vilket inte alls bryts ner under anaeroba förhållanden (Angelidaki & Sanders, 2004). Genom experimentella försök i laboratorieskala, så kallade utrötningsförsök, är det möjligt att få en bättre uppfattning om ett visst substrats metanpotential. Det finns två olika typer av utrötningsförsök, satsvisa eller kontinuerliga. Satsvisa försök utförs i slutna behållare och inget nytt substrat tillförs under försökets gång. Vid kontinuerliga utrötningsförsök används en totalomblandad reaktor där substrat tillsätts kontinuerligt (Angelidaki & Sanders, 2004). Carlsson och Uldal (2009) har gjort en sammanställning över gasutbytet från olika typer av substrat där data bygger på mesofila satsvisa utrötningsförsök (tabell 2). Mesofil innebär att temperaturen är 15- 45 °C. För gasutbytet från fler substrat se bilaga 2.

Tabell 2 Biogaspotential hos några olika typer av substrat. Modifierad från Carlsson & Uldal (2009).

Substrat	TS [%]	VS [%]	Nm ³ CH ₄ /ton VS	Nm ³ CH ₄ /ton våtvikt
Gödsel – Nötflytgödsel	9	7	213	170
Livsmedelsindustri - Fiskrens	42	41	930	381
Källsorterat matavfall - hushåll	33	28	461	128
Källsorterat matavfall - storkök	13	12	720	86
Slakteriavfall - mag/tarminnehåll	16	13	434	58
Slakteriavfall - mjukdelar	30			198
Slakteriavfall - spillblod	10	10	547	52

2.2.1 Hygienisering och sönderdelning

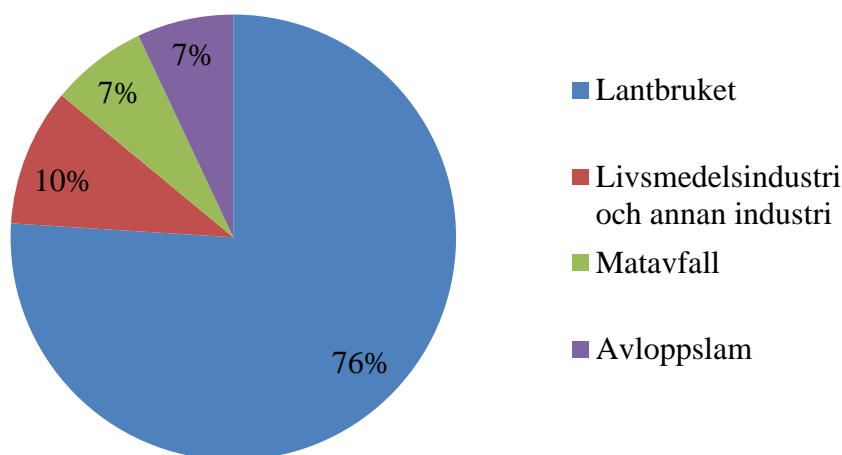
Inkommande substrat till samrötningsanläggningar innehåller ofta en del stora partiklar. För mycket stora partiklar i substratet orsakar mekaniska problem, och därför sönderdelas materialet. Sönderdelningen av materialet leder även till ökad biogasproduktion. Anledningen till att biogasproduktionen ökar är att angreppsytan blir större vilket gör det lättare för mikroorganismerna att bryta ner substratet (Deublein & Steinhauser, 2008).

I många samrötningsanläggningar används animaliska bioprodukter som substrat för framställning av biogas. Animaliska biprodukter är uppdelade i tre olika kategorier beroende på deras ursprung och förmåga att sprida smittor. I kategori 1 ingår högriskmaterial. Det omfattar bland annat alla delar av djur som misstänks vara infekterade. Kategori 2 omfattar bland annat naturgödsel och mag- och tarminnehåll. I kategori 3 ingår delar från slaktade djur som är klassade som livsmedel men som inte används som livsmedel. I kategori 3 ingår även fiskrens (EU, 2002).

Kategori 1-material får inte rötas i en biogasanläggning utan måste förbrännas. Kategori 2 och kategori 3 får användas för biogasproduktion. För att få röta dessa fraktioner finns det dock krav på förbehandling för att hygienisera materialet, dvs ta död på sjukdomsalstrande bakterier. Kraven är att den maximala partikelstorleken är 12 mm. Därefter måste materialet värmas till minst 70 °C och temperaturen måste hållas i minst 60 minuter (EU, 2002). Vid större biogasanläggningar sker hygieniseringen vanligtvis i två eller tre parallella tankar som körs växelvis. Hygieniserat material pumpas efter hygienisering in i rötammaren (Avfall Sverige, 2007).

2.2.2 Sveriges biogaspotential

Den totala biogaspotentialen i Sverige uppgår till 15,2 TWh (Linné m.fl, 2008). Av denna står produkter från lantbruket för över 70 %. När Linné m.fl. (2008) har tagit hänsyn till konkurrerande användningsområden och andra orsaker till att inte allt material kan användas till biogasframställning blir den totala potentialen 10,6 TWh (figur 3) (Energimyndigheten, 2010b).



Figur 3 Biogaspotentialens fördelning mellan olika råvaror. Den totala biogaspotentialen från inhemska restprodukter är 10,6 TWh. Modifierad från Linné (2008).

Den stora nackdelen med råvaror från lantbruket är att dessa är utspridda över stora ytor vilket kräver långa transporter för att kunna ta tillvara på allt material. Avloppsslam, livsmedelsavfall och matavfall kräver ofta mindre transporter, på grund av att dessa råvaror bildas i tätorter, vilket ger bättre lönsamhet. En stor del av avloppsslam och livsmedelsavfall utnyttjas redan. Detta gör att den största återstående potentialen för tillfället finns i matavfall (Energimyndigheten, 2010b).

2.3 RÖTREST

Samtidigt som nytt substrat förs in i rötammaren måste material som rötats färdigt lämna rötammaren. Det färdigrötade materialet kallas för rötrest och är ett bra gödningsmedel som kan användas inom jordbruket. Alla mineralnäringsämnen som finns i inkommande substrat till rötammaren finns kvar i rötresten. En stor fördel med rötresten är att mycket av näringen är i en form som är lätt för växterna att ta upp (Jarvis

& Schnürer, 2009). Rötresten har ett högt kväveinnehåll och är där likvärdig med svinggödsel men den har däremot vanligtvis ett lägre fosfor- och kaliuminnehåll än svinggödsel (tabell 3, Baky m.fl, 2006). Vissa anläggningar avvattnar rötresten och får då en fast och en flytande rötrest. Den fasta rötresten innehåller mindre lättillgänglig näring vilket ger ett sämre skördeutbyte (Jarvis & Schnürer, 2009).

Tabell 3 Näringsinnehåll i flytande rötrest, nötflytgödsel och svinflytgödsel (Baky m.fl, 2006).

Innehåll per ton våtvara	Rötrest, flytande	Nötflytgödsel	Svinflytgödsel
Torrsubstanshalt, procent av våtvara	3,8	9,8	8,8
Växtnäringsämnen, kg per ton			
Totalkväve	4,5	3,9	5,1
Ammoniumkväve	3,2	1,8	3,3
Fosfor	0,4	0,8	1,9
Kalium	1,2	4,0	3,0

Rötresten som kommer från samrötningsanläggningar ska inte förväxlas med restprodukten från biogasframställning vid avloppsreningsverk, som kallas röt slam. Röt slammet kan vara mindre lämpligt att använda som gödning på grund av att det kan innehålla metaller och organiska föroreningar (Jarvis & Schnürer, 2009).

För att säkerställa rötrestens kvalitet finns ett certifieringssystem. Detta innebär att biogasanläggningar kan certifiera rötresten genom att se till att den uppfyller ställda krav. Kraven är olika beroende på vilka typer av substrat som rötas. Viktiga parametrar för certifieringen, utöver näringsinnehållet, är bland annat mängd föroreningar, andel patogena (sjukdomsalstrande) bakterier, partikelstorlek och antal grobara frön. För att kunna säkerställa kvalitet på produkten och för att kunna spåra eventuella smittor finns det också krav på dokumentation av rötrestens väg från råvara till slutprodukt (SP, 2010).

En nackdel med rötresten är dess låga torrsubstanshalt, vilket gör att transportkostnaderna ofta blir höga. Den höga vattenhalten kan även få som följd att jorden kompakteras på åkrarna på grund av rötrestens höga vikt samt att det krävs många körningar för att få ut rätt mängd gödning (Jarvis & Schnürer, 2009).

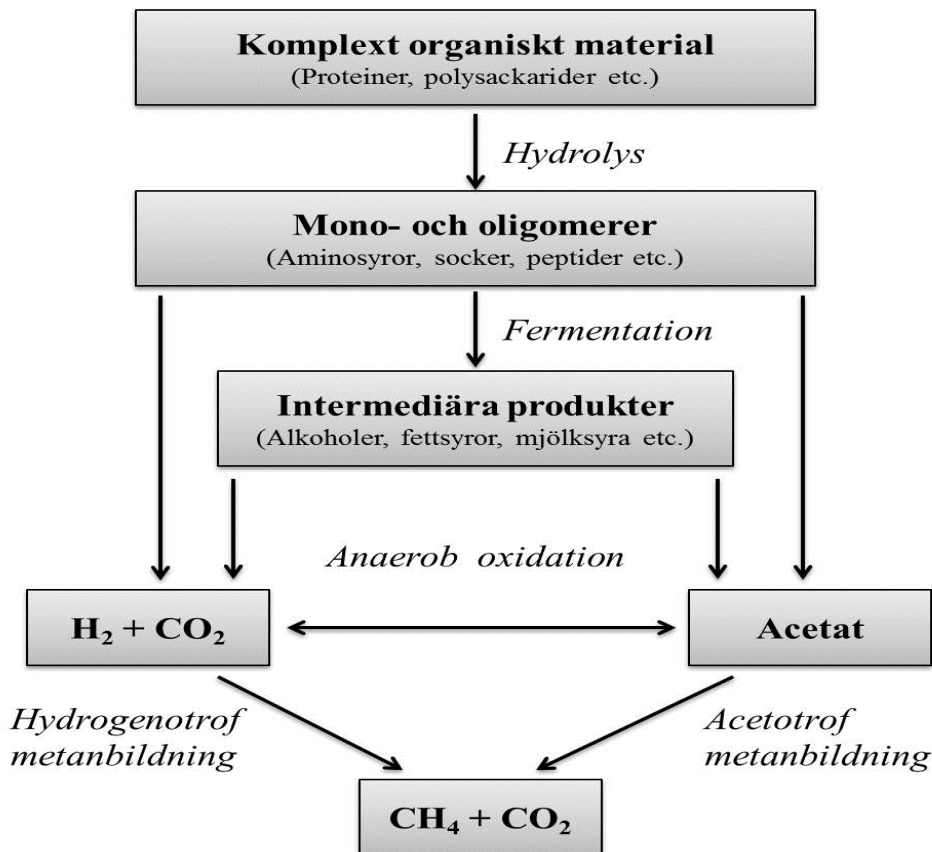
2.4 NEDBRYTNING AV ORGANISKT MATERIAL

Organiskt material innehåller mycket energi som frigörs då materialet bryts ner. Beroende på vilka förhållanden som råder frigörs energin i olika former. När det finns syre tillgängligt, aeroba förhållanden, frigörs stor del av energin i form av värme. När det inte finns något tillgängligt syre, anaeroba förhållanden, kan energin istället frigöras i form av till exempel metangas. I biogasprocessen, där metangas framställs är det anaeroba förhållanden som råder. Aerob nedbrytning sker vanligtvis vid kompostering (Deublein & Steinhauser, 2008).

2.4.1 Anaerob nedbrytning

Den anaeroba nedbrytningen som leder fram till bildning av biogas kan delas upp i fyra olika steg (figur 4, Deublein & Steinhauser, 2008). I det första steget, hydrolysen, sönderdelas stora molekyler som till exempel proteiner, fetter och kolhydrater.

Mikroorganismerna använder enzymer för att dela upp de stora molekylerna i mindre och mer lättillgängliga molekyler (Gerardi, 2003). Vid hydrolysen bildas det därför små monomerer, som till exempel enkla socker, aminosyror, fettsyror och alkoholer, som mikroorganismer lätt kan utnyttja som kol- och energikälla. Sönderdelning som sker i hydrolysen måste ske för att mikroorganismerna ska kunna ta till vara på energin i de stora makromolekylerna. I det andra steget, fermentationen, omvandlas monomererna som bildats under hydrolysen till olika typer av organiska syror, alkoholer, koldioxid med mera. I det tredje steget sker olika anaeroba oxidationer. Här bryts syror och alkoholer ner och produkterna som bildas är vätgas, koldioxid och acetat. Bakterierna som verkar under detta steg producerar vätgas under cellandningen. När koncentrationen av vätgas blir för hög avstannar bakteriernas aktivitet (Deublein & Steinhauser, 2008). Detta gör att de är beroende av vad som sker under det fjärde steget, metanbildningen. Under metanbildningen omvandlas vätgas, koldioxid och acetat till metan och koldioxid av olika typer av metanbildande mikroorganismer, så kallade metanogener. Det finns olika typer av metanogener. De två vanligaste typerna är acetotrofa och hydrogenotrofa metanogener. De acetotrofa metanogenerna bildar metan från acetat och de hydrogenotrofa metanogenerna använder vätgas och koldioxid för att bilda metan (Jarvis & Schnürer, 2009).



Figur 4 Schematisk bild över den anaeroba nedbrytningsprocessen. Modifierad från Jarvis & Schnürer (2009).

För att få en fungerande anaerob reaktor är det viktigt att det är balans mellan de olika nedbrytningsstegen. Om mikroorganismerna i något steg hämmas kan det leda till obalans och biogasproduktionen kan då sjunka eller helt upphöra.

2.4.2 Aerob nedbrytning

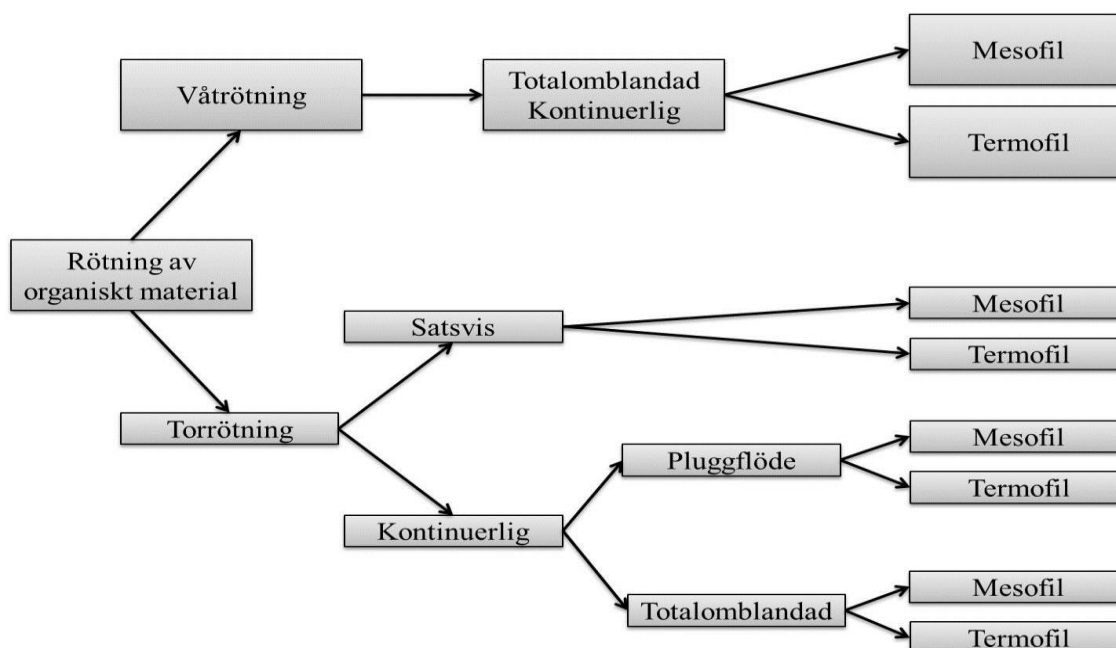
När tillgången på syre är hög sker en aerob nedbrytning av det organiska materialet. Många olika typer av mikroorganismer är aktiva under det aeroba nedbrytningsförloppet. Mikroorganismerna arbetar parallellt med nedbrytningen till skillnad från den anaeroba nedbrytningen som till stor del sker i flera efterföljande steg av olika typer av mikroorganismer.

När de organiska komponenterna bryts ner under aeroba förhållanden bildas ingen metangas. I stället bildas det vatten, koldioxid, värme och ny biomassa (ekvation 2). (Eveborn m.fl, 2007).



2.5 RÖTNINGSTEKNIKER OCH DEFINITIONER

Det finns olika tekniker för att röta organiska material (figur 5). Varje anläggning är anpassad efter det substrat som kommer att rötas i anläggningen.



Figur 5 Olika typer av anaeroba rötningstekniker och olika driftförhållanden. Modifierad från Bernesson m.fl (1999).

2.5.1 Psykrofil, mesofil eller termofil

Olika typer av bakterier är anpassade till olika levnadsförhållanden och deras aktivitet minskar då temperaturen inte är den rätta. Det finns tre olika temperaturintervall som anses lämpliga för biogasproduktion, psykrofil (0- 20 °C), mesofil (15- 45 °C) och termofil (45- 75 °C). Psykrofila rötningssprocesser är långsamma och används därför sällan vid storskaliga anläggningar. Termofila processer är mycket effektiva och kan ha dubbelt så hög nedbrytningshastighet som mesofila processer. Nackdelen är dock att den högre temperaturen ofta leder till högre känslighet för driftstörningar (Nordberg & Nordberg, 2007).

2.5.2 Kontinuerlig- eller satsvis rötning

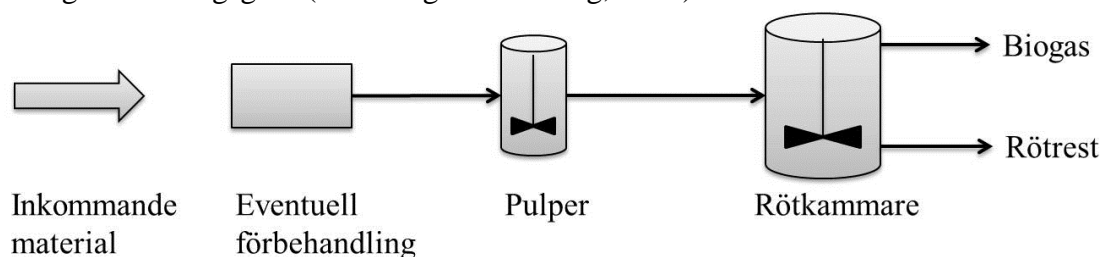
Vid kontinuerlig rötning är flödet in i rötchammaren kontinuerligt. Samtidigt som material pumpas in pumpas också material ut för att hålla en jämn nivå i rötchammaren (Deublein & Steinhauser, 2008). Det är vanligt att material pumpas in i omgångar. Denna metod kallas för semi-kontinuerlig rötning (Jarvis & Schnürer, 2009). Motsatsen till kontinuerlig rötning är satsvis rötning. Vid satsvis rötning sker all inpumpning av material vid ett tillfälle. Rötningen får sedan fortgå till dess att metanproduktionen avstannat. När rötningen är klar töms rötchammaren och nytt material pumpas in (Deublein & Steinhauser, 2008). Fördelen med kontinuerlig rötning är att gasproduktionen är jämn till skillnad från satsvis rötning. Jämn gasproduktion kan erhållas vid satsvis rötning men då krävs flera rötchammare, som drivs växelvis.

2.5.3 Totalomblandad eller pluggflöde

En totalomblandad process använder sig av mekaniska omrörare eller pumpar för att sprida substratet i röt-kammaren. Detta ger ett homogent material där mikroorganismerna har bra kontakt med substratet och samma förhållanden råder i hela röt-kammaren. Pluggflöde innebär att materialet förflyttas genom reaktorn efter hand som nytt material pumpas in. Detta gör att i början på röt-kammaren är substratet inte rötat och i slutet på röt-kammaren är materialet rötat. Pluggflödet gör att mikroorganismerna i reaktorn inte blandas med nytt material. På grund av detta blandas nytt substrat med rötrest, som innehåller mycket mikroorganismer, innan det pumpas in i reaktorn. Pluggflöde används vanligtvis i kontinuerliga torrötningsanläggningar (Nordberg & Nordberg, 2010).

2.5.4 Våtrötning

Våtrötning innebär att torrsubstanshalten är mindre än 15 %, men det finns enstaka våtrötningsanläggningar som har torrsubstanshalt upp till 20 % (Mata-Alvarez, 2003). I en våtrötningsprocess är det viktigt att materialet späds till rätt torrsubstanshalt för att inte orsaka driftstörningar. Inkommande material passerar eventuella förbehandlingssteg för att sortera ut föroreningar, sedan späds materialet med vatten. Spädningen sker i en så kallad pulper, som består av en tank med en omrörare. Där tillsätts ungefär 1 m³ vatten per ton inkommande material beroende på vilken torrsubstanshalt materialet har (Mata-Alvarez, 2003). Det utspädda materialet lagras sedan i en bufferttank innan det pumpas in i röt-kammaren. Materialet pumpas sedan kontinuerligt in i röt-kammaren och samtidigt pumpas samma mängd ut ur röt-kammaren (figur 6). Inpumpningen sker oftast satsvis och kallas då semi-kontinuerlig inmatning. Om substratet innehåller animaliska biprodukter hygieniseras materialet innan det pumpas in i röt-kammaren. I röt-kammaren sitter en omrörare som ser till att materialet i röt-kammaren är totalomblandat. En metod som blir allt vanligare är att använda flera seriekopplade röt-kammare för att på så sätt få en högre utrötningsgrad (Nordberg & Nordberg, 2007).



Figur 6 Enkel principskiss över våtrötningsanläggning.

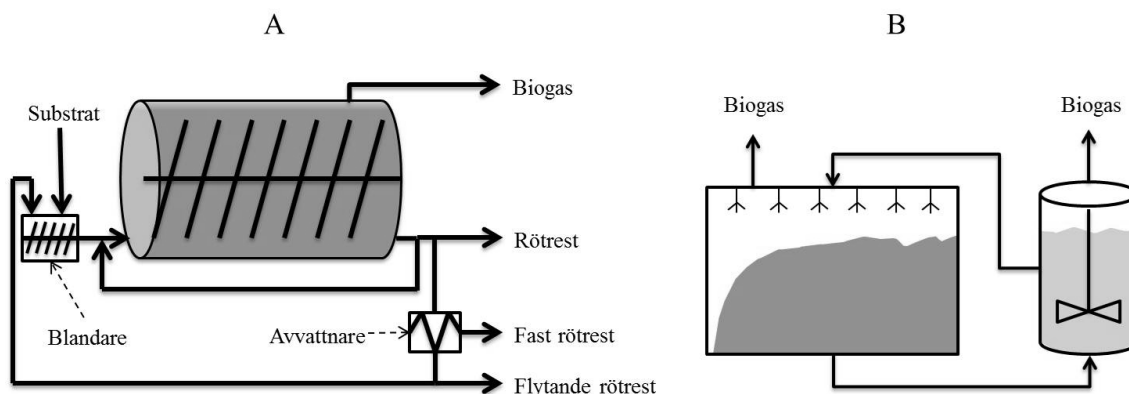
Fördelen med våtrötning jämfört med torrötning är att en hög utrötningsgrad kan erhållas. Detta beror till stor del på att röt-kammaren är totalomblandad och att materialet som rötas med denna typ av process ofta innehåller förhållandevis få föroreningar. En nackdel med metoden är att det krävs mycket vatten för att späda materialet till rätt torrsubstanshalt. Spädningen gör att volymen på materialet ökar vilket kräver större röt-kammare och det gör även att uppvärmningskostnaderna ökar. Totalomblandningen gör att material som precis har pumpats in i röt-kammaren kan pumpas ut igen utan att någon biogas har producerats (Mata-Alvarez, 2003). En annan nackdel i en

våtröttningsprocess jämfört med en torröttningsprocess är att hela processen kan avstanna om den utsätts för någon störning. I en torröttningsprocess kan en störning göra att gasproduktionen avstannar i en röttkammare men fortgår i de andra röttkammarna (Nordberg & Nordberg, 2007).

2.5.5 Torrötning

Vid torrötning används substrat som har en torrsustanshalt mellan 20- 40 %. Eftersom processen ska hålla en hög torrsustanshalt är behovet av spädvatten väldigt litet jämfört med våtrötning. Materialets höga torrsustanshalt gör dock att det är mer svårhanterligt än det utspädda materialet, som används vid våtrötning. Detta gör att kostnaderna för utrustning, som till exempel pumpar, blir högre än vid våtrötning. Men denna kostnad vägs upp av att behovet av röttkammarvolym är mindre. Det finns både kontinuerliga och satsvisa torröttningsanläggningar. I kontinuerliga anläggningar (A, figur 7) kan röttkammaren vara liggande eller stående och i röttkammaren sker ett pluggflöde. I de liggande röttkamrarna finns omrörare som förflyttar materialet i röttkammaren. Stående röttkammare fyller på material i toppen eller botten, i dessa behövs ingen omrörare. Kontinuerliga processer är beroende av att materialet har en bestämd torrsustanshalt, vanligtvis 20- 25 %. En för hög torrsustanshalt kan leda till att motståndet i röttkammaren blir för hög, vilket motverkar flödet. För låg torrsustanshalt kan göra att tunga partiklar sedimenterar och ackumuleras i reaktorn (Mata-Alvarez, 2003).

Fördelarna med kontinuerlig torrötning är att behovet av förbehandling, uppvärmning och röttkammarvolym är mindre än vid våtrötning. Nackdelen är att det krävs en mer robust och dyrare utrustning för att hantera materialet än vad som krävs vid våtrötning.



Figur 7 Exempel på en kontinuerlig torröttningsprocess (A) samt en torröttningsanläggning med tekniken satsvist perkolationssystem (B). Modifierad från Nordberg & Nordberg (2007).

Satsvisa torröttningsanläggningar (B, figur 7) klarar av att hantera substrat med en torrsustanshalt på upp till 40 % vilket gör behovet av spädning väldigt litet. Substratets höga torrsustanshalt gör att det inte är pumpbart. Istället för pumpar används transportband eller lastmaskiner för att hantera substratet (Mata-Alvarez, 2003). Det finns olika typer av satsvisa torrötningstekniker och den vanligaste kallas satsvisa perkolationssystem (Nordberg & Nordberg, 2007). Där används flera mindre garageliknade röttkammare, som drivs parallellt med en viss fasförskjutning för att få en

jämn gasproduktion. Rötkammarna har dräneringssystem där överflödigt och tillförd vätska rinner ut och lagras i en uppsamlingstank. En rötchammare åt gången fylls med substrat och sedan återcirkuleras vätska från uppsamlingstanken genom dysor som är monterade i rötchammarnas tak. Vätskan perkolerar genom substrat och ser till att det blir en syrefri miljö i substratet så att anaerob nedbrytning kan ske. En stor del av mikroorganismerna finns i vätskan och återcirkulationen gör att de fördelas jämnt över substratet. När samma uppsamlingstank används till alla rötchammare behövs ingen inympning med nya mikroorganismer i samband med att nytt substrat läggs in i rötchammaren. Detta beror på att perkolationsvätskan innehåller alla nödvändiga mikroorganismer (Mata-Alvarez, 2003). När gasproduktionen har avstannat, vilket vanligtvis sker efter cirka 30 dagar, syresätts rötchammaren och substratet för att ventileras ut kvarvarande metangas innan rötchammaren töms. Metangasen som ventileras ut förbränns för att minimera utsläpp. Vissa torrötningstekniker, som till exempel Aikan-tekniken (Aikan, 2011), använder det avslutande syresättningssteget för att hygienisera substratet. Detta sker genom att syretillförseln startar en komposteringsprocess, vilket leder till att temperaturen stiger till minst 70 °C i reaktorn.

Fördelarna med satsvisa torrötningssystem jämfört med kontinuerliga torrötningssystem är att det inte krävs någon avancerad utrustning för att hantera substratet. Processen vid satsvisa torrötningssystem är även mindre känslig för föroreningar än processen vid kontinuerliga system. Nackdelen är att det kan bildas kanaler i substratet vilket kan leda till att perkolationsvätskan inte fördelas jämnt i substratet. Detta gör att mikroorganismerna inte får tillgång till allt organiskt material. Vissa typer av substrat kräver därför inblandning av ett strukturmaterial, som till exempel park- och trädgårdsavfall, för att motverka kanalbildningen (Lusk & Moser, 1996).

2.5.6 Uppehållstid

Uppehållstiden i en kontinuerlig rötchammare beror på hur stort in- och utflödet är i rötchammaren. Uppehållstiden kan anges på två olika sätt, hydraulisk uppehållstid (hydraulic retention time, HRT) och partikulär uppehållstid (solids retention time, SRT). Den hydrauliska uppehållstiden definieras som tiden det tar för hela reaktorvolymen att bytas ut. Partikulära uppehållstiden är den tid som partiklarna befinner sig i reaktorn (Gerardi, 2003). I de flesta fall är dessa samma, men i vissa fall återcirkuleras en del av rötresten vilket gör att den partikulära uppehållstiden blir längre. Den hydrauliska uppehållstiden är vanligtvis mellan 10 och 40 dagar, men kan vara betydligt längre (Jarvis & Schnürer, 2009).

2.5.7 Utröttningsgrad

Utröttningsgraden anger hur stor del av det organiska materialet som har brutits ner i rötchammaren. Fullständig nedbrytning sker aldrig i en rötchammare med kontinuerlig inmatning på grund av att uppehållstiden är för kort. Ju längre uppehållstiden är desto större utröttningsgrad erhålls, till en viss gräns. I en rötchammare med satsvis inmatning kan utröttningsgraden bli 100 %, men då krävs att allt organiskt material kan brytas ner.

2.5.8 Belastning

Belastningen på en rötchammare bestäms av hur mycket organiskt material som tillförs rötchammaren. Den organiska belastningen anges som mängd organiskt material per aktiv reaktorvolym (Gerardi, 2003).

2.6 PROCESSBESKRIVNING KUNGSÄNGENS GÅRD

Biogasanläggningen Kungsängens gård är en kontinuerlig våtrötningsanläggning som använder totalomblandade rötchammare där organiskt material rötas under termofila förhållanden. Anläggningen tar emot olika typer av material som har olika behov av förbehandling. Hur stort behovet av förbehandling är styr vilken väg material tar genom anläggningen innan det rötas. Här nedanför följer en beskrivning av olika materials behov av förbehandling samt deras väg genom anläggningen.

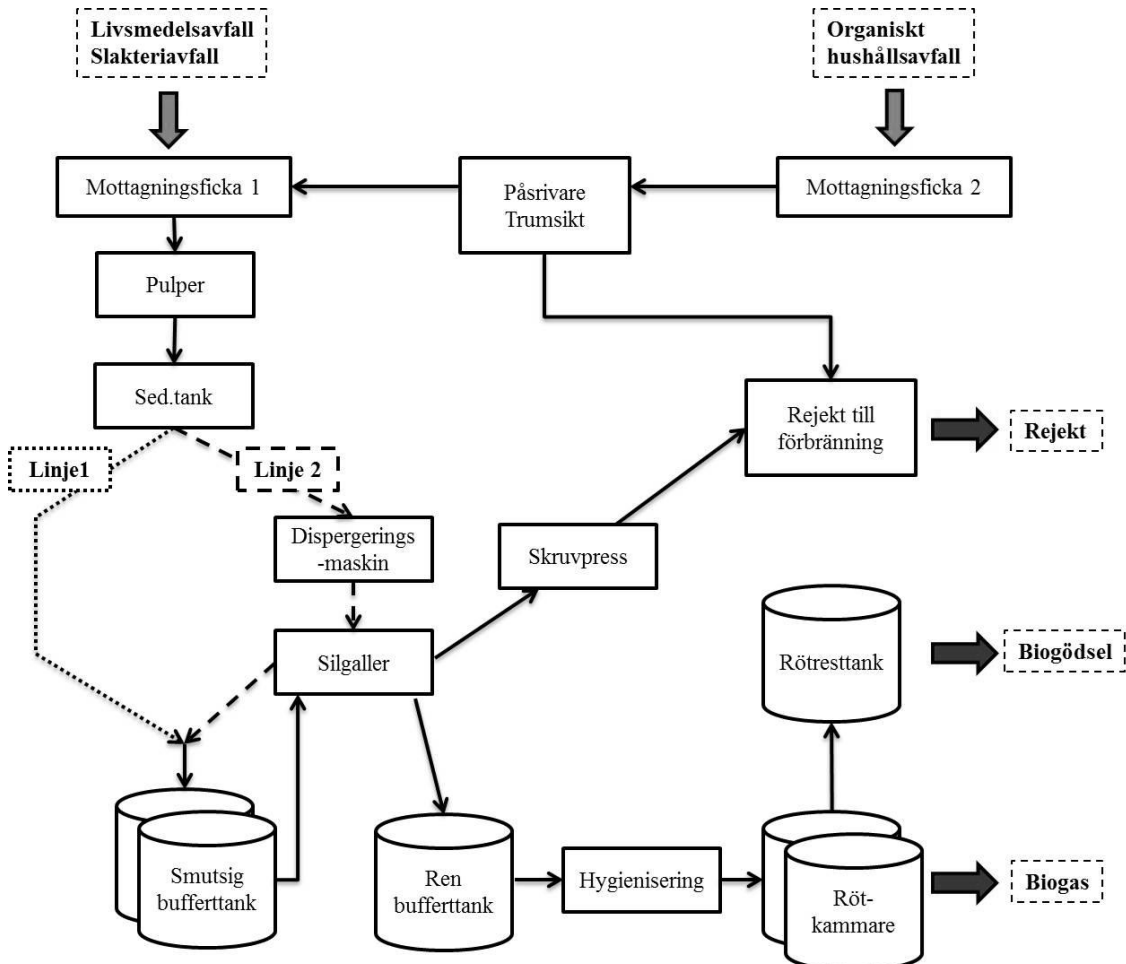
2.6.1 Förbehandling av inkommande material

Inkommande material kan delas upp i tre olika typer av material som kräver olika typer av förbehandling. Dessa material är slakteriavfall, livsmedelsavfall och organiskt hushållsavfall. Slakteriavfallet och livsmedelsavfallet är relativt rena material med låg andel föroreningar som kan följa med in i processen. De kan dock innehålla en del tunga partiklar som till exempel bestick och magneter men på grund av deras tyngd sedimenterar dessa ofta i ett tidigt skede i anläggningen. Partiklar som sedimenterar samlas i botten på tankar och plockas sedan ut ur systemet ett par gånger per år då tankarna töms och rengörs. Slakteriavfallet är rent från föroreningar men behovet av sönderdelning är emellertid stort på grund av att det innehåller en del större elastiska partiklar, som till exempel skinnbitar, som annars kan orsaka driftstörningar. På grund av detta passerar allt slakteriavfall en dispergeringsmaskin som består av roterande skivor med tänder vilka finfördelar materialet. Livsmedelsavfallet sönderdelas också men här sker sönderdelningen till största delen när materialet passerar transportskruvar och pumpar. Till skillnad från livsmedelsavfallet, som kommer ifrån storkök och andra anläggningar som slänger mycket livsmedel, kommer det organiska hushållsavfallet ifrån enskilda hushåll. Avfallet sorteras i hushållen och skickas sedan i plast- eller papperspåsar till biogasanläggningen. Materialet innehåller en stor del föroreningar, främst i form av plast- och papperspåsar, men även andra föroreningar på grund av felaktig sortering. Den stora mängden föroreningar i det organiska hushållsavfallet gör det svårhanterat och energikrävande.

2.6.2 Materialflöden i anläggningen

Biogasanläggningen vid Kungsängens gård har två olika mottagningsfickor för inkommande material, mottagningsficka 1 och mottagningsficka 2 (figur 8). Slaktavfall och livsmedelsavfall tippas i mottagningsficka 1, vilket är den största. Det mer förorenade organiska hushållsavfallet tippas i mottagningsficka 2. Från mottagningsficka 2 förflyttas materialet med hjälp av transportskruvar till en påsrivare som river sönder påsarna så att innehållet kan ramla ur påsen. Påsrivaren är en modifierad flismaskin som består av en roterande cylinder med tänder som river sönder påsarna. När materialet har passerat påsrivaren skruvas det vidare till en trumsikt som består av en roterande trumma med ett stort antal cirkelformade hål. När trumman

roterar snurrar påsarna med och övrigt material ramlar ur påsarna och ut genom de cirkelformade hålen. Påsarna följer med genom trumman och hamnar i en kompressor där de pressas och sedan skickas till förbränning eller kompostering. Övrigt material skruvas vidare till mottagningsficka 1 där det blandas med slakteriavfall och livsmedelsavfall.



Figur 8 Flödesschema över biogasanläggningen Kungsängens gård.

Innan materialet rötas mellanlagras det i bufferttankar. På Kungsängens gård finns det tre bufferttankar, två med volymen 150 m^3 och en med volymen 550 m^3 . De två mindre tankarna kallas ”smutsiga bufferttankar” på grund av att materialet där kan innehålla en del föroreningar. Innan materialet kommer till den stora tanken renas det ytterligare och tanken kallas därför ”ren bufferttank”. Innan materialet hamnar i bufferttankarna måste det spädas för att bli pumpbart och finfördelas. Det första som sker är att materialet skruvas till en pulper där det spädas med vatten och material från de skitiga bufferttankarna. Pulpern är en tank med volymen 10 m^3 . I botten av tanken finns en rotor som rör om materialet så att det blandas ordentligt. Efter pulpern rinner materialet med självfall vidare till en sedimentationstank där tunga partiklar sedimenterar. Beroende på vilken typ av material som matas in finns olika linjer att välja på efter sedimentationstanken. Då materialet inte är i behov av finfördelning, vanligtvis livsmedelsavfall och organiskt hushållsavfall, används linje 1 (figur 8). Det innebär att materialet pumpas direkt från sedimentationstanken till de skitiga bufferttankarna. När

materialet behöver finfördelas används istället linje 2 (figur 8). Då pumpas materialet från sedimentationstanken till dispergeringsmaskinen som sliter sönder materialet. Därefter pumpas materialet vidare till silgallret som silar ut kvarvarande föroreningar som till exempel plastbitar. Rejekt som sorteras ut skruvas till en skruvpress där det först tvättas och sedan pressas för att minimera vattenhalten. Rejektet skickas sedan till förbränning eller kompostering. Det silade materialet från silgallret pumpas direkt till den rena bufferttanken. Silgallret har begränsad kapacitet och hinner inte med att rena allt material från dispergeringsmaskinen. På grund av detta pumpas en del av materialet från dispergeringsmaskinen till de skitiga bufferttankarna.

Materialet i de smutsiga bufferttankarna kan återcirkuleras till dispergeringsmaskin om driftpersonalen anser att det innehåller för mycket stora partiklar. Tunga partiklar som har tagit sig in i de skitiga bufferttankarna ska sedimentera där. För att få över materialet till den rena bufferttanken pumpas materialet till silgallret och därifrån går den rena fraktionen till ”rena bufferttanken”. Materialet i den rena bufferttanken ska vara fritt från partikulära föroreningar som kan orsaka driftstörningar.

Från den rena bufferttanken pumpas materialet till hygieniseringen som består av tre tankar med volymen 10 m^3 . Tankarna fylls växelvis och värms till $70 \text{ }^\circ\text{C}$ och den temperaturen hålls sedan under minst 60 minuter för att reducera halten patogener. Efter hygieniseringen är materialet klart för rötning och pumpas in i någon av de två rötkamrarna som var och en rymmer $2\,500 \text{ m}^3$. Den hydrauliska uppehållstiden i rötkamrarna är 30- 60 dagar. När materialet är färdigrötat pumpas det till en rötresttank och därefter transporteras det med lastbil ut till lantbrukare som använder rötresten som gödning.

Den producerade biogasen uppgraderas för att kunna användas som fordonsbränsle. Uppgraderingen sker i en vattenskrubber där biogasen tvättas med vatten under högt tryck. Det höga trycket gör att koldioxiden löser sig i vattnet och på så sätt separeras från metangasen. Den reade biogasens metanhalt är cirka 97 %.

3 MATERIAL OCH METODER

3.1 UTRÖTNINGSFÖRSÖK

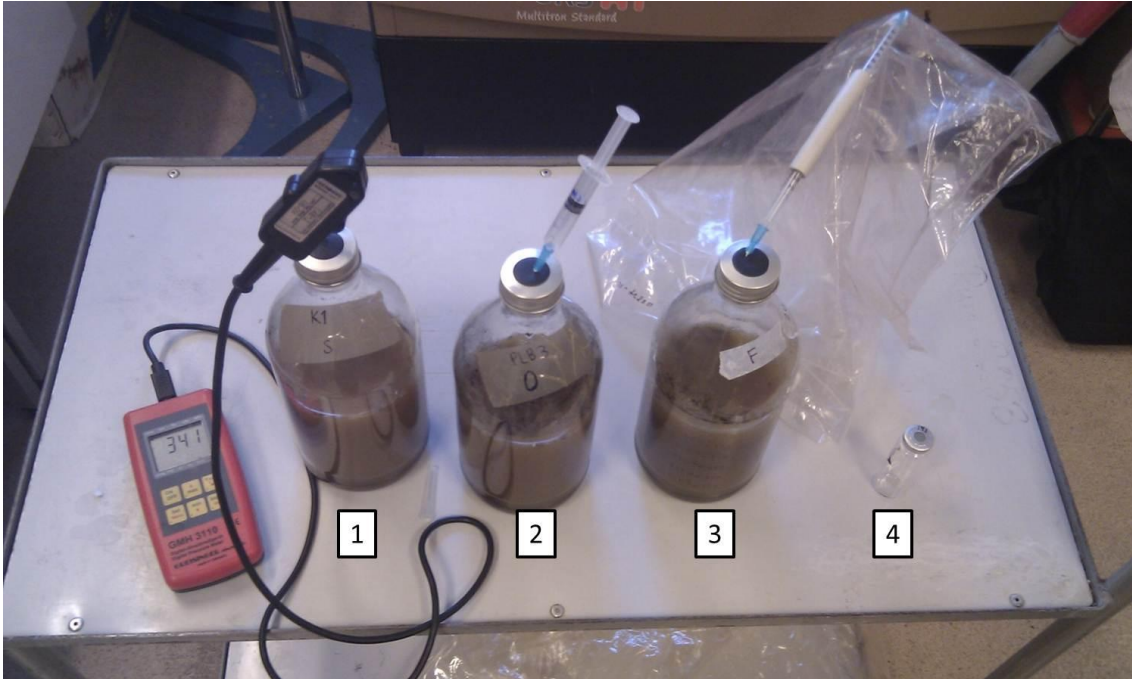
För att undersöka biogaspotentialen hos de olika rejecktfraktionerna utfördes termofila (52 °C) satsvisa utrötningsförsök. Med hjälp av de satsvisa utrötningsförsöken är det möjligt att bestämma biogasmängden som kan produceras från ett visst substrat.

Utrötningsförsöken ger även en uppfattning om hur lätt eller svårnedbrytbart ett visst substrat är. Under projektets gång genomfördes två olika utrötningsförsök. För att få igång den mikrobiologiska aktiviteten tillsattes material (ymp) från rötchammare 2 vid Kungsängens gård.

3.1.1 Utförande

Utrötningsförsöket utfördes i 1 liters glasflaskor som fylldes med vatten, ymp och substrat. Till varje flaska tillsattes substrat som motsvarar en organisk belastning på 3 g VS (Volatile Solids)/l och ymp motsvarande 6 g VS/l. Den optimala kvoten mellan ymp och substrat, för att säkerställa att organismerna inte blir överbelastade, har i tidigare studier visats vara ca 2 (Demetriades, 2008). Då slutvolymen i flaskorna var 0,7 l blev tillsatsen 2,1 g VS substrat och 4,2 g VS av ympen. Efter tillsatt av substrat och ymp späddes lösningen med vatten så att den totala volymen blev 0,7 l. Under påfyllnadsfasen spolades flaskorna med gas som innehöll en blandning av kväve och koldioxid (80/20 %). De spolades med gas för att minimera inblandningen av syre i lösningen, vilket inte är bra för mikroorganismerna, och för att undvika koldioxidavgång från ympen (detta kan påverka pH) (Hansen m.fl, 2004). De fyllda flaskorna tätslöts sedan med hjälp av gummipropp och aluminiumkapsyl och därefter placerades de på en roterande skiva i ett värmeskåp med temperaturen 52°C. Skivan roterade med 110 varv per minut och förhindrade att partiklar i lösningarna sedimenterade. Till några flaskor tillsattes inget rejeckt utan istället cellulosa och några flaskor fick endast en tillsatt av vatten och ymp. Cellulosa fungerar som referenssubstrat för att kunna bedöma ympens kvalitet (Hansen m.fl, 2004). Samtliga prover, inklusive referenssubstrat och ymp, testades i triplikat för att se variationer i gasproduktionen samt för att minska risken för att försöket misslyckas. Med hjälp av flaskorna med enbart ymp beräknades ympens gasproduktion och denna kunde sedan subtraheras från gasproduktionen i de övriga flaskorna.

För att kunna bestämma hur mycket gas som producerades i flaskorna trycktes en nål in genom gummiproppen och trycket mättes med en tryckmätare av modellen Greisinger GMH 3110 (figur 9). Den producerade gasen är inte ren metangas så i samband med tryckmätningen togs även gasprover med hjälp av en spruta. Från varje flaska togs 2 ml gas, som sedan förvarades i glasvialer (Demetriades, 2008). Efter att trycket mätts och gasprov tagits utjämnades trycket i flaskorna till atmosfärstryck genom att gasen fick strömma ut i en påse.



Figur 9 Tryckmätning och gasprovtagning. Nr 1 Tryckmätning. Nr 2 Gasprovtagning. Nr 3 Tryckutjämnning. Nr 4 glasvial för förvaring av gasprov.

Personal på Mikrobiologiska Institutionen SLU, Uppsala, bestämde sedan gasens metanhalt med hjälp av en gaskromatograf. Beroende på hur mycket gas som producerades varierade tiden mellan mätningarna. Trycket i flaskorna fick inte bli för högt men inte heller för lågt eftersom det ger större variation och ett osäkrare resultat. Det optimala tryckintervallet för mätningarna är 400-800 mbar (Schnürer, pers.medd). Med hänsyn till detta togs prover vanligtvis med en eller två dagars mellanrum och mot slutet av utrotningsförsöken gjordes mätningarna med längre intervaller. Utrötningsförsöken pågick till dess att gasproduktionen i samtliga flaskor avstannat.

För att beräkna hur mycket gas som bildats användes ekvation 3 (allmänna gaslagen).

$$n[\text{mol}] = \frac{p[\text{Pa}] \cdot V[\text{m}^3]}{R \left[\frac{\text{J}}{\text{mol}} \cdot \text{K} \right] \cdot T[\text{K}]} \quad (3)$$

Där

p= uppmätt tryck i flaskor

V= tom volym i flaska

T= temperatur

R= allmänna gaskonstanten 8,314 J/mol*K

När metanhalten bestämts beräknades volymen metangas som bildats enligt ekvation 4. Volymen beräknades vid atmosfärstryck och temperaturen 0°C.

$$V[\text{m}^3] = \frac{n_{\text{CH}_4}[\text{mol}] \cdot R \left[\frac{\text{J}}{\text{mol}} \cdot \text{K} \right] \cdot T[\text{K}]}{p[\text{Pa}]} \quad (4)$$

Där

$n(\text{CH}_4) = \text{metanhalt} \cdot \text{total substansmängd}$

$R = \text{allmänna gaskonstanten } 8,314 \text{ J/mol} \cdot \text{K}$

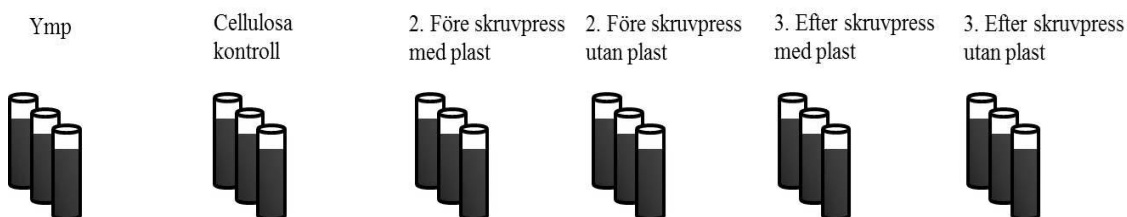
$T = \text{temperatur} = 0 \text{ }^\circ\text{C} = 273,15 \text{ K}$

$P = \text{tryck} = 1 \text{ atm} = 1,01325 \cdot 10^5 \text{ Pa}$

Efter att ympens bidrag till metanproduktionen subtraherats från de övriga flaskorna beräknades metanproduktionen för respektive substrat. Hänsyn togs till mängden organiskt material (VS) som tillsatts flaskorna vilket gjorde att metanproduktionen beräknades som kubikmeter per gram tillsatt organiskt material (enligt VS-analys). Den ackumulerade metangasproduktionen för de olika substraten visualiserades i en graf och när produktionskurvan hade planat ut kunde metanpotentialen för de olika substraten avläsas.

3.1.2 Utrötningsförsök 1

I utrötningsförsök 1 kontrollerades biogaspotentialen hos fyra olika substrat. Två substrat kom från provpunkt 2, före press, varav ett med plast och ett utan plast. De två andra substraten kom från provpunkt 3, efter press, varav ett med plast och ett utan plast. Utöver dessa användes även flaskor med ymp och cellulosa kontroll (figur 10).



Figur 10 Försöksuppställning utrötningsförsök 1.

3.1.3 Utrötningsförsök 2

I utrötningsförsök 2 testades rejekt från samma provpunkter som i utrötningsförsök 1 samt rejekt från provplats 4. Rejektet från provplats 4 delades upp i två olika typer av rejekt, rejekt från plastpåsar och rejekt från papperspåsar (figur 11).



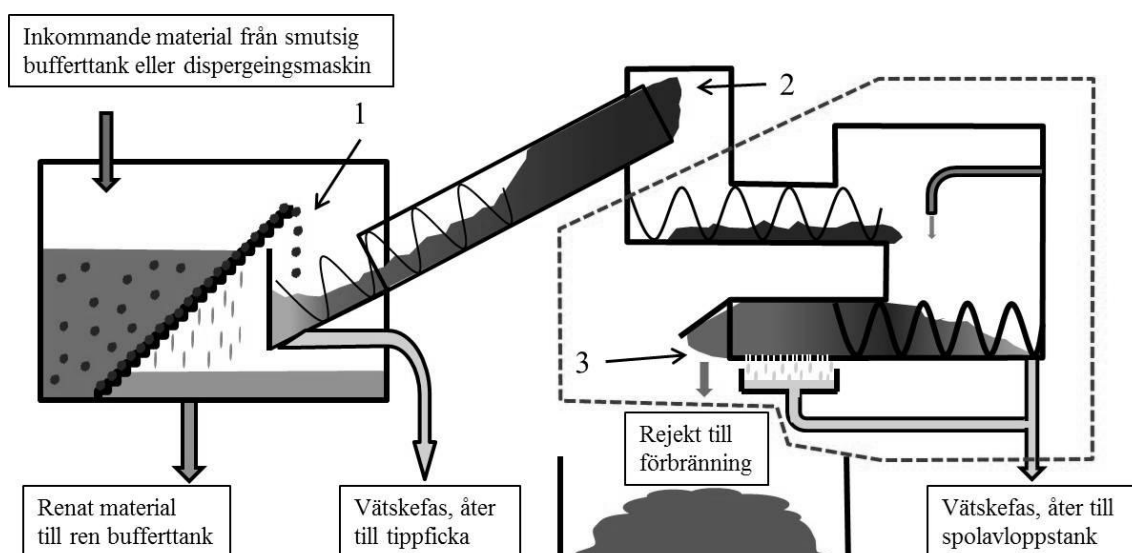
Figur 11 Försöksuppställning utrötningsförsök 2.

För att kunna utföra de båda utrötningsförsöken krävdes att de olika rejektfraktionerna analyserades med avseende på torrsubstanshalt och organiskt innehåll. Analys och provtagningsförfarande beskrivs i 3.2.

3.2 PROVTAGNING OCH ANALYSER

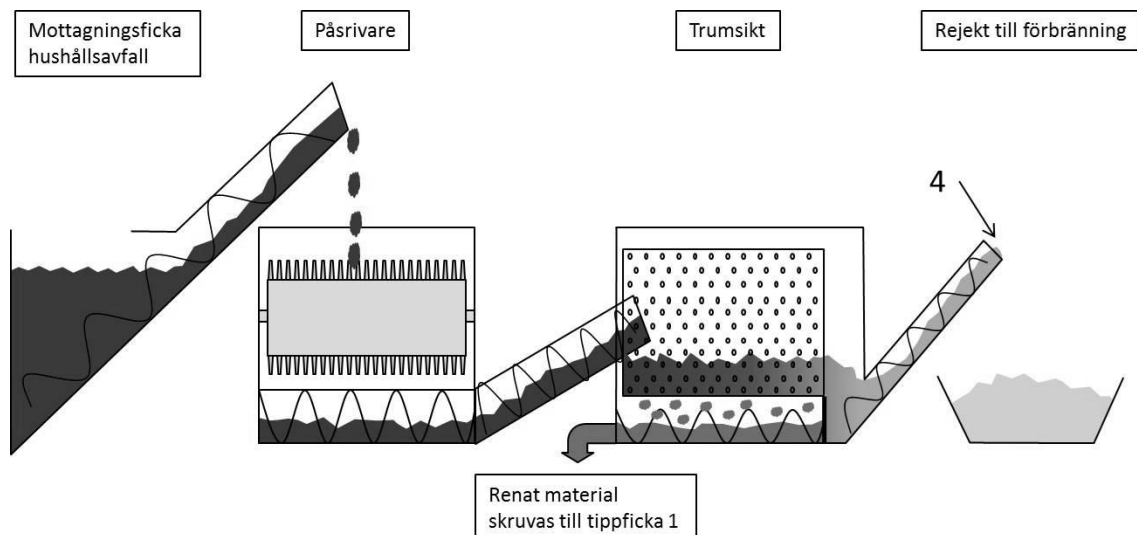
3.2.1 Provpunkter

För att bestämma de olika rejektfraktionernas egenskaper och för att kunna genomföra ett utrötningsförsök samlades prover från anläggningen. Det inkommande substratet till anläggningen passerar flera förbehandlingssteg och på två platser sorteras föroreningar bort och skickas till förbränning. Den första utsorteringen sker då inkommande material till tippficka 2 passerar trumsikten där stora partiklar sorteras ut. Den andra utsorteringen sker då silgallret sorterar ut kvarvarande föroreningar som sedan pressas i skruvpressen. Dessa två platser har i projektet använts som provpunkter, det vill säga rejekt från trumsikt och rejekt från skruvpress. Ett delmål var att utvärdera skruvpressens funktion, främst med hänsyn till vatteninnehåll. Därför valdes ytterligare två provpunkter för att kunna se hur materialet förändrades på vägen från silgaller till skruvpress. Dessa provpunkter var efter silgaller och innan materialet kom in i skruvpressen. Provpunkternas placering och numrering visas i figur 12.



Figur 12 Flödesschema över silgaller och skruvpress. Figuren visar även provpunkt 1 (efter silgaller), 2 (före skruvpress) och 3 (efter skruvpress). Den streckade linjen markerar skruvpressen.

Rejekt från hushållslinjen provtogs vid provpunkt 4 som var placerad efter trumsikten (figur 13).



Figur 13 Flödesschema över hushållslinjen. Visar även provpunkt 4 (efter trumsikt).

3.2.2 Provtagning

Inför varje utrotningsförsök samlades rejektprover in från anläggningen. Fyra delprover togs från varje provpunkt för att se hur materialet varierar över tid. Proverna togs med en till tre dagars mellanrum under en sjudagarsperiod. Vid provpunkt 1, 2 och 3 samlades prover in i en 15 liters hink där substratet blandades och från blandningen togs sedan 850 ml prov för analys. Vid provpunkt 4 var materialet grövre och varierade även något beroende på om det inkommande organiska hushållsavfallet var uppsamlat i plastpåsar eller i papperspåsar. För att se hur stor denna variation var togs två typer av prover, ett då påsarna var av plast och ett då påsarna var av papper.

Grovleken på materialet vid provpunkt 4 gjorde det svårt att ta ett representativt prov. För att få ett så representativt prov som möjligt togs därför ett relativt stort prov, dvs ett prov på $0,1 \text{ m}^3$. Provet blandades sedan ordentligt innan material plockades ut och bildade ett nytt prov som vägde 4 kg. Från detta prov plockades påsarna ut. Detta gjordes genom att de tömdes på kvarvarande innehåll och rengjordes med gummiskrapa. Två fraktioner erhöles, en med påsar och en med övrigt material. Det övriga materialet blandades och sedan togs ett prov på 850 ml. Trots rengöring med gummiskrapa var påsarna inte helt rena, vilket krävdes för att kunna bestämma andelen påsar. Påsarna rengjordes därför med vatten (figur 14). Påsarna vägdes och torkades sedan under 7 dagar, därefter vägdes de ytterligare en gång och plast-/pappersinnehållet bestämdes.



Figur 14 Rejektfraktioner från biogasanläggningen Kungsängens gård. Den blåa backen innehåller pappersrejekt från provpunkt 4 (figur 13). De två hinkarna i mitten innehåller två utsorterade fraktioner, påsar respektive övrigt material. Den lilla burken till höger innehåller övrigt material som ska analyseras.

Ympen som användes i utrotningsförsöken togs från rötchammare 2 vid Kungsängens gård. Proverna togs från den värmeväxlare som såg till att temperaturen hölls på en konstant nivå i rötchammaren. Inför varje utrotningsförsök togs 10 l ymp.

3.2.3 Provberedning och analyser

I utrotningsförsöken bestämdes biogaspotentialen för rejekt före skruvpresen, rejekt efter skruvpres och rejekt från trumsikt, det vill säga rejekt från provpunkt 2, 3 och 4. För rejekt från provpunkt 2 och provpunkt 3 bestämdes även plastinnehållets påverkan på biogaspotentialen. Detta gjordes genom att 0,2 kg från var och ett av de fyra delproverna från provpunkt 2 respektive provpunkt 3 blandades samman och sedan delades upp till två olika prov som var och ett vägde 0,4 kg. Från ett av dessa blandprov sorterades all plast ut, plasten tvättades med vatten och torkades så att plastinnehållet kunde bestämmas. Även delproverna från provpunkt 4 (övrigt material från plastrejekt och övrigt material från pappersrejekt) behandlades på detta sätt men endast ett blandprov bildades från respektive fraktion. Ingen plast-/ pappersseparering behövdes då detta gjorts i ett tidigare skede.

För att utrotningsförsöken inte skulle påverkas i alltför hög grad av gasproduktionen från organiskt material i ympen togs ymprovet 7 dagar innan respektive utrotningsförsök skulle påbörjas. Ymprovet förvarades i värmeskåp med temperaturen 52 °C vilket motsvarade temperaturen i rötchammare 2 samt den temperatur som användes i utrotningsförsöket. Under denna inkubationstid sker en avgasning, dvs huvuddelen av det nedbrytningsbara organiska materialet som finns i ympen omvandlas till biogas.

Proverna från provpunkt 1, 2, 3, 4 och ymp samt blandprov från provpunkt 2, 3 och 4 analyserades med avseende på torrsubstanshalt (TS) och organiskt innehåll (volatile solids, VS). Detta gjordes genom att provet lades i en aluminiumform och dess vikt bestämdes. Provet placerades i en ugn med temperaturen 105 °C i minst 12 timmar. Under tiden i ugnen förångades allt vatten som fanns i substratet. Provet placerades sedan i exsickator för att svalna innan det vägdes ytterligare en gång. TS-halten beräknades sedan med hjälp av ekvation 5 (Demetriades, 2008).

$$\frac{\text{Torrsvikt prov}}{\text{Vättsvikt prov}} * 100 = \text{TS} [\%] \quad (5)$$

Därefter bestämdes VS-halten genom att det torkade provet placerades i en ugn med temperaturen 300 °C. Efter en timme höjdes temperaturen till 550 °C och där fick provet stå i minst 6 timmar. Under tiden i ugnen förbrändes allt organiskt material och kvar blev endast aska, som kallas glödningsrest. Provet placerades sedan i exsickator för att svalna och vägdes sedan. VS-halten kan anges som procent av vättsvikt eller som procent i torrsvikt. I detta fall beräknades VS-halten som procent av vättsvikt, detta gjordes enligt ekvation 6 (Demetriades, 2008).

$$\frac{\text{Torrsvikt-askans vikt}}{\text{Vättsvikt}} * 100 = \text{VS} [\%] \quad (6)$$

Samtliga TS- och VS-analyser utfördes i fem uppsättningar och medelvärde beräknades. TS- och VS-analys utfördes även på ympen.

3.3 EUROFINS ANALYS AV SUBSTRATINNEHÅLL

För att bestämma sammansättningen på rejektet som lämnar anläggningen skickades prover till Eurofins laboratorium i Lidköping för analys. Eurofins analyserade rejektet och bestämde torrsubstanshalt (TS), glödförlust (VS), ammonium, Kjeldahl kväve, råprotein (beräknades), SBR fett, kolhydrater (beräknades), COD, energivärde samt plastinnehåll.

3.3.1 Plast

Eurofins genomförde en okulär plockanalys för att urskilja plast, partiklar med storlek ner till 2-5 mm kunde urskiljas.

3.3.2 Fetter

Mängden fett i rejektet bestämdes med hjälp av en SBR-analys. I denna analys frigörs fetterna från provet med hjälp av saltsyra under värmning. Därefter tillsätts alkohol, dietyleter och petroleumeter för att extrahera fett. Mängden fett bestämdes sedan gravimetriskt efter avdunstning av lösningsmedlet och torkning (Van Hees, pers.medd).

3.3.3 Proteiner

En Kjeldahl analys utfördes för att bestämma kväveinnehållet i substratet. Kvävehalten används sedan för att uppskatta proteinhalten med hjälp av en proteinfaktor enligt ekvation 7.

$$\text{Proteinhalt} = N * F \quad (7)$$

Där

$$N = N_{\text{tot}} - \text{NH}_4$$

F= proteinfaktor 6,25

Denna metod för bestämning av proteininnehåll är vanligt använd inom livsmedelsindustrin (Van Hees, pers.medd). Proteinfaktorn är olika för olika typer av substrat men 6,25 är den generella faktorn som används inom livsmedelsindustrin (Livsmedelsverket, 2007).

3.3.4 Kolhydrater

Kolhydrathalten beräknades som den återstående delen enligt ekvation 8 (Van Hees, pers.medd).

$$\text{Kolhydrater [\%]} = 100 - \text{vatten [\%]} - \text{aska [\%]} - \text{fett [\%]} - \text{protein [\%]} - \text{NH}_4 [\%] \quad (8)$$

3.4 TEORETISKT BIOGASPOTENTIAL

Den teoretiska biogaspotentialen för rejekt från provpunkt 2 och provpunkt 3 beräknades med hjälp av Eurofins uppmätta fett-, protein- och kolhydrathalter samt värden från tabell 4. Beräkningarna utfördes enligt ekvation 9.

Tabell 4 Teoretisk biogaspotential för fetter, kolhydrater och proteiner (Berglund & Börjesson, 2003).

	Metanpotential [m ³ / kg VS]
Kolhydrater	0,38
Fett	1,00
Protein	0,53

$$B = (F_{\text{halt}} * S_{\text{mängd}} * F_{\text{utbyte}}) + (K_{\text{halt}} * S_{\text{mängd}} * K_{\text{utbyte}}) + (P_{\text{halt}} * S_{\text{mängd}} * P_{\text{utbyte}}) \quad (9)$$

Där

B= teoretisk biogaspotential

F= fett

K= kolhydrat

P= protein

S= substrat

3.5 UTREDNING AV UTVECKLINGSMÖJLIGHETER

En utredning gjordes för att undersöka eventuella utvecklingsmöjligheter. Utredningens fokus var på fyra olika områden. Utredningen utfördes genom att litteratur studerades och leverantörer av biogasanläggningar kontaktades.

- Förbehandlingstekniker
- Rötningstekniker
- Insamlingstekniker
- Effektivisering av befintlig utrustning

4 RESULTAT

4.1 TORRSUBSTANSHALT OCH ORGANISKT INNEHÅLL

Substrat från alla provpunkter analyserades för att bestämma torrsubstanshalt och innehåll av organiskt material. Inför varje utrötningsförsök genomfördes nya analyser på de olika substraten. Om inget annat anges, är samtliga procentsatser i detta avsnitt angivna i procent av våtvikt. Fullständiga resultat från analyser av torrsubstanshalt och innehåll av organiskt innehåll finns i bilaga 1.

4.1.1 Analyser inför utrötningsförsök 1

Inför utrötningsförsök 1 analyserades substrat från provpunkt 1,2 och 3 samt ymp. Analysen visade endast små variationer i torrsubstanshalten och i innehåll av organiskt material i rejekt från provpunkt 1 (tabell 5). Vid provpunkt 2 och provpunkt 3 var variationerna något större (tabell 5). För samtliga substrat var stora delar av det fasta materialet organiskt (tabell 5).

Tabell 5 Resultat från TS- och VS- analys på rejekt från provpunkt 1,2 och 3.

Provpunkt	TS[%]	VS [%]	VS av TS [%]
1. Efter silgaller	18,2 ± 1,2	16,8 ± 1,1	92,4
2. Före skruvpress	25,9 ± 4,1	24,3 ± 4,1	93,6
3. Efter skruvpress	42,1 ± 3,7	39,9 ± 3,7	94,8

Andelen torrsubstans och organiskt material var mindre i prov från provpunkt 2 och provpunkt 3 där plast hade sorterats ut, än i de prov där plasten var kvar (tabell 6).

Tabell 6 Resultat från TS- och VS-analys av blandprov från provpunkt 2 och provpunkt 3.

Provmärkning	TS [%]	VS [%]	VS av TS [%]
Blandprov 2	24,8 ± 1,1	23,4 ± 1,0	94,5
Blandprov 2 utan plast	23,1 ± 1,0	21,6 ± 0,9	93,7
Blandprov 3	42,7 ± 2,9	40,9 ± 2,8	95,8
Blandprov 3 utan plast	41,7 ± 1,2	39,4 ± 1,0	94,3

Analyserna av plastinnehåll visade att endast en liten del av rejektet från provpunkt 2 och provpunkt 3 var plast (tabell 7).

Tabell 7 Plastinnehåll hos rejekt från provpunkt 2 och provpunkt 3. Plastinnehållet är angivet som procent av totalvikt.

Provmärkning	Plastinnehåll [%]
Blandprov 2	1,8
Blandprov 3	4,1

Torrsubstanshalten och innehållet av organiskt material var lågt i ympen (tabell 8).

Tabell 8 TS- och VS-halt hos ymp som användes i utrötningsförsök 1.

Prov	TS [%]	VS [%]	VS av TS [%]
Ymp	2,5 ± 0,0	1,70 ± 0,0	67,3

4.1.2 Analyser inför utrötningsförsök 2

Inför utrötningsförsök 2 gjordes analyser på material från provpunkt 1,2,3 och 4 samt ymp. Tabell 9 visar på små variationer i prover tagna vid provpunkt 1, större variationer vid provpunkt 2 och provpunkt 3. Av torrsubstansen var stor del organiskt material vid provpunkt 1,2 och 3.

Tabell 9 Resultat av TS- och VS-analys på rejekt från provpunkt 1,2 och 3.

Provpunkt	TS [%]	VS [%]	VS av TS [%]
1. Efter silgaller	19,0 ± 1,0	17,7 ± 1,1	93,0
2. Före skruvpress	28,1 ± 3,0	26,1 ± 2,6	92,8
3. Efter skruvpress	40,4 ± 6,0	38,3 ± 5,6	94,7

Analyserna av blandprov från provpunkt 2 och provpunkt 3 visade på små variationer i innehåll av torrsubstanshalt och organiskt material. Torrsubstanshalten och innehållet av organiskt material var lägre i de prov där plast hade sorterats ut (tabell 10).

Tabell 10 Resultat från TS- och VS-analys av blandprov från provpunkt 2 och provpunkt 3.

Prov	TS [%]	VS [%]	VS av TS [%]
Blandprov 2	28,9 ± 2,2	26,5 ± 1,4	91,7
Blandprov 2 utan plast	26,1 ± 0,4	24,3 ± 0,5	93,0
Blandprov 3	39,9 ± 1,6	38,1 ± 1,6	95,3
Blandprov 3 utan plast	37,3 ± 1,2	35,3 ± 1,2	94,8

Plastinnehållet var något högre i rejekt från provpunkt 3 jämfört med provpunkt 2 (tabell 11).

Tabell 11 Plastinnehåll hos rejekt från provpunkt 2 och provpunkt 3.

Prov	Plastinnehåll [%]
Blandprov 2	3,7
Blandprov 3	6,3

Analyserna på rejekt som sorterats ut då inkommande material kommer i plastpåsar respektive papperspåsar visade att en väldigt liten del var påsar. 90-95 % av rejektet bestod av övrigt material (tabell 12).

Tabell 12 Resultat från analys av andelen påsar i rejekt från avfall förpackat i plastpåsar respektive papperspåsar.

Prov	Andel påsar [%]
Rejekt från plastpåsar	5,7 ± 1,3
Rejekt från papperspåsar	7,6 ± 0,8

Analys av TS- och VS-halt i matavfall utsorterat från plastpåsar (MAPL) visade att det endast var små variationer i torrsbstanshalt och organiskt innehåll mellan de olika proverna. Även i matavfall utsorterat från papperspåsar (MAPA) var variationer i torrsbstanshalt och organiskt innehåll små (tabell 13).

Tabell 13 Resultat av TS- och VS-analyser på matavfall, utsorterat från plastpåsar (MAPL) respektive papperspåsar (MAPA).

Prov	TS [%]	VS [%]	VS av TS [%]
MAPL	28,3 ± 2,2	25,5 ± 2,3	90,2
MAPA	27,0 ± 1,2	25,0 ± 0,9	92,5

Analyser av material från provpunkt 4 visade att torrsbstanshalten och innehållet av organiskt material låg på samma nivåer i blandproven som de gjorde i de olika delproven. I provet som innehöll matavfall utsorterat från plastpåsar var variationerna större än i provet som innehöll matavfall utsorterat från papperspåsar (tabell 14).

Tabell 14 TS- och VS-halter i blandprov från matavfall utsorterat från plastpåsar respektive papperspåsar.

Provmärkning	TS [%]	VS [%]	VS av TS [%]
Blandprov, MAPLB	28,8 ± 4,0	23,4 ± 5,0	81,4
Blandprov, MAPAB	28,9 ± 0,4	26,8 ± 0,4	92,7

Även ympen som användes i utrotningsförsök 2 hade en låg torrsbstanshalt och litet innehåll av organiskt material. Förhållandet mellan torrsbstanshalt och organiskt innehåll var i samma storleksordning som för ympen som användes i utrotningsförsök 1 (tabell 15).

Tabell 15 TS- och VS-halt i ymp som användes i utrotningsförsök 2.

Provmärkning	TS [%]	VS [%]	VS av TS [%]
Ymp	2,6 ± 0,1	1,8 ± 0,0	67,9

4.1.3 Analyser gjorda av Eurofins Environment Sweden AB

I samband med att prover togs inför utrotningsförsök 2 skickades prover iväg för analys på Eurofins Environment Sweden AB laboratorium i Lidköping. Prover togs endast från provpunkt 2, före skruvpress, och provpunkt 3, efter press. Resultatet visar rejekt från provpunkt 3, efter skruvpress, innehöll mer fett, kolhydrater och proteiner än vad rejekt från provpunkt 2 gjorde (tabell 16). Störst var skillnaden i kolhydratinnehåll.

Tabell 16 Resultat från Eurofins analyser av rejekt från provpunkt 2 och provpunkt 3 (provtagningsperiod 2), mätosäkerhet är $\pm 10\%$. För fullständiga resultat se bilaga 4.

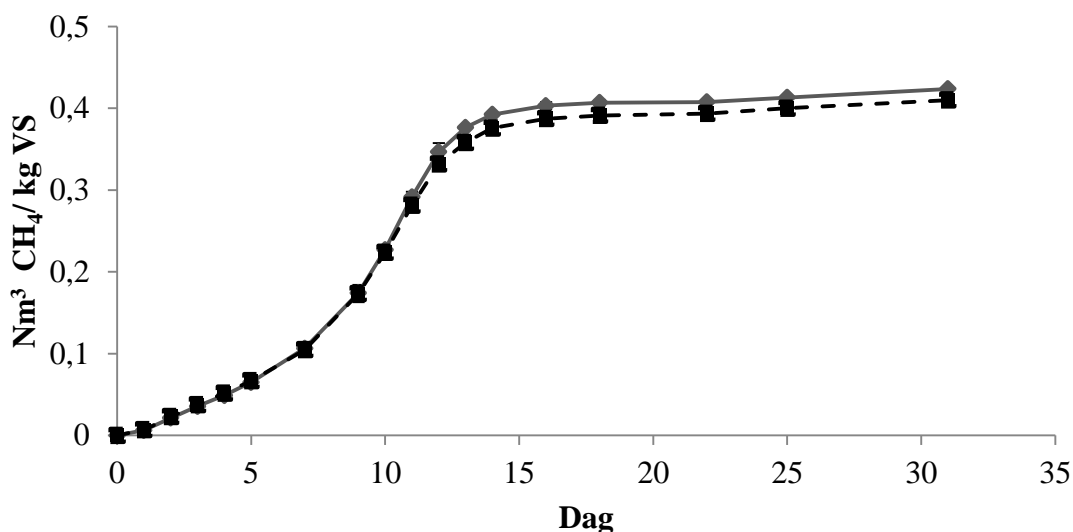
	TS [%]	VS [%]	Råfett [%]	Kolhydrater [%]	Råprotein [%]	Plastinnehåll [%]
Före skruvpress	26,00	24,13	22,70	0,00	3,88	2,86
Efter skruvpress	40,00	38,00	25,90	6,32	5,69	6,80

4.2 UTRÖTNINGSFÖRSÖK

Biogaspotentialen i de olika rejektfraktionerna bestämdes genom att utföra satsvisa utrötningsförsök.

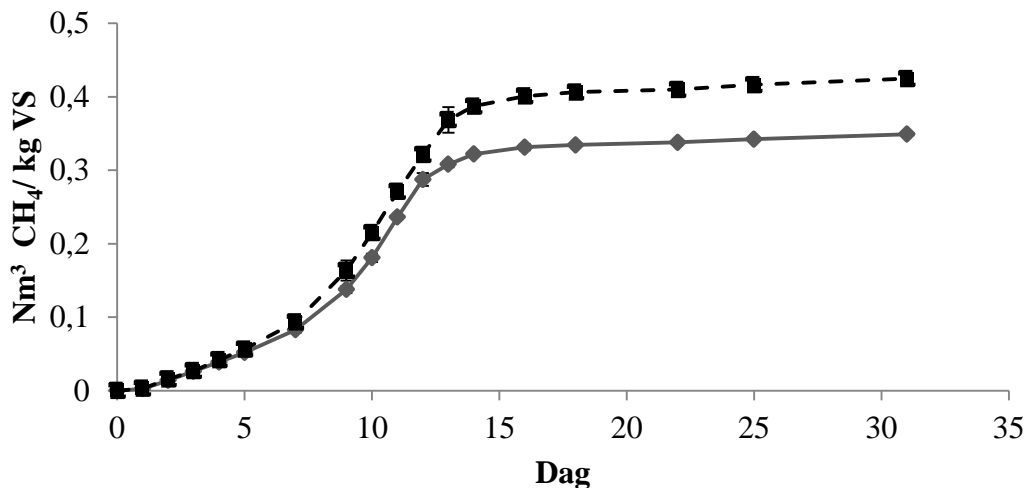
4.2.1 Utrötningsförsök 1

Utrötningsförsök 1 visar att det endast var små variationer mellan prov med plast och prov utan plast från provpunkt 2. Den ackumulerade metanproduktionen för prov med plast var $0,42 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{kg VS}$ och för prov utan plast $0,41 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{kg VS}$ (figur 15).



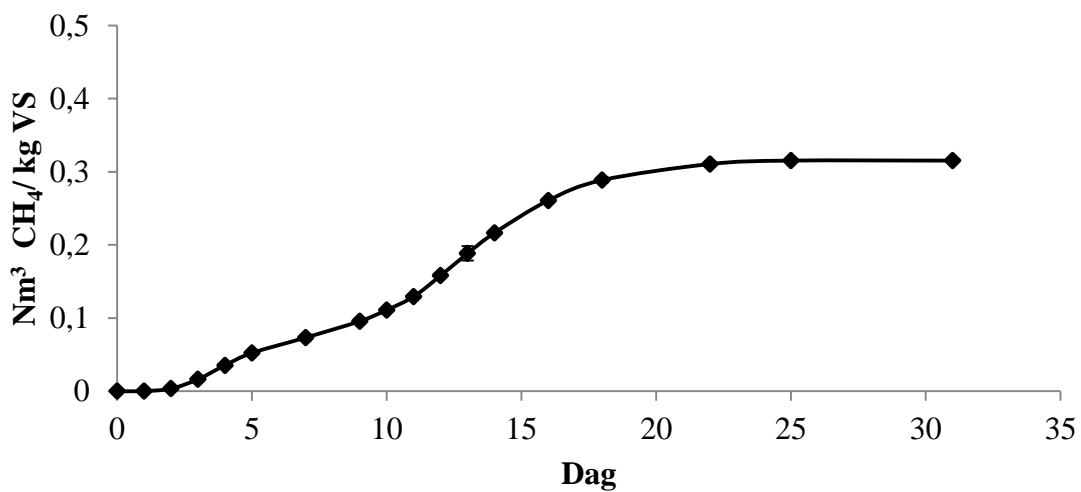
Figur 15 Ackumulerad metanproduktion från rejekt från provpunkt 2, före skruvpress. Heldragen linje= prov med plast, streckad linje= prov utan plast.

Resultat från utrötningsförsök på rejekt från provpunkt 3 visade att metanproduktionen var 21,6 % högre i provet utan plast jämfört med provet med plast. Den ackumulerade metanproduktionen för provet med plast var $0,35 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{kg VS}$ och provet utan plast gav ett värde på $0,43 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{kg VS}$ (figur 16).



Figur 16 Ackumulerad metanproduktion från rejekt från provpunkt 3, efter skruvpress. Heldragen linje= prov med plast, streckad linje= prov utan plast.

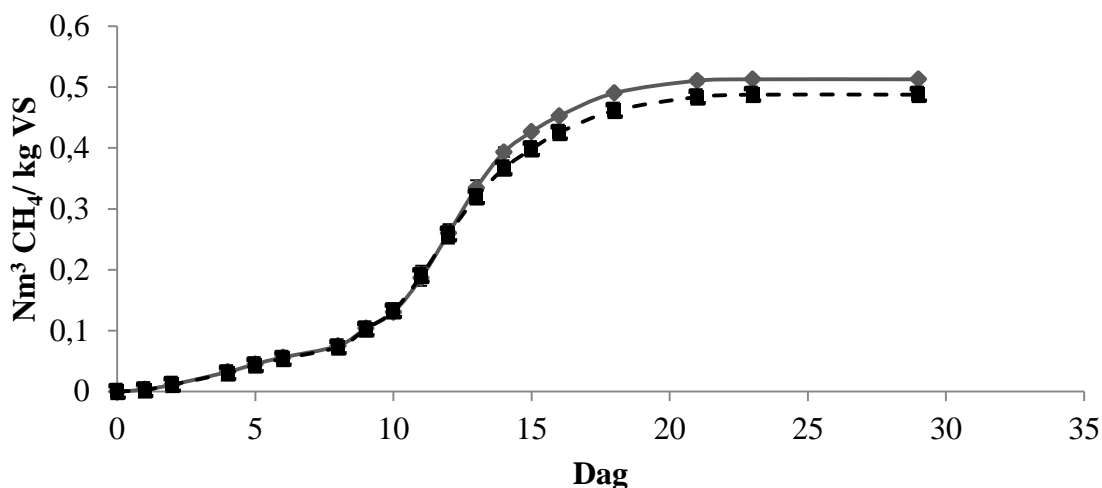
Den ackumulerade metanproduktionen från referenssubstratet, cellulosa, var 0,31 Nm³ CH₄/ kg VS (figur 17). Den teoretiska metanproduktionen från cellulosa är 0,42 Nm³. Detta innebär att det uppmätta värdet kan antas vara rimligt och att ympen var av bra kvalitet (Schnürer, pers.medd).



Figur 17 Ackumulerad metanproduktion från cellulosa.

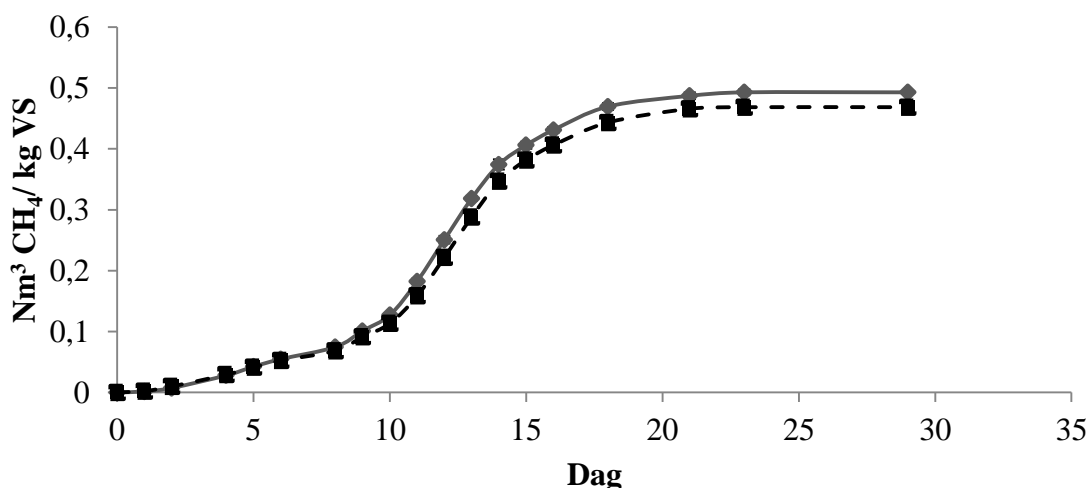
4.2.2 Utrötningsförsök 2

Den ackumulerade metanproduktionen hos rejekt som tagits från provpunkt 2 var 0,51 Nm³ CH₄/ kg VS för prov med plast. För prov utan plast var den ackumulerade metanproduktionen 0,49 Nm³ CH₄/ kg VS (figur 18).



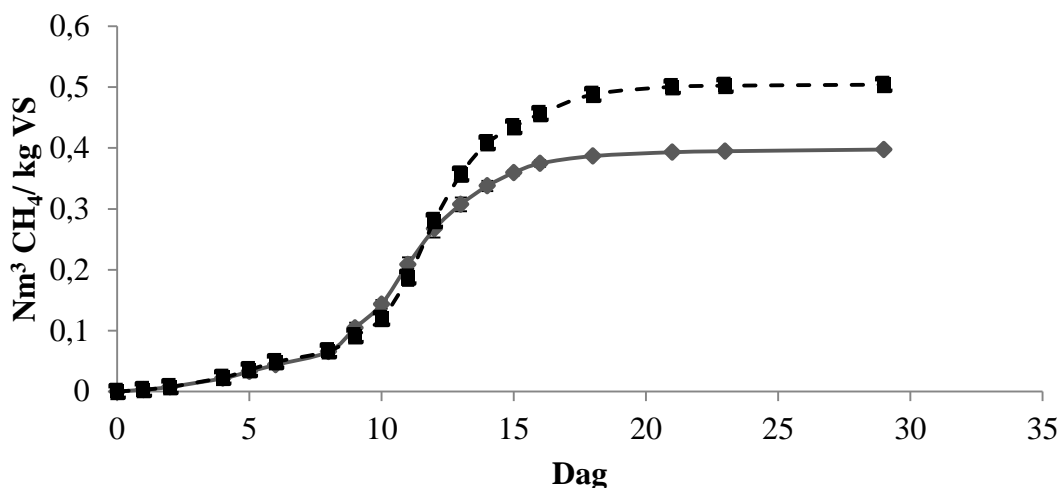
Figur 18 Ackumulerad metanproduktion från rejekt från provpunkt 2, före skruvpress. Helledragen linje= prov med plast, streckad linje= prov utan plast.

För rejekt från provpunkt 3 var den ackumulerade metanproduktionen 0,49 Nm³ CH₄/kg VS för prov med plast. För provet utan plast var den 0,47 Nm³ CH₄/kg VS (figur 19).



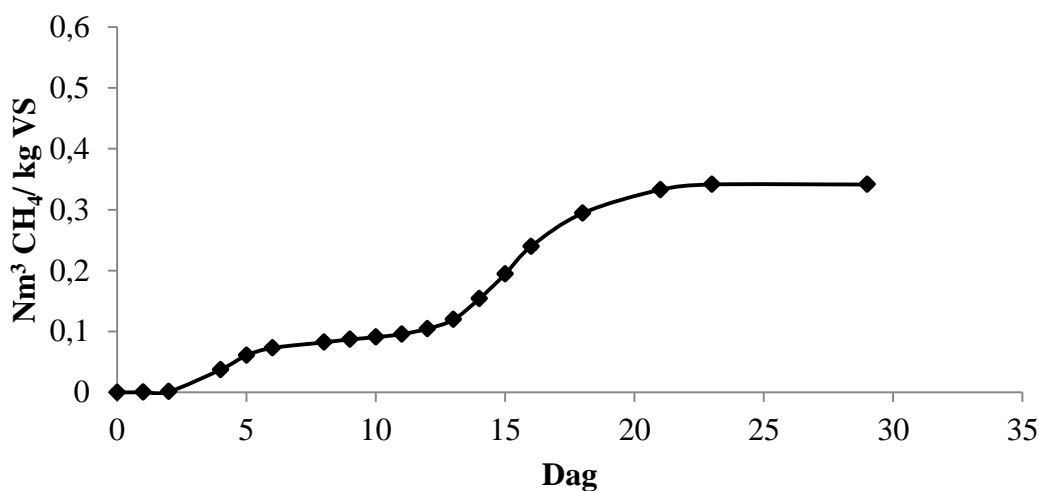
Figur 19 Ackumulerad metanproduktion från rejekt från provpunkt 3, efter skruvpress. Helledragen linje= prov med plast, streckad linje= prov utan plast.

Den ackumulerade metanproduktionen från provpunkt 4 skiljde sig något mellan de olika typerna av rejekt. För matavfall som sorterats ut från plastpåsar var den 0,40 Nm³ CH₄/kg VS. För matavfall som sorterats ut från papperspåsar var den högre, 0,50 Nm³ CH₄/kg VS (figur 20).



Figur 20 Ackumulerad metanproduktion från matavfall utsorterat från plastrejekt och pappersrejekt vid provpunkt 4. Helden linje= matavfall från plastrejekt, streckad linje= matavfall från pappersrejekt.

Även ympen som användes i utrotningsförsök 2 var av god kvalitet. Den ackumulerade metanproduktionen från cellulosa var 0,34 Nm³ CH₄/ kg VS (figur 21). Det är 8,2 % mer än vad ympen som användes i utrotningsförsök 1 producerade från cellulosa.



Figur 21 Ackumulerad metanproduktion från cellulosa.

4.2.3 Sammanställning av biogaspotential

Metanpotentialen hos rejektet som kommer från skruvpress var 0,42 Nm³ CH₄/ kg VS (tabell 17). För rejektet från trumsikten som består av både plastpåsar och papperspåsar var metanpotentialen 0,45 Nm³ CH₄/ kg VS. Då har antagandet gjorts att hälften av rejektet från trumsikten kommer från plastpåsar och den andra hälften kommer från papperspåsar.

Tabell 17 Sammanställning av metanproduktionen från de olika rejektfraktionerna. Värden för provpunkt 2 och provpunkt 3 samt cellulosa kontrollen är beräknade medelvärden från de två utrottningsförsöken.

Prov	Metanproduktion [$\text{Nm}^3 \text{CH}_4/\text{kg VS}$]
2 Före skruvpress med plast	$0,47 \pm 0,04$
2 Före skruvpress utan plast	$0,45 \pm 0,04$
3 Efter skruvpress med plast	$0,42 \pm 0,07$
3 Efter skruvpress utan plast	$0,45 \pm 0,02$
4 Matavfall från plastrejekt	$0,40 \pm 0,08$
4 Matavfall från pappersrejekt	$0,50 \pm 0,06$
Cellulosa kontroll	$0,33 \pm 0,01$

Under år 2010 skickades 738 ton plast/pappersrejekt från trumsikt och 213 ton rejekt från skruvpress till förbränning/kompostering (Hagsköld, pers.medd). Detta innebär att det skulle kunna utvinnas $78\,290 \text{ Nm}^3/\text{år}$ metangas ur rejekt från trumsikt. Ytterligare $33\,204 \text{ Nm}^3/\text{år}$ metangas skulle kunna utvinnas ur rejekt från skruvpress. Totalt skulle $111\,494 \text{ Nm}^3$ metangas per år kunna utvinnas ur rejekt från Kungsängens gård.

För 2011 beräknas den slutgiltiga mängden rejekt att bli 1 855 ton rejekt från trumsikt och 203 ton rejekt från skruvpress (Hagsköld, pers.medd). Detta innebär att det skulle kunna gå att utvinna $228\,431 \text{ Nm}^3$ metangas per år ur rejektet.

4.2.4 Teoretisk metanpotential

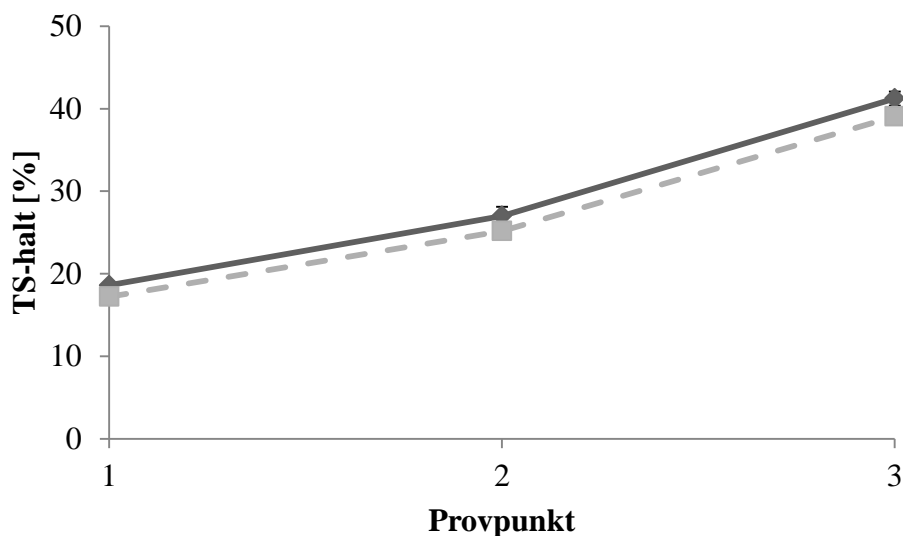
Utifrån teoretisk metanproduktion från kolhydrat, protein och fett (tabell 4) samt den analyserade sammansättningen (tabell 16) beräknades den teoretiska potentialen för rejekt från provpunkt 2 och provpunkt 3 (tabell 18). Den erhållna metanpotentialen för rejekt från provpunkt 2 var ca 48 % av den teoretiska potentialen. För rejekt från provpunkt 3 var den erhållna metanpotentialen ca 61 % av den teoretiska potentialen.

Tabell 18 Jämförelse mellan den teoretiska och den erhållna metangaspotentialen från utrottningsförsök 2 hos rejekt från provpunkt 2, före skruvpress, och provpunkt 3, efter skruvpress.

	2 Före skruvpress	3 Efter skruvpress
Metanpotential [$\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg substrat}$]	$0,12 \pm 0,01$	$0,19 \pm 0,02$
Teoretisk metanpotential [$\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg substrat}$]	0,25	0,31

4.3 SKRUVPRESSENS FUNKTION

Enligt resultat från analyser av rejekt från provpunkt 1,2 och 3 ökar torrsubstanshalten med 22,6 % från silgaller till container. Det organiska innehållet följer samma trend och ökar med 21,9 %. Av dessa förändringar sker större delen i skruvpressen. Torrsubstanshalten ökar med 14,2 % och det organiska innehållet ökar med 13,9 % i skruvpressen (figur 22).



Figur 22 Förändringar av torrsubstanshalt och organiskt innehåll mellan provpunkt 1, 2 och 3. Heldragen linje är torrsubstanshalt, streckad linje är organiskt innehåll. Provpunkt 1= efter silgaller, provpunkt 2= före skruvpress, provpunkt 3= efter skruvpress.

4.4 UTREDNING AV UTVECKLINGSMÖJLIGHETER

4.4.1 Alternativa förbehandlingsmetoder

När inkommande material innehåller föroreningar som plast och papper ställer det stora krav på förbehandlingen av materialet. Anläggningar måste anpassa förbehandlingsteknik efter vilken typ av substrat som rötas i anläggningen. Ett vanligt problem i samband med rötning av organiskt hushållsavfall är emballage, plast- eller papperspåsar. Detta är ett stort problem även vid Kungsängens Gård. Under år 2010 tog anläggningen totalt emot 7536 ton inkommande material. Av detta var 4 378 ton organiskt hushållsavfall som krävde separering av påsar. Efter separering i trumsikt skickades 738 ton rejekt till förbränning. Av detta är 689 ton organiskt rötningsbart material, vilket motsvarar 15,7 % av det inkomna organiska hushållsavfallet. Vid silgallret sorterades ytterligare 202 ton ut vilket gör att den totala förlusten är 20,3 % av det organiska innehållet från hushåll. Av den totala mängden inkommande material skickas 11,8 % till förbränning eller kompostering. Här nedan följer en beskrivning av tre olika tekniker som är vanligt förekommande tekniker för att sortera ut påsar vid biogasanläggningar i Sverige.

Skruvpress

Skruvpress är en vanlig teknik som används för att separera plast från inkommande material. Det inkommande materialet späds så att det bildas en pumpbar slurry. I skruvpressen pressas slurryn sedan genom ett cylinderformat rör med en perforerad avvattningszon. Den lösta fasen av slurryn, som innehåller det mesta av biomassan, pressas där ut genom cylindern och går vidare in i anläggningen för rötning. Den fasta fasen, till exempel plast- och papperspåsar, pressas genom hela cylindern och lämnar anläggningen som rejekt. Om inkommande substrat är paketerat i påsar passerar dessa någon form av påsöppnare innan det späds och pumpas till skruvpressen (Hansen m.fl, 2007).

Fördelen med skruvpressen är att vätskan som pressas ut och som går vidare till rötning innehåller liten andel stora partiklar jämfört med substrat från trumsikten som används på Kungsängens gård. Ungefär 59 % av biomassan sorteras ut när en skruvpress används för separering av plastpåsar, resterande del hamnar i rejektet. Plastinnehållet i rejektet då en skruvpress används är ca 10 % av våtvikten (Hansen m.fl, 2007).

Skivsikt

En skivsikt består av ett antal vertikala roterande diskar. Små och tunga partiklar, mest biomassa, ramlar mellan diskarna och går vidare in i processen. Större och lättare partiklar följer med diskarna och sorteras ut som rejekt. Även denna metod kräver att påsar öppnas innan de sorteras ut på skivsikten.

En del större partiklar, till exempel plast- och pappersbitar, följer med biomassan när en skivsikt används. Plastinnehållet i rejekt från skivsikt är ungefär 30 % (Hansen m.fl, 2007).

Metallavskiljare

Då inkommande material är av god kvalitet kan en sönderdelare följt av en metallavskiljare, till exempel en magnet, användas. Denna metod ger en mycket bra sortering och endast 2 % av biomassan hamnar i rejektet. Nackdelen är att endast magnetiska föremål kan sorteras ut, vilket gör att denna metod inte fungerar då materialet innehåller plast eller papper (Hansen m.fl, 2007).

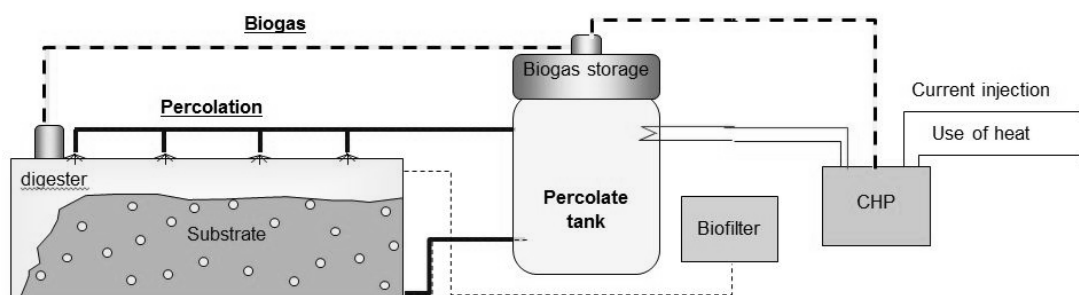
4.4.2 Alternativa rötningsmetoder

I rejektet från Kungsängens gård utgör plast endast en liten del av vikten, trots detta innehåller rejektet stora plastbitar. Plastens förmåga att fastna i pumpar, rörledningar och omrörare gör det svårt att röta materialet i en anläggning som använder sig av pumpar för att transportera substratet och tankar med omrörare där substratet lagras. En möjlig alternativ rötningsmetod är en torrötningsanläggning, som använder sig av en satsvis rötningsteknik med få rörliga delar. Nedan följer tre exempel på torrötningsanläggningar.

Loock TNS

Loock TNS är en teknik framställd av den tyska tillverkaren HELECTOR Germany GmbH. Tekniken är av modellen satsvisa perkolationssystem och kan användas för att röta organiskt avfall som till exempel organiskt hushållsavfall och växtavfall. Systemet använder flera mindre reaktorer som är kopplade till en större reaktor med perkolationsvätska. Reaktorerna fylls sedan med substrat och luftas för att en aerob nedbrytning ska starta, vilket gör att temperaturen stiger i substratet. Luftningssteget och välisolerade reaktorer gör att ingen uppvärmning av reaktorn behövs. I det andra steget tillsätts perkolationsvätska till reaktorn genom sprinklers i reaktorns tak. Vätskan rinner genom substratet och återförs till perkolationstanken genom dräneringsrör i reaktorns golv. I detta skede sker ingen nämnvärd biogasproduktion i reaktorn utan luften ventileras ut genom ett biofilter. Däremot följer organiska syror med perkolationsvätskan ut till perkolationstanken, där det bildas biogas. I det tredje steget har metanhalten i gasen som produceras i reaktorn blivit tillräckligt hög. Då leds den

producerade gasen till gaslagret istället för till biofiltret (figur 23). Metanhalten i detta skede kan vara så hög som 80 %. I det sista steget stoppas perkolationsvätskan och luftning av substratet påbörjas. Detta görs för att metanproduktionen ska avstanna samt att materialet ska torka. Luftningen görs med ett konstant luftflöde samt luftkanoner som är till för att säkerställa att allt material luftas. De olika reaktorena fylls växelvis för att ge en jämn gasproduktion. Uppehållstiden i reaktorn är cirka 30 dagar beroende på vilken typ av material som rötas (HELECTOR Germany GmbH, 2011).



Figur 23 Schematisk bild över Looock TNS under det gasproducerande steget (HELECTOR Germany GmbH, 2011, med tillstånd).

När reaktorn töms har volymen på substratet minskat med cirka 25 % och vikten med 12- 15 %. Den högsta temperaturen som råder i röt-kammaren är 50 °C vilket inte är tillräckligt för att garantera fullständig hygienisering (Gerdes, pers.medd).

HELECTOR Germany GmbH bygger inga anläggningar som har en kapacitet på mindre än 10 000 ton/ år. Investeringskostnaden för en sådan anläggning är ca 2,5 miljoner Euro. I denna summa ingår inte eventuell förbehandling eller efterbehandling av substratet. Det ingår inte heller någon metod för att använda biogasen. Vanligtvis används en gasmotor för produktion av el och värme. En sådan gasmotor kostar i detta fall 300 000 Euro (Gerdes, pers.medd).

En anläggning av denna typ kräver ungefär 1 500 m² för att få plats med röt-kammare och perkolationstank. Utöver detta tillkommer ytor för mottagning och hantering av substratet (Gerdes, pers.medd).

BIOFerm

BIOFerm Energy Systems har utvecklat en teknik som kallas BIOFerm. Även BIOFerm är en typ av satsvisa perkolationssystem och fungerar på liknande vis som Looock TNS. Till skillnad från Looock TNS använder BIOFerm uppvärmda väggar för att hålla rätt temperatur, men trots detta är det en mycket energisnål teknik. Endast 5 % av den producerade energin går åt för att tillgodose anläggningens eget behov. (BIOFerm Energy Systems, 2011).

BIOFerm Energy Systems kan bygga mindre anläggningar än vad HELECTOR Germany GmbH kan göra. Den minsta typen av BIOFerm klarar av att hantera 6 000 ton/år. Investeringskostnaden för en sådan anläggning är 3 100 000 \$ (USD). En

gasmotor anpassad för denna anläggning kostar ungefär 400 000 \$ (USD). Storleken på en sådan anläggning är ungefär 1 800 m² (Chappell, pers.medd).

Aikan

Solum Gruppen är Danmarks största leverantör av kompostprodukter. De har utvecklat en teknik som kallas Aikan Technology. Även denna teknik använder satsvisa perkolationssystem. Skillnaden från de andra teknikerna är att all biogasproduktion sker i perkolationstanken. Substratet i reaktor duschas med perkolationsvätska i intervaller och tar då med fettsyror tillbaka in i perkolationstanken där biogasen bildas. När biogasproduktionen avstannat i perkolationskärlet duschas substratet på nytt så att mer fettsyror hamnar i perkolationskärlet. Denna process pågår tills det att ingen mer gasproduktion erhålls. Aikantekniken använder sig även av ett avslutande komposteringssteg, vilket de andra teknikerna inte har. Loock TNS och BIOFerm har en uppehållstid i reaktor på ungefär 30 dagar. Aikanteknikens första fas, då det produceras biogas, är ca 3 veckor. Därefter följer en komposteringsfas på fyra veckor. Under denna fas stiger temperaturen till över 70 °C under några dagar, vilket gör att substratet blir fullständigt hygieniserat (Aikan, 2011).

NSR (Nordvästra Skånes Renhållnings AB) undersöker för tillfället möjligheten att torröta rejekt från deras biogasanläggning i Helsingborg. Rejektet kommer från matavfall paketerat i papperspåsar och sorteringen sker där med hjälp av en skruvpress. De använder sig av samma princip som Aikantekniken. Försöket förväntas vara klart i början av juni 2011 och resultatet publiceras hösten 2011 (Bohn, pers.medd).

Loock TNS, BIOFerm och Aikan är tre olika torrötningstekniker som alla klarar att röta rejektet utan förbehandling. Hur högt biogasutbyte som kan erhållas ur substrat med mycket plast är dock osäkert.

Investeringskostnad

Investeringskostnaderna är ungefär 20 000 000 kr för de tekniker där uppgift erhållits från leverantören (tabell 19).

Tabell 19 Investeringskostnaden för de olika teknikerna. Beloppet har beräknats från valutakursen 2011-05-03 då 1 Euro=8,96 SEK och 1 USD= 6,06 SEK (Valuta.se, 2011).

	Loock TNS	BIOFerm	Aikan
Kapacitet, ton/år	10 000	6 000	Ingen uppgift
Investeringskostnad, MSEK	22,4	18,8	Ingen uppgift
Gasmotor, MSEK	2,7	2,4	Ingen uppgift

4.4.3 Insamling av organiskt hushållsavfall för biologisk behandling

I Sverige har 154 kommuner någon sorts system för att samla in matavfall (Avfall Sverige, 2010a). I hushåll används tre typer av påsar för att samla in matavfall för biologisk behandling, papperspåsar, plastpåsar eller bioplastpåsar. Papperspåsar och bioplastpåsar är speciellt framtagna för att användas till insamling av matavfall. I de fall plastpåsar används är det samma typ av påse som köps i dagligvaruhandeln. I en

undersökning som gjordes av Henriksson (2010) är papperspåsen den mest använda (tabell 20).

Tabell 20 Antalet användarkommuner för de olika insamlingsteknikerna. Modifierad från Henriksson (2010).

	Endast papperspåse	Endast plastpåse	Endast bioplastpåse	Papperspåse & plastpåse	Papperspåse & bioplastpåse
Antal	54	12	8	2	2

Papperspåsar och bioplastpåsar har en förmåga att släppa igenom vatten vilket gör att vattnet i påsen kan avdunsta. För att avdunstning ska kunna ske behöver påsen ventileras, annars kan påsen bli för blöt och den kan då gå sönder. Med hänsyn till detta används ofta en speciell påshållare, som ser till att påsen ventileras. Plastpåsar är vattentäta och behöver ingen speciell påshållare. Plastpåsar används oftast i samband med att det finns en optisk sorteringsanläggning. I en dylik anläggning sorteras hushållsavfallet i olika påsar med olika färg beroende på vilken typ av avfall det är (Henriksson, 2010). I vissa fall används plastpåsar utan någon optisk sortering, vilket är fallet i Uppsala. I Uppsala sorteras avfallet i olika kärl innan det samlas upp och levereras till behandlingsanläggning

Beroende på påsens typ används olika typer av uppsamlingskärl där påsarna mellanlagras innan de hämtas för vidare behandling. För papperspåsar och bioplastpåsar används ofta ventilerade kärl för mellanlagring, vilket möjliggör ytterligare avdunstning. Plastpåsar mellanlagras i täta kärl.

Enligt Henriksson (2010) är plastpåsar det system som innebär minst problem när det gäller hantering innan avfallet kommer till behandlingsanläggningen. Detta beror på plastpåsarernas tålighet och förmåga att förhindra läckage, vilket ger renare kärl. Papperspåsar och bioplastpåsar som förvaras i ventilerade kärl kan orsaka problem som till exempel genomblötning, flugor, mögel och fastfrysning i kärl vid kallt väder. Det har även visat sig att kunderna sätter plastpåsar runt papperspåsen. Det gör att ingen vätska ventileras bort och mer plast hamnar i avfallet. Den stora fördelen med papperspåsar och bioplastpåsar är att ingen sortering behöver ske då matavfallet komposteras på grund av att dessa bryts ner. Plastpåsar måste däremot sorteras ut. Vid biogasanläggningar utsorteras som regel alla påsar, oavsett sort, på grund av de inte bryts ner under den korta tid som de befinner sig i röt-kammaren. Ett vanligt problem med plast- och bioplastpåsar är att de har en förmåga att trasslas ihop och bilda sammanhängande nystan som orsakar stopp i ledningar och pumpar. Papperspåsar är skörare och sönderdelas till finare fragment och orsakar därför mindre problem (Henriksson, 2010).

Från det att avfallet läggs i påsen tills det att det kommer till behandlingsanläggningen pågår biologisk aktivitet i materialet. Enligt Avfall Sverige (2010b) minskar papperspåsarernas vikt med i genomsnitt 27 % från det tillfälle då matavfallet läggs i påsen tills det att mellanlagringskärllet töms, vilket i testerna var 7 dagar för

flerfamiljshus och 14 dagar för villor. Motsvarande siffror för bioplastpåse och plastpåse är 10 % respektive 2 %. Den största förändringen som sker är att vatten avdunstar men det sker även viss nedbrytning. I fallet med papperspåsar berodde 85 % av viktminskningen på vattenförluster. Motsvarande andel då bioplastpåse används var 77 %. Resterande viktminskning beror på att materialet har brutits ned. I de täta plastpåsarerna skedde däremot en viss ökning av vattenhalten på grund av att material hade brutits ned (Avfall Sverige, 2010b).

Nyckeltal för hur mycket matavfall som samlas in är 135 kg/hushåll*år med papperspåsar och 120 kg/hushåll*år med plastpåsar (Avfall Sverige, 2009). Detta innebär att sorteringen är bättre när papperspåsar används. Vid hänsyn till hur mycket vatten som avdunstar blir denna skillnad ännu större (tabell 21) (Avfall Sverige, 2010b)

Tabell 21 Mängden insamlad samt utsorterat matavfall från hushåll. hh=hushåll (Avfall Sverige, 2010b).

Påstyp	Insamlad mängd [kg/hh]	Viktminskning [%]	Utsorterad mängd [kg/hh]	Antal kommuner
Papper	135	27	185	32
Plast	120	2	122	15

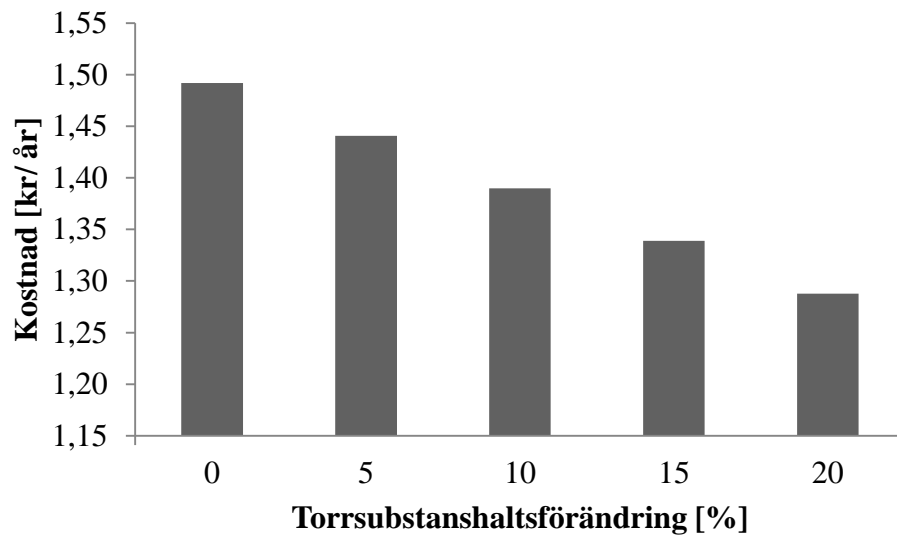
När substrat som slängts i papperspåsar används för biogasproduktion blir biogasutbytet per våtvikt större. Detta beror på att materialet har högre torrsubstanshalt när det kommer till en biogasanläggning. Enligt Avfall Sverige (2010b) är metanproduktionen per kilo inkommande matavfall 23 % mer då avfallet är insamlat i papperspåsar jämfört med insamling i plastpåsarerna.

Ett system med papperspåsar kostar ungefär 65-76 kr per år och hushåll. I denna kostnad ingår 160 påsar, vilket är årsbehovet för ett hushåll, och en speciell påshållare (Törnquist, pers.medd).

4.4.4 Effektivisering av befintlig utrustning vid Kungsängens gård

Torrsubstanshalten för rejektet från trumsikten är 32,5 % (beräknat med hjälp av värden tabell 12-15). I denna beräkning har det antagits att hälften av inkommande material kommer i plastpåsar och hälften i papperspåsar. Det har även antagits att de olika påstyperna ger lika stora rejektmängder. Rejektet hamnar i en komprimator där det pressas, men bristfällig dränering gör att mycket vatten trots detta blir kvar. Flera försök att förbättra dräneringen har gjorts men problemet med mycket vatten kvarstår (Hagsköld, pers.medd). Det är svårt att komma åt materialet i komprimatorn och på grund av detta har inga analyser gjorts på detta material. Torrsubstanshalten är därför okänd. En ombyggnation av den befintliga skruven för att erhålla en pressfunktion skulle kunna minska mängden rejekt. Om det skulle vara möjligt att uppnå samma effektivitet vid silgallret som i den befintliga skruvpressen skulle rejektmängden kunna minskas med cirka 14 %. Detta skulle innebära en minskning med 103 ton på 2010 års rejektmängder från trumsikten. Beräknat från preliminära siffror för 2011 skulle detta innebära att volymen skulle minska med 260 ton, från 1 855 ton till 1 595 ton.

Kostnaden för hantering av rejektet är 550 kr/ton + 30 000 kr/månad. Detta innebär att kostnaden för rejekthanteringen kommer att bli 1,49 Mkr för år 2011. Om torrsubstanshalten i rejekt från trumsikt skulle höjas med 10 % innebär detta att kostnaderna skulle sjunka med ca 100 000 kr (figur 24).



Figur 24 Kostnader för rejekthantering under år 2011 beroende på hur mycket torrsubstanshalten ökar hos rejekt från trumsikt vid Kungsängens gård.

5 DISKUSSION

5.1 REJEKTANALYSER

Materialet som kommer till silgallret har varit i pulpern eller i bufferttanken vilket gör att det är en väl omblandad slurry. Att slurryn är väl omblandad syns tydligt då torrsubstanshalten hos rejektet från silgallret var jämn med endast små variationer över tid. Standardavvikelsen var drygt en procentenhet vid de olika provtagningsperioderna. (tabell 5 och tabell 9).

Rejekt som kommer från provpunkt 2, före skruvpress, och provpunkt 3, efter skruvpress, har större variationer i torrsubstanshalt (tabell 5 och tabell 9) jämfört med material som kommer från silgallret. Detta trots att inkommande material (från silgaller) har en jämn torrsubstanshalt. Variationen i torrsubstanshalten i dessa prov beror troligen på att processen varierar. Transportskruven efter silgallret och skruvpressen körs endast i samband med att silgallret är i drift. När silgallret inte är i drift avvattnas material som finns kvar i transportskruven och i skruvpressen från tidigare körning av silgallret.

Enligt författarens analyser består endast en liten del av rejekt från provpunkt 2 och provpunkt 3 av plast (tabell 7 & tabell 11). Detta överensstämmer väl med resultaten från analyser utförda av Eurofins Environment Sweden AB (tabell 16). Detta resultat indikerar att när plast och andra större partiklar sorteras ut följer stora mängder organiskt material med och hamnar i rejektet. Förluster av organiskt material med rejektet leder till minskad biogasproduktion.

Rejektet från hushållslinjen kan delas upp i två olika typer beroende på om det inkommande materialet varit paketerat i plastpåsar eller papperspåsar. Torrsubstanshalten hos rejektet som bildas från plastpåsar är något högre än torrsubstanshalten hos rejektet som bildas från papperspåsar (tabell 13). Den låga torrsubstanshalten innebär att en stor del av rejektet är vatten.

Innehållet av plast- och papperspåsar är lågt i de båda fraktionerna. Rejekt då inkommande material är paketerat i plastpåsar innehåller endast 5,7 % plastpåsar. Motsvarande siffra för papperspåsar är 7,6 % (tabell 12). Detta innebär att förlusterna av matavfall tillsammans med rejektet är väldigt stora. Under provtagning och provberedning noterades att många plastpåsar inte var helt öppnade. Matavfall kan då bli kvar i påsen och följa med genom trumsikten. För papperspåsarerna fanns inte detta problem på grund av att de är skörare och lättare går sönder. Detta skulle kunna vara anledningen till att andelen plastpåsar är mindre än andelen papperspåsar i respektive prov.

Materialet som passerar provpunkt 1, 2 och 3 är väl omblandat vilket gör att osäkerheten i provtagningen är relativt liten. Detta innebär att resultat från analyser av rejektfraktionernas innehåll av torrsubstans, organiskt material och plast ger en bra bild över materialets sammansättning under de två provtagningsperioderna. Inga större skillnader kunde heller påvisas mellan de båda provtagningsperioderna, vilket indikerar att sammansättning hos rejektet från skruvpressen är densamma över tid.

Osäkerheten vid provtagning av material från provpunkt 4, efter trumsikt, är större än vid de andra provpunkterna. Detta beror på att materialet har en grövre struktur och innehåller mycket stora bitar av plast- och papperspåsar. En annan orsak som gör att osäkerheten blir större vid provpunkt 4 än vid de andra provpunkterna är att rejektets sammansättning är direkt kopplad till vilken typ av material som tippats i tippfickan. Uppsamlingsplatserna för materialet är utspridda över stora delar av Uppsala och Stockholmsområdet vilket gör att variationerna kan vara stora.

Ett sätt att minska osäkerheten i alla analyser skulle vara att sönderdela materialet till en homogen massa. Detta skulle ha förenklat analyserna av materialet. Nackdelen med sönderdelningen är att det skulle förändra materialets egenskaper. Den minskade partikelstorleken skulle göra att angreppsytan för mikroorganismerna skulle bli större vilket kan påverka biogaspotentialen. Fokus i detta projekt har varit att hitta lösningar som kan hantera rejektet i dess befintliga skick, därför gjordes ingen sönderdelning.

För att minska osäkerheten vid provpunkt 4 måste stora mängder rejekt samlas in under en längre tid. Hänsyn behöver också tas till matavfallets ursprung. För att utföra detta krävs stora resurser, vilka inte fanns tillgängliga under detta projekt.

Skruvpressen, vars funktion är att öka torrsubstanshalten hos rejektet från silgallret, togs i drift under 2010. Den har även en tvättfunktion som ska minimera andelen rötningsbart material i rejektet. Analyserna av rejektet från provpunkt 2 och provpunkt 3 visar att det sker en tydlig ökning av torrsubstanshalten i skruvpressen (figur 22). Även det organiska innehållet ökar, men detta är på grund av att vattenhalten minskar. Utifrån analyserna av torrsubstanshalt och organiskt innehåll kan inga slutsatser dras om hur väl tvättfunktionen fungerar.

5.2 UTRÖTNINGSFÖRSÖK

Utrötningsförsök gjordes för att bestämma metanpotentialen hos de olika rejektfraktionerna. Det gjordes även försök att kontrollera plastens inverkan på resultatet. Detta gjordes genom att plasten sorterades ut ur ett prov och sedan utfördes utrötningsförsök på prov med plast och prov utan plast.

Utrötningsförsöken visar att det finns stor metanpotential hos alla rejektfraktioner (tabell 17). Jämförelsevis är metanpotentialen för källsorterat matavfall $0,46 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{kg VS}$ (Carlsson och Uldal, 2009), dvs i samma storleksordning. Ympens kvalitet var något bättre under det andra utrötningsförsöket vilket troligen är en del av förklaringen till den något högre metanproduktionen i detta test. Troligen inverkar dock också skillnader i substratets sammansättning på att resultaten blev något olika i de båda försöken.

Plastens inverkan på metanpotentialen är svår att bedöma. I de fall där ett prov med plast och ett prov utan plast användes var metanproduktionen i tre fall av fyra större från provet med plast (tabell 15,16,18 och 19). Detta skulle kunna tyda på att plasten gynnar metanproduktionen. Till exempel kan det vara så att plasten drar till sig fetter, vilket har

en hög biogaspotential. Men det kan även vara skillnader i sammansättningen hos de organiska fraktionerna som gör att det är skillnad i metanproduktionen.

Om metanpotentialen från utrotningsförsöken skulle uppnås vid kontinuerlig rötning i stor skala vid Kungsängen skulle över 100 000 Nm³ ren metangas kunna utvinnas ur 2010 års rejektmängder. Mängden inkommande substrat samt andelen organiskt hushållsavfall beräknas öka under 2011 vilket gör att även mängden rejekt kommer att öka. Detta innebär att det går att utvinna över 200 000 Nm³ ren metangas ur den förväntade rejektmängden för år 2011. Den förväntade rejektmängden för 2011 är beräknad utifrån data för perioden januari till april 2011. Volymerna som har beräknats är ren metangas. Med en metanhalt på 65 % i biogasen motsvarar denna metanmängd drygt 10 % av den totala biogasproduktionen vid Kungsängens gård under 2010 respektive 2011. Osäkerheten i dessa volymer är stor då de förutsätter att rejektmängden blir som förväntat. Det förutsätter även att rejektet innehåller lika stor del organiskt material som analyserna i denna rapport visar.

5.3 UTVECKLINGSMÖJLIGHETER

5.3.1 Förbehandlingsmetoder

På svenska biogasanläggningarna finns olika metoder för att separera matavfall från plast- eller papperspåsar. Ett problem, som alla de vanliga metoderna har, är att sorteringen leder till stora förluster av matavfall. På Kungsängens gård används en trumsikt för att sortera ut matavfallet från påsarna. Denna metod ger små förluster av organiskt material jämfört med till exempel en skruppress. Den stora nackdelen jämfört med skruppressen är att mycket plast följer med in i processen och orsakar mycket driftstörningar. Skruppressen ger ett substrat som är näst intill rent från större partiklar vilket minimerar antalet driftstörningar. Silgallret sorterar ut mycket av den kvarvarande plasten men mycket plast passerar och tar sig vidare in i processen.

5.3.2 Rötningmetoder

Ett flertal metoder finns som klarar av att röta substrat med mycket föroreningar som till exempel plast. Ingen av de metoderna som har tagits upp i rapporten har några rörliga delar i rötammaren utan all transport av substrat sker med hjälp av hjullastare och/eller transportband. Detta innebär att de tre nämnda teknikerna klarar av att röta rejektet som bildas vid Kungsängens gård utan någon förbehandling.

Den stora nackdelen med torrötningsanläggningar är att det idag inte finns någon marknad för dessa i Sverige. Enligt Jarlsvik och Tamm (2009) gör detta att det är svårt att bestämma investerings- och driftkostnaderna för en torrötningsanläggning. Enligt deras beräkningar är det idag svårt att få lönsamhet i en torrötningsanläggning i Sverige, men osäkerheten är stor. Även Nordberg och Nordberg (2007) menar att kostnaderna är höga och att en marknad behövs i Sverige för att ge bättre förutsättningar.

Risk för metangasavgångar från biogasanläggningar är ett gemensamt problem för både våtröttningsanläggningar och torrötningsanläggningar. Metanutsläppen sker på grund av läckage från bland annat gasledningar och kompressorer. Det sker även metanutsläpp

från blandningstankar, där substratet förvaras innan det rötas, och från rötrestlager. I våtrötningsanläggningar motsvarar utsläppen ca 0,5- 1 % av den totala biogasproduktionen (RVF Utveckling, 2005). I satsvisa torrötningsanläggningar fylls en reaktor åt gången och sedan pågår rötningen tills det att biogasproduktionen avstannat. I slutskedet av röttningsprocessen när metanproduktionen är låg luftas reaktorn för att tvätta ut kvarvarande metangas. Gasen från reaktorn innehåller då för lite metangas och för mycket syre för att kunna uppgraderas till fordonsbränsle. Blandningen av metangas och syre gör dock att den är brännbar, vilket gör att den kan facklas bort. För detta krävs att metanhalten överstiger 12 %. När metanhalten understiger 12 % måste gasen ventileras ut genom biofilter där en liten del av metangasen bryts ner. Kvarvarande del av metangasen släpps ut i atmosfären (Jarlsvik & Tamm, 2009). Jarlsvik och Tamm (2009) menar att utsläppen som sker i samband med tömning av reaktorerna motsvarar 0,024 % av den totala metanproduktionen under ett år.

Den avslutande luftningsfasen av reaktorerna i en satsvis torrötningsanläggning är avgörande för hur stora utsläppen av metangas blir. Om materialet inte luftas ordentligt innan det tas ut ur reaktorn fortsätter biogasproduktionen vilket gör att utsläppen av metan ökar. Det är därför viktigt att ta tillvara på metangas som bildas från rötresten. Enligt Jarlsvik och Tamm (2009) finns det anläggningar som har ökat metanproduktionen med 5- 10 % genom att täcka rötrestlagren och fånga in gasen. Även vid våtrötning är det viktigt att ta tillvara på metangas som produceras från rötresten.

Rötresten som bildas från torrötningsanläggningar kan användas som gödsel eller jordförbättringsmedel. Men om rejekt från hushållsavfall har rötats kommer troligtvis rötresten att förbrännas eller behandlas vidare innan det kan användas som jordförbättringsmedel eller gödsel. Ett annat problem som kan uppstå är om det finns krav på att materialet måste hygieniseras. Den vanligaste hygieniseringstekniken som används är att materialet sönderdelas så att inga partiklar är större än 12 mm och därefter värms substratet och temperaturen hålls över 70 °C i minst 60 min. Vissa satsvisa torrötningsanläggningar klarar av att höja temperaturen till över 70 °C med hjälp av för-/efterkompostering. Problemet är att satsvisa torrötningsanläggningar kräver att materialet har en viss struktur vilket innebär att det finns partiklar som är större än 12 mm (Jarlsvik & Tamm, 2009). För att lösa detta krävs nya hygieniseringsmetoder.

Om rejektet från Kungsängens gård skulle rötas i en torrötningsanläggning skulle rötresten troligtvis behöva förbrännas eller komposteras efter rötning på grund av plastinnehållet. Att förbränna eller kompostera materialet kostar pengar. Fördelen med att röta rejektet i en satsvis torrötningsanläggning är att biogas kan utvinnas ur materialet och dessutom minskar vikten på materialet. Den avslutande luftningsfasen i en satsvis torrötningsanläggning gör dessutom att vattenhalten i materialet minskar, vilket minskar vikten ytterligare. Den erhållna biogasen och den minskade vikten kan göra att det blir lönsamt att röta rejektet, men osäkerheten kring detta är stor. NSR's försök bör visa om det kan bli lönsamt att röta rejektet.

Olika projekt finns idag i Sverige som skulle kunna få fart på utvecklingen. I Blekinge har det tagits beslut om att det ska byggas en torrrottningsanläggning som använder kontinuerlig inmatning. Anläggningen ska behandla 20 000 ton organiskt avfall per år, varav 15 000 matavfall och 5 000 ton park- och trädgårdsavfall. Anläggningen förväntas vara i drift under hösten 2012 (Johansson, pers.medd). Även NSRs försök att röta rejekt från deras biogasanläggning kan förmedla en bättre bild över vilka utvecklingsmöjligheter som finns. Detta skulle kanske kunna leda fram till att man kan bygga en mindre torrrottningsanläggning som ett komplement till en stor våtrottningsanläggning. Om torrrotningstekniken utvecklas i Sverige kommer förhoppningsvis även nya hygieniseringsmetoder att utvecklas.

5.3.3 Insamling av organiskt hushållsavfall för biologisk behandling

I Uppsala samlas matavfall in i plastpåsar som sedan behandlas och rötas vid Kungsängens gård. Plastpåsar öppnas och sorteras bort med hjälp av en påsrivare och en trumsikt. Trots detta följer mycket plast med in i processen och orsakar driftstörningar. Plasten kan fastna i pumpar och ledningar och orsaka driftstopp. Mycket plast ackumuleras även i rötammaren. Analyserna visar att mycket matavfall förloras med rejektet, vilket leder till minskad gasproduktion.

Biogasanläggningen Kungsängens gård tar inte bara emot matavfall paketerat i plastpåsar utan även matavfall som är paketerat i papperspåsar. Liksom plastpåsar medför papperspåsar att stora mängder organiskt material förloras när påsar sorteras bort. Fördelen med papperspåsar är att de påsar som följer med in i processen inte orsakar lika mycket driftstörningar som plastpåsar gör. Enligt Avfall Sverige (2010b) gör papperspåsar även att mer organiskt material sorteras ut i hushållen, vilket gör att mer organiskt material kommer till biogasanläggningen. Avfall Sverige (2010b) tror att orsaken till att mer organiskt material sorteras ut i hushåll som använder papperspåsar istället för plastpåsar är att papperspåsar är ett mer pedagogiskt system. Papperspåsar förmåga att släppa genom vatten gör även att vattenhalten minskar vilket leder till lättare transporter och större biogasproduktion per kilo inkommande material (Avfall Sverige, 2010b).

Ytterligare en fördel med att använda papperspåsar istället för plastpåsar är att dessa kan komposteras. Detta innebär att rejekt som bildats då papperspåsar sorteras bort från matavfall borde gå bra att röta med Aikan-tekniken. Resultat från NSR's försök kommer ge en uppfattning om det finns lönsamhet i att röta rejektet i en torrrottningsanläggning.

Om Uppsala gick över till ett system där organiskt hushållsavfall samlas upp i papperspåsar istället för plastpåsar skulle antalet driftstopp troligen minska. Mer matavfall skulle komma till biogasanläggningen och biogasproduktionen skulle troligtvis öka.

5.3.4 Utveckling av befintlig utrustning på Kungsängens gård

Att effektivisera det befintliga systemet skulle kunna minska kostnaderna för rejekthanteringen. Rejektet som lämnar anläggningen idag innehåller mycket vatten. Det höga vatteninnehållet gör att kostnaderna är höga.

Ett första steg för att minska kostnaderna skulle vara att höja torrsubstanshalten i rejektet från trumsikten. Torrsubstanshalten hos rejektet från trumsikten är 32,5 %, men torrsubstanshalten hos materialet i komprimatorn är dock okänd. Komprimatorn pressar material och vätska dräneras bort, vilket gör att torrsubstanshalten bör vara högre i komprimatorn. Dräneringen är dock bristfällig vilket gör att mycket vätska blir kvar i rejektet. Den höga vattenhalten orsakar problem vid tömning av komprimatorn på grund av hög vikt och läckage av vätska.

En skruvpress liknande den som används för att pressa rejektet från silgallret skulle kunna öka torrsubstanshalten. Det som skulle krävas är en enklare ombyggnation av den befintliga transportskruven från trumsikten. Kostnaden för en sådan ombyggnation skulle vägas upp av minskade kostnader för rejekthantering. För varje procentenhet som torrsubstanshalten ökar hos rejektet görs en besparing på drygt 10 000 kr per år (figur 24). Denna summa är beräknad utifrån 2011 års preliminära rejektmängder samt kostnader för rejekthantering. En effektivare press skulle även leda till bättre uppsamling av pressvätskan. Pressvätskan innehåller mycket av det organiska materialet vilket leder till minskade förluster av organiskt material och ökad gasproduktion. En effektivare pressning av rejektet skulle också kunna kompletteras med en spolplanering som tvättar plastpåsarna i trumsikten. Det skulle kunna göra att mindre matavfall blir kvar på påsarna vilket ger mindre förluster av matavfall.

Skruvpressen efter silgallret fungerar bra när det gäller att höja torrsubstanshalten. Men som utvärderingsförsöken visar är metanpotentialen i rejektet är nästan lika stor efter skruvpress som före skruvpress. Detta tyder på att mycket nedbrytbart material fortfarande finns kvar i rejektet. Rejektet i skruvpressen tvättas med kallvatten. Om varmvatten istället skulle användas bör mer fett släppas från rejektet vilket ger mindre förluster av organiskt material. Varmvattenspolning bör även användas vid tvättning av påsar i trumsikt för att få bästa effekt. Varmvattenspolning kräver dock mycket energi på grund av att vattnet måste värmas. På Kungsängens gård används en värmepanna, som förbränner olja eller biogas, för att förse anläggningen med värme och vattenånga. Om pannan används och inkommande vatten antas ha temperaturen 8 °C krävs det 54,2 kWh per kubikmeter vatten för att värma det till 50 °C (för beräkningar se bilaga 3). Detta motsvarar 8,4 Nm³ biogas som innehåller 65 % metan. Inga data finns över vattenflöden vid skruvpress vilket gör det svårt att uppskatta det totala energibehovet.

Bohn m.fl. (2010) har utfört laboratorieförsök för att se hur fetthalten i pressvätskan varierar beroende på temperaturen hos inkommande material. En temperaturökning från 20 °C till 50 °C gjorde att 15 % mer av fett i slurryn hamnade i pressvätskan.

6 SLUTSATSER

- Biogaspotentialen hos rejektfraktionen är stor och kan jämföras med vad som kan erhållas då källsorterat hushållsavfall rötas.
- Andelen plast- och papperspåsar i rejektet är mindre än 10 % i rejektet från trumsikt och i rejektet från silgaller.
- Satsvis torrötning är en rötningsteknik som klarar av att röta rejektet utan någon form av förbehandling. Osäkerheten kring torrötning är dock stor på grund av att inga torröttningsanläggningar finns i Sverige.
- Om rejektet skulle rötas och den bestämda biogaspotentialen skulle erhållas skulle Kungsängens gård öka biogasproduktionen med 10 %. Detta är beräknat på 2010 års rejektmängder samt på mängden rejekt under perioden januari till april 2011.
- Skruvpressen efter silgallret fungerar bra och höjer torrsubstansinnehållet i rejektet med ungefär 14 % -enheter.
- Ett effektivt sätt att minska kostnaderna för rejekthanteringen är att öka torrsubstanshalten. För varje procentenhet som torrsubstanshalten höjs så minskar kostnaderna med 10 000 kr/ år. Om en skruvpress likt den vid silgallret skulle användas efter trumsikt skulle kostnaderna kunna minska med 140 000 kr/ år.
- Om insamling av matavfall skulle ske i papperspåsar istället för plastpåsar skulle troligtvis större mängd matavfall komma till anläggningen. Papperspåsar skulle även kunna minska andelen driftstopp.

7 REFERENSER

- Aikan, (2011). Aikan Solum. Hämtat från Aikan: <http://aikantechnology.com/> (2011-04-26).
- Angelidaki, I., Sanders, W., (2004). Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 3, 117-129.
- Avfall Sverige, (2007). Rapport B2007:01, Alternativa hygieniseringsmetoder. Avfall Sverige, Malmö.
- Avfall Sverige, (2009). Rapport B2009:01, Insamlade mängder matavfall i olika insamlingssystem i svenska kommuner, Nyckeltal och förutsättningar för insamlade mängder. Avfall Sverige, Malmö.
- Avfall Sverige, (2010a). Svensk Avfallshantering 2010. Avfall Sverige, Malmö.
- Avfall Sverige, (2010b). Rapport U2010:10. Avfall Sverige, Malmö.
- Baky, A., Nordberg, Å., Palm, O., Rodhe, L., Salomon, E., (2006). Rötrest från biogasanläggningar – användning i lantbruket. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Berglund, M., Börjesson, P., (2003). Energianalys av biogassystem, Rapport nr 44. Institutionen för teknik och samhälle, Lunds universitet.
- Bernesson, S., Hansson, K., Robertsson, M., Thyselius, L., (1999). Torr biogasprocess för lantbruksgrödor – studier av aerob förbehandling, torrsubstans- och ympningsförutsättningar. JTI- Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- BIOFerm Energy Systems, (2011). Dry fermentation. Hämtat från BIOFerm: www.biofermenergy.com/us/technology/dry-fermentation/ (2011-04-13).
- Biogasportalen, (2011). Biogas i siffror. Hämtat från Biogasportalen: www.biogasportalen.se/BiogasISverigeOchVarlden/BiogasISiffror.aspx (2011-04-13).
- Björkström, A., och Tjernström, M., (2011). Växthuseffekten. Nationalencyklopedin.
- Bohn, I., Carlsson, M., Eriksson, Y., Holmström, D., (2010). Utvärdering och optimering av metod för förbehandling av källsorterat hushållsavfall till biogasproduktion. Svenskt Gastekniskt Center, SGC, Malmö.
- Buswell, A. M., Neave, S.L., (1930). Laboratory studies of sludge digestion. *Division of State Water Survey, Bulletin No. 30*, Illinois.
- Börjesson, P., Mattiasson, B., (2007). Biogas as a resource-efficient vehicle fuel. *Trends in Biotechnology*, Elsevier.
- Carlsson, M., Uldal, M., (2009). Substrathandbok för biogasproduktion. Svenskt Gastekniskt Center, Malmö.

- Demetriades, P., (2008). Termisk förbehandling av cellulosarika material för biogasproduktion. Institutionen för mikrobiologi, Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Deublein, D., Steinhauser, A., (2008). *Biogas from waste and renewable resources*. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim.
- Energimyndigheten, (2010a). Energiläget 2010. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Energimyndigheten, (2010b). Förslag till en sektorsövergripande biogasstrategi. Energimyndigheten.
- Energimyndigheten, (2010c). Produktion och användning av biogas år 2009. Energimyndigheten, Eskilstuna
- EurObserv'ER, (2010). Biogas barometer. EUROBSERV'ER.
- EU, (2002). Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1774/2002 om hälsobestämmelser för animaliska biprodukter som inte är avsedda att använda som livsmedel.
- Eveborn, D., Malmén, L., Persson, L., Palm, O., Edström, M., (2007). Våtkompostering för kretsloppsanpassning av enskilda avlopp i Norrtälje kommun. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Gerardi, H. M., (2003). *The microbiology of anaerobic digesters*. John Wiley & Sons Inc, New Jersey
- Hansen, L. T., La Cour Jansen, J., Davidsson, Å., Højland Christensen, T., (2007). Effects of pre-treatment technologies on quantity and quality of source-sorted municipal organic waste for biogas recovery. *Waste Management*, 27, 398-405.
- Hansen, L. T., Ejbye Schmidt, J., Angelidaki, I., Marca, E., La Cour Jansen, J., Mosæk, H., Christensen, H. T., (2004). Method for determination of methane potentials of solid organic waste. *Waste Management*, 24, 393-400.
- HECELCTOR Germany GmbH, (2011). Hämtat från Helector: www.helector-germany.de (2011-04-26).
- Henriksson, G., (2010). Kartläggning av utvecklingsarbete samt olika insamlingstekniker för matavfall. Waste Refinery, SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut, Borås.
- Jarlsvik, T., Tamm, D., (2009). Förstudie – Torrötningsutveckling. Innovatum Teknikpark, Trollhättan.
- Jarvis, Å., Schnürer, A., (2009). Mikrobiologisk handbok för biogasanläggningar. SGC, Malmö.

Linné, M., Ekstrandh, A., Englesson, R., Persson, E., Björnsson, L., Lantz, M., (2008). Den svenska biogaspotentialen från inhemska restprodukter. Avfall Sverige, Svensk biogasföreningen, Svenska gasföreningen och Svenskt Vatten, Lund.

Livsmedelsverket, (2007). Protein. Hämtat från Livsmedelsverket:
<http://www.slv.se/sv/grupp1/Mat-och-naring/Vad-innehaller-maten/Livsmedelsdatabasen-/Naringsamnen-och-varden/Protein/> (2011- 05-03).

Lusk, P., Moser, M., (1996). Anaerobic Digestion – Yesterday, Today and Tomorrow. Pergamon Press, Köpenhamn.

Mata-Alvarez, J., (2003). Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. TJ International (Ltd), Cornwall.

Nordberg, U., Nordberg, Å., (2007). Torrötning – kunskapssammanställning och bedömning av utvecklingsbehov. JTI- Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.

Petersson, A., (2011). Biogas – basdata om biogas 2011. SGC.

PROFU, (2008). Konsekvenser av att införa ett slutdatum för dispensdeponering. Profu i Göteborg AB, Göteborg.

Regeringskansliet, (2008). En sammanhållen klimat- och energipolitik. Regeringskansliet, Stockholm.

RVF Utveckling, (2005). Metoder att mäta och reducera emissioner från system med rötning och uppgradering av biogas. RVF Utveckling, Malmö.

SP, (2010). SPCR 120 – Certifieringsregler för biogödsel. SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut, Borås.

Valuta.se, (2011). Valutaomräknare. Hämtat från Valuta.se:
www.valuta.se/currency/currencyconverter.aspx (2011-05-03).

Personlig kommunikation

Bohn, Irene. Forskare. NSR AB, Helsingborg.

Chappell, Caroline. Applikationsingenjör. BIOFerm Energy Systems, Madison.

Gerdes, Christian. Direktör affärsutveckling. HELECTOR Germany GmbH, Hamburg.

Hagsköld, Gunnar. Processingenjör biogasanläggningen Kungsängens gård. Uppsala Vatten och Avfall AB, Uppsala.

Johansson, Matilda. Driftchef. Västblekinge Miljö AB, VMAB, Mörrum.

Schnürer, Anna. Forskare. Institutionen för mikrobiologi, SLU, Uppsala.

Törnquist, Jan. Säljare. San Sac AB, Linköping.

Van Hees, Patrick. Projektkoordinator. Eurofins Environment Sweden AB, Lidköping.

BILAGA 1 TS- OCH VS-ANALYSER

B 1.1 RESULTAT FRÅN ANALYSER INFÖR UTRÖTNINGSFÖRSÖK 1

Tabell B122 Resultat från analyser av torrsubstanshalt och mängden organiskt innehåll på rejekt från provpunkt 1, efter silgaller.

Datum	Prov	TS ₁ [%]	VS ₁ [%]
2011-01-19	A	18,4 ± 1,8	16,3 ± 0,9
2011-01-21	B	18,1 ± 0,9	17,0 ± 0,9
2011-01-24	C	19,8 ± 0,6	18,5 ± 0,7
2011-01-26	D	16,5 ± 0,5	15,4 ± 0,4
Medelvärde		18,2 ± 1,2	16,8 ± 1,1

Tabell B2 Resultat från analyser av torrsubstanshalt och mängden organiskt innehåll på rejekt från provpunkt 2, före skruvpress.

Datum	Prov	TS ₂ [%]	VS ₂ [%]
2011-01-19	A	24,0 ± 1,2	23,3 ± 1,0
2011-01-21	B	32,7 ± 0,8	31,0 ± 0,7
2011-01-24	C	24,4 ± 0,8	22,8 ± 0,8
2011-01-26	D	21,6 ± 0,8	20,0 ± 0,8
Medelvärde		25,9 ± 4,1	24,3 ± 4,1

Tabell B3 Resultat från analyser av torrsubstanshalt och mängden organiskt innehåll på rejekt från provpunkt 3, efter skruvpress.

Datum	Prov	TS ₃ [%]	VS ₃ [%]
2011-01-19	A	42,5 ± 0,8	40,7 ± 0,9
2011-01-21	B	45,1 ± 0,7	42,5 ± 0,5
2011-01-24	C	44,9 ± 1,2	42,7 ± 1,3
2011-01-26	D	35,8 ± 2,2	33,7 ± 2,2
Medelvärde		42,1 ± 3,7	40,0 ± 3,7

B 1.2 RESULTAT FRÅN ANALYSER INFÖR UTRÖTNINGSFÖRSÖK 2

Tabell B4 Resultat från analyser av torrsubstanshalt och mängden organiskt innehåll på rejekt från provpunkt 1, efter silgaller.

Datum	Prov	TS ₁ [%]	VS ₁ [%]
2011-03-01	E	19,7 ± 1,1	18,2 ± 1,1
2011-03-04	F	20,0 ± 2,3	18,5 ± 2,2
2011-03-07	G	19,1 ± 0,6	17,8 ± 0,5
2011-03-08	H	17,3 ± 1,1	15,9 ± 1,4
Medelvärde		19,0 ± 1,0	17,7 ± 1,1

Tabell B5 Resultat från analyser av torrsubstanshalt och mängden organiskt innehåll på rejekt från provpunkt 2, före skruvpress.

Datum	Prov	TS ₂ [%]	VS ₂ [%]
2011-03-01	E	24,8 ± 0,7	23,3 ± 0,7
2011-03-04	F	25,4 ± 1,3	23,7 ± 1,2
2011-03-07	G	30,6 ± 0,8	28,8 ± 1,0
2011-03-08	H	31,6 ± 0,8	28,5 ± 2,7
Medelvärde		28,1 ± 3,1	26,1 ± 2,6

Tabell B6 Resultat från analyser av torrsubstanshalt och mängden organiskt innehåll på rejekt från provpunkt 3, efter skruvpress.

Datum	Prov	TS ₃ [%]	VS ₃ [%]
2011-03-01	E	35,0 ± 1,7	33,6 ± 1,7
2011-03-04	F	36,9 ± 1,3	35,1 ± 1,1
2011-03-07	G	39,2 ± 1,4	36,6 ± 1,8
2011-03-08	H	50,4 ± 3,2	47,7 ± 3,6
Medelvärde		40,4 ± 6,0	38,3 ± 5,6

Tabell B7 Resultat från analyser av torrsubstanshalt och mängden organiskt innehåll på rejekt från provpunkt 4 som bildats då inkommande material matavfall samlats upp i plastpåsar.

Datum	Prov	TS [%]	VS [%]
2011-03-03	MAPL1	31,6 ± 0,7	28,1 ± 0,5
2011-03-04	MAPL2	26,9 ± 7,4	23,3 ± 6,6
2011-03-07	MAPL3	28,7 ± 4,9	27,4 ± 4,7
2011-03-08	MAPL4	25,9 ± 2,0	23,2 ± 1,5
Medelvärde		28,3 ± 2,2	25,5 ± 2,3

Tabell B8 Resultat från analyser av torrsubstanshalt och mängden organiskt innehåll på rejekt från provpunkt 4 som bildats då inkommande matavfall samlats upp i papperspåsar.

Datum	Prov	TS [%]	VS [%]
2011-03-08	MAPA1	28,1 ± 1,2	26,0 ± 1,0
2011-03-09	MAPA2	25,5 ± 1,7	23,7 ± 1,7
2011-03-10	MAPA3	28,2 ± 1,3	25,8 ± 1,2
2011-03-11	MAPA4	26,3 ± 1,0	24,5 ± 1,0
Medelvärde		27,0 ± 1,2	25,0 ± 0,9

BILAGA 2 SUBSTRATLISTA

Substratlista modifierad från Carlsson och Uldal 2009.

Kategori	Substrat	TS	stdav	VS	stdav2	Nm3 CH4/ton VS	stdav5	Nm3 CH4/ton TS	stdav6	ABP-kategori
Livsmedelsindustri	Bröd	61%	0%	53%	0%	350	0	304	0	-
Gödsel	Djupströ, nöt	30%	0%	24%	0%	250	0	200	0	2
Livsmedelsindustri	Djurfett	90%	1%	82%	2%				0	3
Etanol- och stärkelseindustri	Drank	8%	1%	7%	1%	323	68	302	67	-
Energigrödor	Ensilage (helsädes)	40%	0%	36%	0%	300	0	270	0	-
Livsmedelsindustri	Fettavskiljarslam	4%	0%	4%	0%	682	18	648	18	3
Livsmedelsindustri	Fiskrens	42%	0%	41%	0%	930	0	908	0	3
Ägindustri	Fjädrar	45%	0%	44%	0%	180	0	176	0	3
Livsmedelsindustri	Frityrfett	90%	0%	90%	0%	757	22	757	22	3
Grönsaks- och frukthantering	Frukt- och grönsaksavfall	15%	0%	14%	0%	666	0	633	0	-
Etanol- och stärkelseindustri	Glycerol	100%	0%	100%	0%	380	0			-
Skörderester	Halm	78%	8%	71%	10%	207	22	187	13	-
Gödsel	Hästgödsel	30%	0%	24%	1%	170	10	136	16	2
Gödsel	Hönsgödsel	42%	4%	32%	4%	247	53	190	50	2
Livsmedelsindustri	Kaffesump	28%	0%	26%	0%	300	0	276	0	-
Gödsel	Kletgödsel, svin	16%	0%	13%	0%	300	0	252	0	2
Matavfall	Källsorterat matavfall - hushåll	33%	3%	28%	2%	461	49	392	42	3
Matavfall	Källsorterat matavfall - restauranger	27%	2%	23%	1%	506	68	441	60	3*
Matavfall	Källsorterat matavfall - storkök	13%	0%	12%	0%	720	0	665	0	3
Energigrödor	Majs	30%	0%	27%	0%	351	1	317	0	-
Etanol- och stärkelseindustri	Melass	85%	5%	75%	6%	422	93	374	79	-
Gödsel	Minkgödsel	68%	0%	48%	0%	220	0	156	0	2
Gödsel	Nötflytgödsel	9%	0%	7%	0%	213	18	170	14	2
Skörderester	Parik/trädgårdsavfall	60%	0%	36%	0%	250	0	150	0	-
Jordbruksgrödor	Potatis	25%	0%	24%	0%	411	11	390	10	-
Skörderester	Potatis-blast	15%	0%	12%	0%	317	17	254	14	-
Livsmedelsindustri	Returprodukt (mejeri)	20%	0%	19%	0%	520	0	494	0	3
Slakteri	Slakteriavfall - mag/tarminnehåll	16%	1%	13%	1%	434	72	360	60	3
Slakteri	Slakteriavfall - mjukdelar	30%	0%					660	27	3
Slakteri	Slakteriavfall - spillblod	10%	0%	10%	0%	547	0	520	0	3
Energigrödor	Socketbeta	25%	1%	23%	0%	413	13	386	6	-
Skörderester	Socketbeta-blast	17%	3%	13%	2%	337	43	266	34	-
Energigrödor	Spannmål	86%	0%	83%	0%	400	0	388	0	-
Gödsel	Svinflytgödsel	8%	0%	6%	0%	268	32	213	13	2
Gödsel	Urin, svin	1%	0%	1%	0%	200	0	110	0	2
Energigrödor	Vall	33%	2%	29%	2%	300	0	263	8	-
Energigrödor	Vete	86%	0%	84%	0%	390	10	382	10	-
Livsmedelsindustri	Äggmassa	17%	0%	16%	0%	520	0	489	0	3
Livsmedelsindustri	Äggskal	82%	0%	7%	0%	300	0	26	0	3

BILAGA 3 UPPVÄRMNING AV VATTEN

Inkommande vatten till Kungsängens gård antas ha temperaturen 8 °C. Den befintliga pannan på Kungsängens gård använder biogas eller olja för att förse anläggningen med värme och vattenånga. Verkningsgraden för pannan antas vara 90 %. Enligt ekvation B1 är energibehovet 195 181,37 kJ för att värma 1 m³ av inkommandevatten till 50 °C.

$$E [kJ] = \frac{V[m^3] * \rho_{vatten} [\frac{kg}{m^3}] * C_{p,vatten} [\frac{kJ}{kg * K}] * \Delta T [K]}{\eta} \quad B1$$

Där

E= energibehov

V= vattenvolymen

ρ = densitet för vatten 998,2 kg/m³

C_p = specifik värmekapacitet för vatten 4,19 kJ/kg*K

ΔT = temperaturskillnad

η = verkningsgrad panna.

Energiinnehållet i en kubikmeter metangas är 9,97 kWh (Pettersson, 2011). För att värma 1 m³ av inkommande vatten från 8 °C till 50 °C krävs det 5,4 Nm³ CH₄ vilket motsvarar 8,4 m³ biogas som innehåller 65 % metangas.

BILAGA 4 EUROFINS ENVIRONMENT SWEDEN AB

B 4.1 ANALYSER AV REJEKT FRÅN PROVPUNKT 2.

Analysrapport



Uppsala Vatten och Avfall AB
Peter Malmros
Biogasanläggningen
Kungsängens Gård
753 75 Uppsala

Rapport utfärdad av
ackrediterat laboratorium

Report issued by
Accredited Laboratory



Journalnr	BG000203-11	Sida 1 (1)	
Kundnr	75144-1809730		
Provtyp	Biogas		
Uppdragsmärkning	Referens: SE 852		
Provtagare/referens	Peter Malmros	Provtagningsdatum	2003-11-20
		Provet ankom	2011-03-09
		Analysrapport klar	2011-03-29
Provet märkning	Före press		

Analysnamn	Resultat	Enhet	Mato.	Metod/ref	Ort
Torrsubstans	26.0	%	± 10 %	SS-EN 12880	LE
Glodförlost	92.8	% Ts	± 10 % ¹⁰	SS-EN 12879	LE
Råfett enl. SBR	22.7	%	± 10 %	NMKL 131, Lidfett0A.10	LFA
Total kväve (Kjeldahl)	0.68	%	± 10 %	mod NMKL nr 6; Kjeltec	LFA
Ammoniumkväve (Kjeldahl)	0.060	%	± 10 %	KLK 65-1	LFA
Råprotein N*6,25 (Kjeldahl)	3.88	%	± 10 %	152/2009 EU mod	LFA
Kolhydrater beräknade	0	%		Ber. enl SLV FS 1993:21	LFA
pH	4.24		± 0.2 %	SS-EN 12176	LE
Kemisk syreförbrukning, kromat	300000	mg/l	± 10 %	Spectroquant	LE
Energivärde (beräknat)	9.06	MJ/kg		SLV FS 1993:21/LIVSFS 2004:8	LE
Synliga föroreningar > 2 mm	11	% Ts		BGK II:10 1998:4	LE

Synliga föroreningar avser plast. Siktningen gick inte att genomföra pga provets karaktär.

Sandra Petersson, kemist telnr: 010 4908146

Övriga frågor: Kundsupport 010 4908110

Denna rapport är en signerad rapportkopia

Förklaring till förkortningar och *, se omstående sida.

Eurofins Environment Sweden AB, Box 737, 531 17, Lidköping, Sweden Tel: + 46 (0)10 490 8100, Web: www.eurofins.se

B 4.2 ANALYSER AV REJEKT FRÅN PROVPUNKT 3.

Analysrapport



Uppsala Vatten och Avfall AB
Peter Malmros
Biogasanläggningen
Kungsängens Gärd
753 75 Uppsala

Rapport utförd av
ackrediterat laboratorium

Report issued by
Accredited Laboratory



Journalnr	BG000204-11	Sida 1 (1)	
Kundnr	75144-1809730		
Provtyp	Biogas		
Uppdragsmärkning	Referens: SE 852		
Provtagare/referens	Peter Malmros	Provtagningsdatum	2003-11-20
		Provet ankom	2011-03-09
		Analysrapport klar	2011-03-29
Provets märkning	Efter press		

Analysnamn	Resultat	Enhet	Mato.	Metod/ref	Ort
Torrsubstans	40.0	%	± 10 %	SS-EN 12880	LE
Glödförlust	95.0	% Ts	± 10 %10	SS-EN 12879	LE
Råfett enl. SBR	25.9	%	± 10 %	NMKL 131, Lidfett0A.10	LFA
Total kväve (Kjeldahl)	1.0	%	± 10 %	mod NMKL nr 6; Kjeltec	LFA
Ammoniumkväve (Kjeldahl)	0.090	%	± 10 %	KLK 65-1	LFA
Råprotein N*6,25 (Kjeldahl)	5.69	%	± 10 %	152/2009 EU mod	LFA
Kolhydrater beräknade	6.32	%		Ber. enl SLV FS 1993:21	LFA
pH	4.18		± 0.2 %	SS-EN 12176	LE
Kemisk syreförbrukning, kromat	260000	mg/l	± 10 %	Spectroquant	LE
Energivärde (beräknat)	11.62	MJ/kg		SLV FS 1993:21/LIVSFS 2004:8	LE
Synliga föroreningar > 2 mm	17	% Ts		BGK II:10 1998:4	LE

Synliga föroreningar avser plast. Siktningen gick inte att genomföra pga provets karaktär.

Sandra Petersson, kemist telnr: 010 4908146

Övriga frågor: Kundsupport 010 4908110

Denna rapport är en osignerad rapportkopia

Förklaring till förkortningar och *, se omstående sida.

Eurofins Environment Sweden AB, Box 737, 531 17, Lidköping, Sweden Tel: + 46 (0)10 490 8100, Web: www.eurofins.se