



Fakulteten för hälsa, natur- och teknikvetenskap
Miljö- och energisystem

Sebastian Leijen

Semi- kontinuerlig samrötning av ensilerat våtmarksgräs och matavfall

En studie av metanutbyte

Semi- continuous anaerobic co-digestion of
ensilated wetland grass and food waste

A study of methane yield

Examensarbete 30 hp
Civilingenjörsprogrammet i energi- och miljöteknik

Juni 2016

Handledare: Karin
Granström

Examinator: Roger
Renström

Sammanfattning

Världens ökande energibehov och önskan om att minimera konsekvenserna av klimatförändringen har gjort att flera miljömål tagits fram både på nationella och internationella nivåer. Mycket resurser läggs ner på att utveckla nuvarande förnyelsebara energikällor och hitta nya alternativ till de fossila bränslena. En förnyelsebar energiresurs är biogas. Biogas bildas vid nedbrytning av organiskt material och bildar koldioxid och energirik metangas.

Detta examensarbete har fokuserat på två områden, det första att undersöka metanproduktionen i en samröttningsprocess med ensilage av våtmarksgräs och substrat från Mosseruds biogasanläggning. Mosserud ligger några km väster om Karlskoga och idag behandlas i huvudsak insamlat matavfall, nötflytgödsel och vallgröda. Våtmarksgräset kommer från Brosjö området utanför Säffle. Under 2010-2014 ingick Brosjö i ett EU projekt som främjar mångfaldig natur och utsatta djurarter, vilket bland annat har gett ett ekonomisk stöd i att skörda gräset. Det skördade gräset har idag ingen användning, men skulle kunna passa i en rötprocess.

Det andra området var att jämföra resultaten med tidigare rapporter inom rötning samt användandet av våtmarksgräs. Arbetet av Neldorin (2015) där en studie om substratmixen vid Mosserud gjordes, låg som grund för hur biogasproduktionen ser ut på Mosseruds anläggning idag och jämfördes med metanproduktionen i denna studie. Den andra rapporten studerade våtmarksgräs som additiv i pellets. Där Henriksson (2016) hade fokus på energiåtgången av pelleteringen när våtmarksgräs från Brosjö användes.

Rötningsoversöken skedde på Karlstads universitet, där rötningen var en semi-kontinuerlig våt process med mesofila förhållanden. Där inmatning och uttag av gas gjordes en gång om dagen, vilket var samma uppställning som Neldorin (2015) använde. Örsöket varade under 10 veckors tid och 2 olika substratblandningar användes; en med 30 % gräs 70 % matavfall och en med 15 % gräs 85 % matavfall. Resultatet gav att rötningen med substratblandningen 30 % gräs 70 % substrat från Mosserud var att föredra. Den specifika metanproduktionen var 0,300 och 0,350 Nm³/kg VS/dag, vilket var mindre än de värde som kommit fram från Mosserud 0,352 Nm³/kg VS/dag. Den totala produktionen av metangas kunde ökas mellan 1,5 - 2,6 % då mer substrat fanns tillgängligt.

Våtmarksgräset var bättre att använda till rötning än till pelletering då rötning kunde öka den totala metanproduktionen, medans pelleten som tillverkades inte uppfyllde kraven på hållfasthet, bulkdensitet och andel finfraktion. De problem som är kopplade till att använda gräs i rötning är slambildning i reaktortanken och processen stabilitet under en längre tid, då pH värdet sjönk av ansamling av VFA.

Abstract

The world's increasing need for energy and the desire to minimize the consequences of climate change have led to several environmental goals at both national and international levels. Many resources are spent on developing the current renewable energy sources and to find new alternatives. One of the renewable energy resources is biogas. Biogas is formed when organic matter is decomposed which forms carbon dioxide and energy rich methane gas.

This master's thesis has focused on two areas, the first to examine methane production in a co-digestion process with silage of wetlands grass and food waste from Mosserud biogas plant. Mosserud is located a couple of kilometers west of Karlskoga city. Today the plant mainly uses food waste, manure and ley crops. The wetland grass originates from an area outside of Säffle called Brosjö. In 2010-2014 the Brosjö area was a part of an EU project that promotes bio diversity and threaten animal species, which . Due to this project the harvesting of grass has been made easier and has no use today, but could fit in an anaerobic digestion process.

The second area was to compare the results with earlier reports on anaerobic digestion and the use of wetland grass. Neldorin (2015), conducted a study of the substrate mix at Mosserud, which lays as a basis for biogas production from Mosserud today compared to the results of this study. The second report studied wetland grass as an additive in pellets. Where Henriksson (2016) had focus on energy consumptions during production of pellets when using wetland grass from Brosjö.

The laboratory study was made at Karlstad University, the study was a semi continuous wet anaerobic process with mesophilic conditions. Feeding and withdrawal of gas was made once a day, using the same lab line up as Neldorin (2015) did. The experiment lasted 10 weeks and 2 different substrate mixtures were used; one with 30% grass 70% food waste and one with 15% grass 85% food waste. The result showed that digestion with 30 % grass mix was preferred. The specific methane production was 0.300 and 0.350 Nm³ / kg VS / day, which was less than those obtained from Mosserud at 0,352 Nm³ / kg VS / day. The total production of methane gas could be increased between 1.5 - 2.6% as there was access to more substrates.

Wetland grass was better used for digestion than pelleting as it could increase the total methane production, while the pellets produced did not meet the requirements of strength, bulk density and fractional fineness. The problems associated with using grass in digestion are sludge formation in the reactor tank and process stability for a long time, when the pH value fell by the accumulation of VFA.

Förord

Detta examensarbete omfattar 30 hp och har utförts under vårterminen 2017 på Karlstads universitet inom civilingenjörsprogrammet med inriktning Energi- och miljöteknik. Detta arbetet är slutprodukten av fem års studier.

Detta examensarbete har redovisats muntligt för en i ämnet insatt publik. Arbetet har därefter diskuterats vid ett särskilt seminarium. Författaren av detta examensarbete har vid seminariet deltagit aktivt som opponert till ett annat examensarbete.

Tackord

Jag vill tacka min handledare Karin Granström för vägledning, tekniskt kunnande och hjälp överlag. Tack till Lars Pettersson för teknisk hjälp. Även tack till Mosseruds biogasanläggning som bidrog med ymp och matavfall.

Slutligen vill jag tacka min familj och mina vänner som stöttat mig, inte bara under detta arbete utan under hela studietiden.

Nomenklatur/Ordlista

C/N-kvot – carbon to nitrogen-ratio – kol/kväve-kvoten i ett substrat

HRT – hydraulic retention time – hydraulisk uppehållstid – så många dagar i medeltal som substratet befinner sig i rötkammaren

LCFA – long chain fatty acid – långa fettsyror – mellanprodukt i nedbrytningskedjan

Nm³ – Normalkubikmeter – 1 m³ vid atmosfärstryck och 0 °C

OLR – organic loading rate – organisk belastning – anger hur mycket nedbrytbart material som matas in i reaktorn per volymenhet i rötkammaren

Rötning/Rötningsprocess – anaerob nedbrytning av organiskt material

Rötrest - Ordet rötrest används när begreppet generellt beskrivs

Substrat – Organiskt material som bryts ned i rötningsprocessen

TS – torrsubstans – andelen av vikten som inte består av vatten

VFA – volatile fatty acid – lättnedbrytbara organiska syror eller flyktiga organiska fettsyror – mellanprodukt i nedbrytningskedjan

VS – volatile solids – andelen av torrsubstansen som inte är aska utan är organiskt

Ymp – Aktiv bakteriekultur från annan rötningsprocess. Används som startkultur vid rötningsförsök.

Innehållsförteckning

1	Introduktion	1
2	Teori/Bakgrund	3
2.1	Våtlandsgräs	3
2.2	Biogas	4
2.3	Rötningsprocessen	4
2.3.1	Hydrolys	4
2.3.2	Syrabildning	5
2.3.3	Acetatbildning	5
2.3.4	Metanbildning	5
2.3.5	Rötrestart	5
2.3.6	Påverkande faktorer för rötningsprocessen	6
2.4	Samrötning	8
2.5	Mosseruds biogasanläggning	8
2.6	Biogas i världen	9
2.7	Förbehandlingar	10
2.7.1	Fysiska förbehandlingar	10
2.7.2	Termisk förbehandling	11
2.7.3	Kemisk förbehandling	11
2.7.4	Biologisk förbehandling	12
2.8	Ensilage	12
2.9	Satsvis urlaknings process	18
2.10	Pellets	19
2.10.1	Sammansättning, bindning och hållfasthet	20
2.10.3	Gräs som råvara	21
2.11	Tidigare arbeten på Karlstads universitet	21
3	Metod	22
3.1	Laborationsuppställning	23
3.2	Förarbete	23
3.3	Utförande	26
3.3.1	Mätningar	28
3.4	Jämförande med tidigare arbeten	29
3.4.1	Jämförelse mot nuvarande förhållanden	29

3.4.2 Jämförelse mot pelletstillverkning	30
4 Resultat	31
4.1 Försöksserie	31
4.2 Jämförelse biogas	37
4.3 Jämförelse pellets.....	37
4.4 Problem med gräs	38
5 Diskussion	39
5.1 Förarbeten och antaganden	39
5.2 Problem under försökets gång	39
6 Referenser	47
6.1 Böcker	47
6.2 Företag & Myndigheter	48
6.3 Artiklar.....	49

1 Introduktion

En av samhällets största utmaningar idag är människans påverkan på klimatet, genom användandet av ändliga fossila bränslen. Under 2014 kom 81 % av all energiproduktion från fossila bränslen, där olja stod för 33 %, kol för 27 % och naturgas för 21 %, endast 13 % var förnybara energiresurser (Energimyndigheten 2015). De fossila bränslena kommer att nå produktionstoppar inom en snar framtid, där den lättillgängliga råoljan hade sitt produktionsstopp 2005 (Biol et al. 2008). Det råder dålig kunskap om hur stora reserverna för naturgas och kolet är, vilket gör att bedömningar är svåra att göra och hamnar i ett brett tidspann. Dock kan kolproduktionsstoppen komma redan 2030 enligt Bardi (2014). Utöver att de fossila resurserna kommer att ta slut släpper de även ut koldioxid, vilket förstärker växthuseffekten. Före industrialiseringen låg koldioxidhalten på ca 280 ppm, idag är halten över 400 ppm. Ska en global temperaturökning på 2°C undvikas bör koldioxidhalten stabiliseras under 450 ppm före 2100 (Miljöportalen 2010).

I Sverige finns uppsatta miljömål för att begränsa klimatpåverkan. Några av målen är att användningen av förnyelsebar energi ska uppnå minst 50 % av den totala energianvändningen 2020, energianvändningen ska effektiviseras med 20 % jämfört med energianvändningen 2008 och i transportsektorn ska användningen av förnybar energi vara av storleken 10 % (Naturvårdsverket 2015).

För att klimatförändringarna ska minimeras måste samhället gå från fossila till förnyelsebara energiresurser inom en snar framtid. Ingen enskild förnyelsebar energiresurs kommer att räcka för att täcka de energibehov som finns idag, utan flera förnyelsebara energiresurser kommer behöva utnyttjas.

En energiresurs är metan förädlad från biogas. Om biogasen kommer från behandling av biologiska avfallsströmmar som inte har sitt ursprung i aktiviteter som degraderar ekosystem kan den sägas vara en långsiktig hållbar energiresurs för mänskligheten. Är metangasen tillräckligt ren går den att utnyttja till fordonsgas, vilket skulle vara ett förnyelsebart alternativ till den fossildominerande transportsektorn.

Länsstyrelsen Värmland har inom EU-projektet Foder & Fägring tagit fram en maskinlösning för att på ett rationellt sätt nyttja strandängar för slätter. Syftet var att restaurera och återskapa slätterängar, betesmarker och våtmarker inom skyddade områden. Det finns stora vinster för den biologiska mångfalden knuten till hävdade strandängar, älvängar och andra våta gräsmarker, främst för fågellivet men även för flora, insekter och fisk. Ett av områdena var våtmarksområdet Brosjön i Säffle kommun där ett öppet landskap med våtmarksområden återskapades. Det skördade gräset behöver avsättas och biogas skulle vara ett bra alternativ. Hantering med ensilering har visat sig passa för biogasproduktion. Finns

det även möjlighet att använda restprodukten som biogödsel skulle detta skapa ett kretslopp.

En vanlig metod vid biogasproduktion är att röta flera olika substrat, kallad samrötning. Samrötning förbättrar rötningsprocessen och får tillräckliga volymer för att nå ekonomisk lönsamhet. Rötning är en komplex process och genom att göra ett laboratorieförsök går det att dra slutsatser om substratens metanproduktion, det är även en enklare och kostnadseffektivare metod. För att undersöka samrötningen görs två olika blandningar av substrat som sedan körs i två reaktorer vardera.

Under försöket kommer våtmarksgräset att rötas med substrat från Mosseruds biogasanläggning, vilket ligger utanför Karlskoga. Mosserud producerar idag biogas under mesofila förhållanden och använder sig av bland annat gödsel, matavfall och vallgröda i sin substratmix.

Ett tidigare arbete har gjorts på Mosseruds biogasanläggning av Neldorin (2015) våren 2015. Den studien fokuserade på att utveckla en substratmix av organiska material som kan behandlas och jämföra detta mot Mosseruds egen substratmix. Även om Magnus hittade en bättre substratmix har Mosseruds inte ändrat sin sammansättning vilket gör att studien om Mosseruds substratmix kommer att ligga som en grund till denna rapport.

En annan studie som även ligger i grund är Henrikssons (2016) försök om våtmarksgräs som additiv i pelletering. Denna studie använde våtmarksgräs från Brosjö området. Pellets med gräs som additiv visade sig inte vara en optimal lösning då problem med sintring och hållfasthet uppstod. Nu hoppas man att biogas från gräs är ett bättre alternativ.

Syfte

Genom studien hoppas nya sätt att utnyttja en resurs som idag går till spillo och riskerar att orsaka övergödning i närliggande vattendrag. Studien syftar på att undersöka möjligheterna att samröta våtmarksgräset med matavfall och bilda biogas. Även hur metanproduktionen påverkas av våtmarksgräset och hur effektivt det är .

Mål

- Att undersöka rötningsprocessen och metanhalter med gräs ensilage under mesofila förhållanden.
- Jämföra rötnings försöket med tidigare försök och avgöra vilken inverkan våtmarksgräset har på rötningen
- Undersöka olika mängder gräs och se hur de lämpar sig för rötning.

- Jämföra gräsets potential som biogas mot gräsets potential som pellets.
- Avväga för- och nackleder med använda gräs till rötning.

2 Teori/Bakgrund

2.1 Våtlandsgräs

Många våtmarkstyper har historiskt sett varit viktiga foderkällor för betesdjur i Sverige, både som betesmark och senare även som vinterfoder. Idag när mycket av djurfodret odlas på åkermark har våtmark fått ett mindre ekonomiskt värde. Våtmarker har idag istället ett stort naturvärde och restaurering har gjorts på flera platser i landet (Naturvårdsverket 2016). Våtmarkerna har ett mångfaldigt ekosystem och många olika djur och växter trivs där. Många insekter är knutna till en viss våtmarkstyp och direkt beroende av dem, även djur som t.ex. grodor har våtmarker som hemvist, där olika arter föredrar olika typer av våtmarker (Martins 2009). Utöver djur- och växtliv fungerar även våtmark som en rening av vatten från fosfor, kväve, tungmetaller och andra partiklar (Andersson et al. 2014). Det är viktigt att skörda marken så att näringsämnena tas ut, annars riskeras övergödning i närliggande vattendrag. Skötsel behövs även för att våtmarken inte ska växa igen, men eftersom det är svårt att finna avsättning för det skördade materialet och marken är inte lämpad för odling eller skogsplantage är detta idag ett problem. Maskinerna som används har svårt att slå våtmarksgräset utan att förstöra marken eller vegetationen. Dessa faktorer gör att våtmarker inte längre är en resurs och har ett lågt ekonomiskt värde för markägarna (Andersson et al. 2014). Går det att ta tillvara på våtmarksgräset skulle det kunna bidra till miljövård, ökad biomångfald, ekonomi för markägare samt en mer hållbar utveckling om gräset kan användas till biobränsle.

Området Brosjön i Värmland är ett Natura 2000-område. Natura 2000 är ett nätverk som grundar sig i EU:s fågeldirektiv och art- och habitatdirektiv. Dess mål är att bevara särskilt utpekade arter eller naturtyper ur ett europeiskt perspektiv (Naturvårdsverket 2016). Under 2010-2014 ingick Brosjön i projektet "Foder och Färgning" som bestod av fyra glesbygdslän med problem att bibehålla hävdade våtmarker och sökte ekonomiskt anslag från EU:s LIFE fond. LIFE är en fond som EU inrättat för att bidra till att bevara mångfalden av naturtyper och arter (Andersson et al. 2014). Under projektets gång gjordes nya investeringar i specialbyggda maskiner och anpassningar av de befintliga för att bättre kunna slå gräset utan att skada marken eller vegetationen. Kostnaden för ombyggnaden och slåttningen motsvarades, eller understeg den miljöstödsersättning som gick att söka via jordbruksverket (2014 års ersättning). På så sätt fanns det nu ett ekonomiskt värde för våtmarksgräset, förutom de naturvärden som redan finns (Andersson et al. 2014). I dagsläget pågår utveckling av våtmarksgräset som foder och även som

kompostering men fler användningsområden krävs. Nu finns intresse på samrötning och framställning av biogas. Från rötningsprocessen kan även rötresten utnyttjas som gödsling och viktiga näringsämnen kommer tillbaka till marken och skapar ett kretslopp. Idag finns höga krav på biogödsel och vad de får innehålla, vanligen behöver det innehålla en hög fosforhalt och låga halter gifta och bioackumulerande ämnen. Att skapa en nisch med gräs som substrat och biogödsel som restprodukt vore ett sätt att ta tillvara på befintliga resurser (Andersson et al. 2014).

2.2 Biogas

Biogas kan skapas på två sätt, termisk förgasning av trädbränslen och kolhaltiga avfallsprodukter eller en mikrobiell nedbrytning av organiskt material i syrefri/anaerob miljö så metangas och koldioxid bildas. Nedbrytningsprocessen kallas även för rötning och är idag det vanligaste alternativet i Sverige (Biogasportalen 2015). I en rötningsprocess fungerar de organiska materialerna som mat (substrat) till bakterierna, detta kan t.ex. vara avloppsvatten, mat- och industriavfall, lantbruksrestprodukter och gödsel. Ska mikroorganismerna trivas behövs även bra förhållande på bland annat: temperatur, pH, mängd näringsalter, ammoniumhalt och syrehalt. Typiskt för biogasprocessen är att mikroorganismerna tar tillvara på varandras nedbrytningsprodukter som substrat, vilket gör att hela processen kan köras i samma tank (Jarvis & Schnürer 2009). Biogas från rötning består av metangas (40-75 %) och koldioxid (15-60 %). Ska biogas användas som drivmedel till fordon måste den uppgraderas till biometan, vilket sker genom att rena biogas från koldioxid (Ryckebosch et al. 2011).

2.3 Rötningsprocessen

Den anaeroba rötningen sker i en fyrstegsprocess bestående av hydrolysis, syrebildning, acetatbildning och metanbildning, se Figur 1. Processen förklaras här kortfattat.

2.3.1 Hydrolysis

I det första steget bryts komplexa proteiner, fetter och cellulosa ned med enzymer från hydrolyserade mikroorganismer till enklare sockerarter, aminosyror och fettsyror. Olika typer av substrat bryts ned olika fort (Weiland 2009). Kolhydrater bryts ner på ett par timmar, proteiner och fetter tar ett par dagar, lignocellulosa och lignin (växter) är den typ av substrat som tar längst tid att bryta ned. Innehåller substraten mycket svårnedbrytbart material blir hydrolysen det begränsande nedbrytningssteget. Detta går att underlätta med olika typer av förbehandlings (Jördening & Winter 2005). I detta steg förbrukas den lilla mängd fritt syre som finns i vattnet av de fakultativt anaeroba nedbrytande bakterierna.

2.3.2 Syrabildning

Under syrabildningen fortsätter nedbrytningen med andra bakterier vilket bildar olika flyktiga organiska syror (VFA), vätgas, koldioxid, svavelväte och andra biprodukter. Bildas det för mycket syror kan pH-värdet sänkas och i värsta fall leda till inhibering. Även syrabildningen är beroende av komplexiteten på substraten. Används ett för- hydrolyssteg är det därför vanligt att inkludera syrabildningen där (Weiland 2009).

2.3.3 Acetatbildning

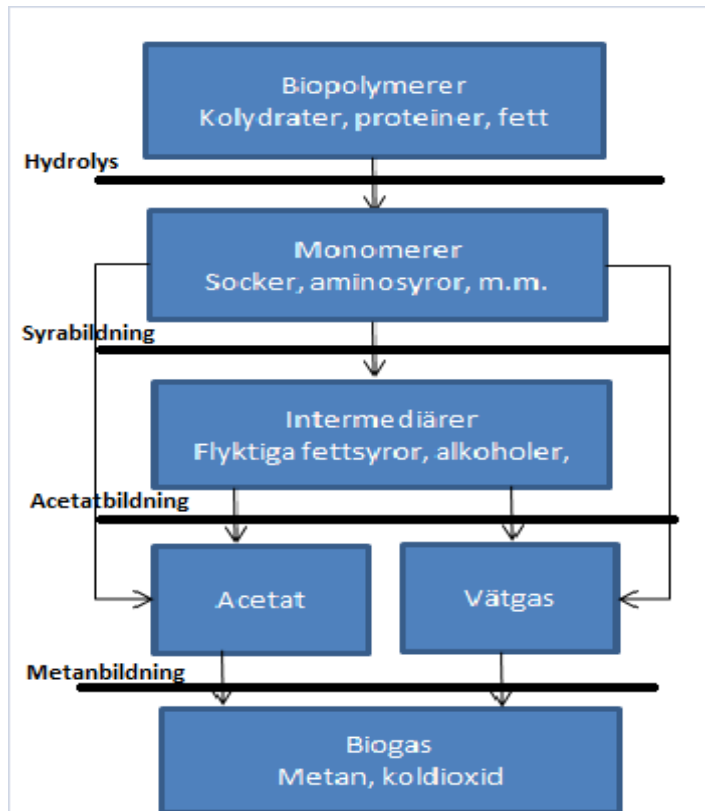
De långa fettsyrorerna och lättflyktiga ämnen från tidigare steg bildar här främst acetat men även koldioxid och vätgas (Weiland 2009).

2.3.4 Metanbildning

I sista steget bildas metan av koldioxid och vätgas (hydroklastiska metanbildare) eller av acetater (acetoklastiska metanbildare) där vätekarbonat bildas som biprodukt. Metanbildningen är det steg som tar längst tid, då delningstiden för metanbildande bakterier är 5-16 dagar. Detta gör att enstegs reaktorer styrs utifrån de metanbildande bakteriernas levnadsbetingelser (Deublein & Steinhauser 2010).

2.3.5 Rötrest

Allt substrat bryts inte ner fullständigt i röt-kammaren utan en rötrest bildas som restprodukt. Rötresten innehåller organiskt bundna mineraler bland annat magnesium, kväve och kalcium som kan vara lämpliga som biogödsel. Under rötningen frisätts och koncentreras ämnena vilket gör det lättare att absorberas av växterna. (Jarvis & Schnürer 2009). Det är viktigt att veta vad ens rötrest innehåller då det kan innehålla ämnen som är olämpliga för spridning på åkermark, speciellt om avloppsslam använts i rötningen (Neldorin 2015).



Figur 1: Schematisk bild över rötningsprocessen, bild inspirerad av Weiland 2009.

2.3.6 Påverkande faktorer för rötningsprocessen

För att få en bra miljö för de anaeroba bakterierna måste flera faktorer tas till hänsyn: temperatur, pH värde, ammoniumhalt, syrehalt, belastning, uppehållstid, kol kväve- kvot, våt eller torr rötning och omblandning (Persson 2005).

Temperatur: Ofta pratar man om två olika temperaturintervall vid anaerob nedbrytning, mesofila 25-40°C eller termofila 50-60 °C. Den termofila processen går fortare än den mesofila vilket gör att en kortare uppehållstid och mindre röttningsvolym kan användas. Den mesofila processen är mer tålig mot störningar och mindre energikrävande. Den anaeroba processen behöver en extern värmekälla eftersom processen inte genererar någon värme. Både termofila och mesofila bakterier trivs bäst vid en konstant temperatur vilket brukar medföra en jämn gasproduktion. Bakterierna anpassar sig efter sin omgivning men det sker långsamt, snabba temperaturändringar minskar gasproduktionen tills bakterierna hunnit anpassat sig (Chae et al. 2008).

pH: De metanogena bakterierna är pH-känsliga, och trivs bäst inom en pH-halt 6,5–7,5. Det är vid dessa pH värden som metanbildningen är som bäst och en stabil pH-halt ger en bättre fungerande process. Höga eller låga pH värden kan indikera störning i processen samt att det kan skada bakterierna. Blir pH värdet för lågt kan det indikera att det bildas mer VFA än vad de metanogena bakterierna kan

konsumera och hämna de metanbildande bakterierna. För att minska risken med sänkt pH önskas det en hög alkalinitet, då detta är ett mått på processens buffertförmåga. Har processen en för hög alkalinitet finns dock risken att mer ammonium frigörs vilket hindrar metanbildningen (Carlsson & Uldahl 2009).

Ammonium-/ Ammoniakhalt: Ammonium produceras naturligt i processen när proteiner i substratet bryts ned och normalt bryts ammoniumet ner till organiskt kväve vilket krävs för att bakterierna ska växa och föröka sig. Höga halter av ammonium är toxiskt för de metanbildande bakterierna. Bakterierna kan anpassa sig och olika processer är olika känsliga vilket gör det svårt att sätta ett gränsvärde, men runt 0,15g/l -3g/l brukar användas. Höga halter av ammoniak kan resultera i att VFA ackumuleras i reaktorn vilket leder till sänkt pH och mer störning i processen (Banks et al. 2011). Metanogenerna är oftast mer känsliga för ammoniak än ammonium (Carlsson & Uldahl 2009).

Syre: De flesta bakterierna i den anaeroba processen är syrekänsliga vilket gör att reaktorerna bör vara lufttäta. Små mängder syre förbrukas av de fakultativt anaeroba bakterierna, vilket är bakterier som kan använda sig av både syre och nitrat som elektronaccepter i sin metabolism (Hogg 2005).

Uppehållstid: Solid retention time (SRT) och Hydraulic retention time (HRT) är slammets respektive vätskans uppehållstid i reaktorn. I kontinuerliga processer är dessa uppehållstider oftast lika långa, undantag om rötresten återförs till röttkammaren. För att det inte finns någon möjlighet att skilja på rötresten och nedbrytande mikrofloran försvinner det kontinuerligt metanbildande bakterier från processen (kontinuerlig). För att bakterierna har en lång delningstid och för att mikrofloran försvinner ut behövs en lång uppehållstid för att nedbrytningen inte ska avstanna. De flesta biogasprocesser har en uppehållstid mellan 10-25 dagar, där det varierar beroende på vilket typ av substrat som används (Deublein & Steinhauser 2010).

Kol/kväve kvot: Likt andra mikroorganismer behöver bakterierna näringsämnen, främst kol och kväve men även andra mikronäringsämnen, vitaminer och spårämnen. Förhållandet mellan kol och kväve spelar roll för hur bra rötningsprocessen fungerar då kolet fungerar som mat och kvävet behövs för att bakterierna ska öka i antal. Ett bra intervall för C/N kvoten är 10-30. Få substrat ligger inom detta intervall och blandningar av olika substrat är ofta nödvändigt för att få en hållbar process (Carlsson & Uldahl 2009).

Torr/våt: En rötningsprocess kan vara torr eller våt. En torr process har torrsubstans runt 30 %, och en våt har en TS mellan 2-10 %. I Sverige är våtrötning vanligare då det är möjliggör användningen av pumpar för substrat, bättre möjligheter till omblandning, rötresterna har bättre spridningsmöjligheter och kan göras kontinuerligt tillskillnad från torrrotning (Neldorin 2015).

Blandning: För att näringsämnen ska kunna fördelas till alla mikroorganismer måste en omrörning ske. Omblandningen gör även så att de metaboliska produkterna förs vidare och att biogasen effektivt lämnar vätskefasen. Dessutom gör en omblandning att temperaturgradienten minimeras och minskar risken för skiktningar i reaktorn. Dock bör omblandningen inte vara för stark då det kan skada stresskänsliga bakterier samtidigt som det drar onödigt mycket energi.

2.4 Samrötning

När två eller flera olika substrat blandas och rötas tillsammans kallas det för samrötning. Samrötning är idag den vanligaste metoden för biogasproduktion. I Sverige finns 23 samröttningsanläggningar där de flesta rötter vallgrödor med avfall från livsmedelsindustrin, gödsel, utsorterat matavfall och slakteriavfall (Westin & Harrysson 2014). Även avloppsslam och slam från pappers- och massbruk kan användas men det försvårar möjligheterna med att sprida rötresterna. Fördelarna med att samröta substraten är att de överkommer många av de inhiberingsproblem som kan uppstå när endast ett substrat används. Samrötningen ger en bättre C/N kvot genom att blanda substrat med hög C/N kvot och substrat med låg C/N kvot, för att uppnå det optimala området för C/N kvoten. Genom att blanda flera substrat ökar möjligheterna att flera av de viktiga spårämnen finns tillgängliga, som mangan, zink, kisel, nickel m.fl. (Berg et al. 2011). Samrötning ger även mer stabilitet mot pH sänkningar om ett av substraten har en högre alkalinitet. Har substraten olika halt VS kan det minimera utspädningen med vatten för att få önskat inflöde. Samrötning kan också medföra att rötresten får en bättre sammansättning. Detta beror på att substrat med olika innehåll vad gäller makro- och mikronäringsämnen eller tungmetaller kan komplettera eller späda ut varandra så att rötresten får koncentrationer av ingående ämnen som gör det attraktivt att använda som gödsel på åker- eller skogsmark (Jakobsson 2014). Överlag är en samröttningsprocess mer stabil. Förutom det kan samrötning förstärka nedbrytningseffekten av substraten vilket leder till att mer biogas skapas eller att metanhalten ökas (Berg et al. 2011). Det finns även ekonomiska fördelar med samrötning genom att effektivare utnyttja den utrustning med flera avfallsströmmar i ett enda system och kostnadsdelningen genom att behandla flera substrat samtidigt (Nordelin 2015).

2.5 Mosseruds biogasanläggning

Mosseruds biogasanläggning har varit i bruk sedan hösten 2013 och ligger ca 4 km väster om Karlskoga. Årligen rötas runt 80 000 ton substrat under mesofila förhållanden. Deras substratmix består av största delen utsorterat matavfall (51 %), flytgödsel (33 %) och vallgröda (9 %) men även slakteriavfall, slurry och verksamhetsavfall¹. Substratet leveras via lastbil eller sopbil från närområdet, där

¹ Marika Lindam biogastekniker Mosseruds biogasanläggning, mail- kontakt 8 Maj 2017.

de först hamnar i uppsamlings yta innan de förs vidare till förebehandlingar. Den första förbehandlingen består av att sortera ut icke önskvärt material, så som metal, plast, sten, m.m. Vidare förs vallgrödan till extrudern för att minska sin partikel storlek, matavfallet sönderdelas i en kross och späds med vatten för att få rätt TS-halt. Efter att substraten blandas genomgår de en hygienisering som sker enligt EU förordning vid 70 °C med uppehållstid på minst 1 timme och största partikelstorlek på 12 mm. Efteråt förs substratet in i röt-kammaren. Efter röt-kammaren samlas gasen upp i en gasklocka och leds vidare till en uppgraderingsanläggning där biogasen renas till fordonsgaskvalité (minst 95 % metan). Gasen säljs sedan vid egna tankstationer som är belägna vid Mosseruds återvinnings centralt, samt att en del transporteras till Stockholm via lastbil (Neldorin 2015).

2.6 Biogas i världen

Det uppskattas att ungefär 1500 miljoner ton biomassa kan rötas varje år i EU (Weiland 2009), vilket kan vara en av anledningarna till att biogasen växer stadigt i Europa. Under 2015 gick 87 nya verk igång och det finns över 17000 verk igång i Europa. Tyskland är idag det landet som producerar mest biogas i världen och är även ledande i biometan. I Sverige producerades 2015 1,9 TWh biogas där större delen gick till biometan (European biogas association 2015). Enligt EBA visar de senaste årens trender i Europa att biogasindustrin är mogen och har möjlighet att motstå ogynnsamma förhållanden. Det förväntas att dessa positiva trender fortsätter på kort framtid, och mycket ligger till hur den politiska utvecklingen sker på internationell nivå som ett resultat av den senaste tidens COP21-möte i Paris.

Att använda ensilerat gräs till biogasproduktion är inget nytt utan används runt om i världen, Thailand (Dussadee et al. 2016), Kina, USA och stora delar av Europa (Rodriguez et al. 2017). I Tyskland används gräs som ett av substraten i ca 40 % av alla biogasverk. Gräset som används idag är varierande beroende på vad som finns tillgängligt i närheten av biogasanläggningen. De flesta verk använder runt 8 % vikt från gräs i substratmixen, men en del går upp till 50 % vikt (Rodriguez et al. 2017). Ett flertal studier har gjorts inom olika sorters gräs (Jagadabhi et al. 2008 & Ramastsa et al. 2015) där det visar att upp till 30 % VS kan ge mer metangas. Studier som har använts sig av 50 % VS från gräs har gjorts (Abu-Dahrieh et al. 2011 & Ramastsa et al. 2015), vilket visade att 50 % gräs gav sämre metanbildning. Mängden gräs och dess inverkan är väldigt beroende på gräsets egenskaper, lagring och vilka andra substrat som finns tillgängliga

2.7 Förbehandlingsmetoder

Eftersom gräs innehåller lignocellulosa vilket är svårnedbrytbart kan förbehandlingsmetoder vara nyttiga för att underlätta rötningsprocessen. Förbehandlingsmetoder för gräs delas upp i 4 områden fysisk, termisk, biologisk och kemisk.

2.7.1 Fysiska förbehandlingsmetoder

Fysisk förbehandling är metoder där inga andra ämnen finns med under förbehandlingen. Inom den fysiska förbehandlingen har tre olika metoder studerats (Rodriguez et al. 2017) mekanisk, ultraljud och mikrovågsmetoder. Den mekaniska förbehandlingen är den mest vanliga och används inom många avfallsområden. Den mekaniska metoden går ut på att minska partikelstorleken på inkommande material för att öka värme och massöverföringar som ofta är begränsande av stora partiklar. När det gäller gräs inom biogas har det visat sig att minska partiklarna under 0.4 mm inte ökar metanproduktionen (Rodriguez et al. 2017). Utöver detta ger den mekaniska förbehandlingen en annan fördel när det gäller gräs. Gräset innehåller långa fibrer med lägre densitet än vätskan vilket gör att det lägger sig vid ytan och bildar ett slamtäckande om inte omblandningen är kraftig nog. Är fibrerna sönderdelade behövs mindre energi till omblandningen. Mekanisk förbehandling kan öka metanutbytet mellan 8,5 % - 59 % mycket beroende på substrat och partikelstorlek (del Pilar Castillo et al. 2013).

Ljudvågor med högre frekvens än vad människan kan höra kallas för ultraljud. Med hjälp av ultraljud kan kavitation uppstå inuti cellerna och regioner med vätskeångor, så kallade mikrobubblor. Kavitationen skapar områden med höga temperaturer och tryck vilket skapar en inre spänning i cellerna och reaktiva radikaler (H⁺ och OH⁻) bildas. Detta gör så att den kemiska nedbrytningen av organiskt material underlättas i hydrolys steget. I en studie av Schwede et al. (2011) där mikroalger undergick en förbehandling av ultraljud visade det sig att metanbildningen minskade trots förbehandlingen. Schwede et al. (2011) tror att det beror på att VFA skulle blivit skadat i cellen av ultraljuden. Samson och LeDuy (1987) förklarar effekten av förändring i den kemiska sammansättningen i materialet på grund av cell sönderdelning. Andra studier föreslår att olika frekvenser gör att olika organiska material påverkas (Rodriguez et al. 2017). Tekniken att använda ultraljud som förbehandling har provats på flera olika substrat bland annat gödsel, avloppsvatten och slam. Att använda ultraljud som förbehandling på gräs har knappt förkommit, mycket beror på att gräs innehåller lite vatten och ultraljud har visat sig bättre när lignocellulosa material är blandat med vatten. Anledningen till detta är att ljudvågorna fördras bättre i vatten- solida gränssnitt än i luft- solida. Ska ultraljud användas som förbehandling rekommenderas det att beblanda vatten med gräset (Rodriguez et al. 2017).

Mikrovågor är korta elektromagnetiska vågor. Mikrovågor som förbehandling ökar den kinetiska energin som finns i vattnet, vilket leder till temperaturökning och slutligen kokning. Processen polariserar makromolekyler och orsakar en förändring av proteiner i cellen. Den ökande temperaturen leder till ökat tryck vilket leder till cell hydrolys där organiskt material tvingas ut ur cellväggen. Fördelarna med mikrovågor är att utrustningen inte behöver någon uppvärmning eller nedkylning utan kan ske direkt. Mikrovågorna har som förbehandling visat på positiva effekter även under korta perioder (3 min). Utöver att mängden biogas kan öka av mikrovågor kan rötnings tiden minskas (Rodriguez et al. 2017).

2.7.2 Termisk förbehandling

Termisk förbehandling är effektiv i nedbrytning av lignin och cellulosa. Värmen bryter upp vätebindningarna i de komplexa cellulosa- och lignocellulosa cellerna, vilket även får cellerna att expandera vilket ökar deras ytarea. Den maximala ökningen av termisk förbehandling var 16 % och skedde i en uppvärmning på 175°C i 10 minuter. Termisk förbehandling går att applicera på de flesta substrat men torra substrat bör blandas ut med vatten. Termisk förbehandling har även visats minska viskositeten på inkommande substrat, vilket är en viktig parameter i anaeroba processer. Minskad viskositet innebär mer lättflytigt material och mindre energi går åt under inmatningen. Det finns risk för inhiberande eller toxiska effekter under behandlingen som orsakas av bakterier, jäst och/eller metanogener på grund av fenoliska föreningar som produceras från solubiliseringen av hemicellulosa och lignin (Carlsson et al. 2013). Det går även att kombinera höga temperaturer med högt tryck, följt av en snabb trycksänkning för att få en så kallad ångexplosion. Temperaturökningen gör att hydrolysen av komplexa material påskyndas och när trycket sänks förångas vätskan i cellerna vilket orsakar ett explosionsliknade fenomen som bryter upp cellväggarna och förändrar strukturen (Carlsson et al. 2013). I en studie av Bauer et al. (2014) med ångexplosion som förbehandling på hö visade det sig att metanproduktionen kunde ökas till ca 20 %, beroende på temperatur och tryck. Samma studie visade att allt för höga temperaturer och tryck gav en sämre metanproduktion då bildningen av giftiga och inhiberande ämnen ökade.

2.7.3 Kemisk förbehandling

Kemisk förbehandling använder sig ofta av syror eller alkalier för att bryta ned cellulosa och lignin för att göra biomassan mer tillgängliga för enzymer. Syra används främst mot hemicellulosa och alkalier är mer effektiva förbehandlingsmetoder mot lignocellulosa. De vanligaste alkalierna som används är natrium-, ammonium-, kalcium- och kaliumhydroxider där effektiviteten är beroende på vilken typ av lignin som finns i biomassan. Den kemiska förbehandlingen fungerar som ett hydrolyssteg där saponifiering bryter ned lignin kolhydratbindningarna och minskar kristallinheten hos biomassan.

Andra fördelar med kemisk förbehandling är att de alkalier som kvarstår efter förbehandlingen kan förhindra en sänkning av pH värdet (Rodriguez et al. 2017). När det kommer till gräs är kalciumhydroxid de vanligaste alkalier, i en studie av Khor et al. (2015) visade det att med 7,5 % koncentration av $\text{Ca}(\text{OH})_2$ gav en ökning av metanproduktionen med 37 %. Cellulosa har en kristallin struktur och har bra resistans mot kemiskbehandling och är därmed ointressanta ur ett ekonomiskt perspektiv och används oftast i biomassa med höga halter lignin då de annars inte skulle brytas ned (Rodriguez et al. 2017).

2.7.4 Biologisk förbehandling

Biologisk förbehandling av biomassa utgörs av aktivitet från bakterier, svampar och enzymer. Precis som under rötningsprocessen sker en biologisk nedbrytning av cellulosa och lignin. Enligt Rodriguez et al. (2017) är brunrötesvampar mest lämpade för cellulosa och vitrötesvampar är mest effektiva för lignocellulosa. Ett vanligt sätt att använda biologisk nedbrytning för att förbättra biogasproduktionen är ett för- hydrolys steg. Genom att separera hydrolysen och syrabildningen är det möjligt att undvika de inhiberande effekterna då ansamlingen av flyktiga fettsyror är skilt från de metanogena bakterierna. Det går även att tillsätta enzymer i ett för- hydrolys steg, i en så kallat enzymatisk hydrolys. Genom att tillsätta enzymer kan det förbättra nedbrytningen av biomassa, speciellt cellulosa-, hemicellulosa- och stärkelse nedbrytande enzymer när biomassan innehåller mycket lignin och cellulosa. Fördelarna med enzymatisk hydrolys är det inte kräver mycket energi tillskillnad från termiska och mekaniska förbehandlingar och är säkrare än kemiska förbehandlingar. Nackdelen är att biologiska processer är utrymmeskrävande och har lång uppehållstid, vanligen 10-14 dagar. I en studie av Wen et al. (2015) där Napier gräs förbehandlades med cellulosanedbrytande bakterier under 3 veckors tid blev det maximala metanutbytet 49 % större än vid obehandlade prover.

2.8 Ensilage

Att lagra gräs över vintern är mycket vanligt världen över, då lagrat gräs står för stor del av vinterdieten för boskapsdjuren. Under de senaste decennierna har gräsensilage blivit populärare och är idag mer vanligt än hö. Att ensilage blivit populärare är mycket till att det är mindre väderberoende, att grödorna inte behöver skördas vid mogen fas vilket gör att det går att få ut fler skördar per år med ensilage tillskillnad från hö (Woolford & Pahlow 1997).

Lagring av gräs-/ växtprodukter kan ske på två olika sätt hö eller ensilage, där hö fälttorkas och inhibering av skadlig mikrobiell aktivitet, följt av förvaring i stora rundbalar. Ensilageproduktionen tillskillnad från hö genomgår en biokemisk process där höet går igenom en fysisk transformation. Ensilagering består av fyra steg där material med låga halter torrsustans genomgår en fermentering. Efter att silon har fyllts och förslutits sker första steget kallad initial aerob period. Under

den initiala aeroba perioden andas biomassan på grund av syret som följde med under förslutningen. Under respirationen förbrukas socker till koldioxid och vatten tills allt syre är använt. Detta steg tar flera timmar. Sedan följer anaerob jäsning, där de mikroorganismer som är kapabla till anaerobtillväxt (t.ex. mjölksyrabakterier, clostridium och jäst) tar över och konkurrerar om tillgängligt organiskmaterial. Är förhållandet lämpligt kommer mjölksyra att bildas och pH sänks till ca 4,0 vilket gör att en andra fermentering av clostridumbakterier förhindras. Efter flera veckors tid börjar stabiliseringsfasen där de anaeroba förhållandena uppehålls med en minskad fermentering, pH-värdet är oförändrat, enzymer och mikrobiell aktivitet är minimal och förblir så tills foder ut perioden. I sista steg lossas silon för transport eller för bio- kok utfodring där biomassan återinförs till en syresatt miljö och en aerob process sker.

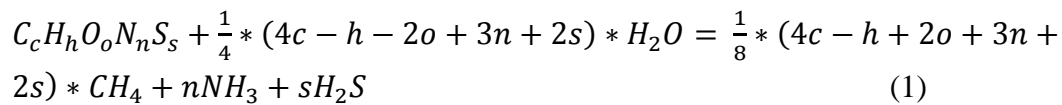
Vilket pH-värde som krävs för att den andra fermenteringen inte ska ske är beroende av torrhalten i materialet, högre torrhalt innebär högre pH-värdet för stabilitet. Det sker dock alltid en andra fermentering till viss grad, där socker, proteiner och aminosyror bildar aminer, ammoniak och längre fett syror. Oftast bedöms kvaliteten av ensilage med förhållandet första fermentering mot andra fermentering (clostridium), där ett högre förhållande är att föredra. Under fermenteringen förvaras gräset fritt från syre i balar eller silon, där vita rundblar är en av de vanligaste lagringsprocesserna (Woolford & Pahlow 1997).

Fermentering har bra möjligheter till att lagra energi men själva processen är okontrollerad och ensilagens egenskaper blir starkt beroende av de organiska materialens egenskaper, vilka mikroorganismer som finns tillgängliga under lagringsprocessen. Är förhållandena inte optimala under fermenteringen och en sekundär clostridiumjäsning sker kan det leda till höga förluster av TS och energiförluster till följd av produktion av CO₂ och H₂. Under det sista steget i rötningen när den andra aeroba rötningen sker kan upp till 15 % av den totala energin förloras.

2.8.1 Ensilages inverkan på metanpotentialen

Teoretisk biogaspotential ger ett värde som representerar mängden biogas som kan bildas utifrån de olika substraten. Den teoretiska biogaspotentialen är en uppskattning av den maximala mängden biogas som kan produceras, vilket sedan används som en övre gräns mot de tekniska och ekonomiska förutsättningarna. Även om substraten testas för innehåll finns det en osäkerhet, i och med att gödsel och avfall utsätts för dagliga fluktuationer och växter har variationer i olika skördar (Kulisic 2015). Det är vanligare att använda medelvärden för att beräkna biogaspotentialen med hjälp av Buswells ekvation, Ekvation 1. Buswells ekvation uppskattar slutprodukten från anaerobisk rötning genom att studera den kemiska uppsättningen. Ekvationen ger ofta en bra uppskattning om hur stor del som blir metangas men överskattar volymen då inte allt organiskt material bryts ned.

Vanliga nedbrytningsvärden för substraten är 85 % för matavfall och runt 70 % för växter (Banks *na*). Buswells ekvationer mänger bildad metan i nedbrytningsprocessen förenklat till att 1 g protein, 1 g kolhydrat och 1 g fett bildar 0,50, 0,38 respektive 1,04 l CH₄ vid fullständig nedbrytning i rötningsprocessen. rötningsprocessen.



Den biokemiska och mikrobiologiska processen av ensilage, specifikt för djurfodring är väl beskriven i litteraturen. Även om ensilageprocessen är den samma finns det olikheter i vad som är bra ensilage när det kommer till foder jämfört med ensilage till rötning och biogasproduktion. För fodring är proteinernas nedbrytning, smaklighet och torrs substans av största intresse (Egg *et al.* 1993), för biogasproduktion är det viktigaste att minimera förlusten av eller till och med öka mängden kol som kan omvandlas till metan.

I en omfattande studie av Franco *et al.* (2016) var de influerande parametrarna för metanproduktionen organiskt material, lagringsprocessen, temperatur och lagringstid. När det gäller organiskt material finns tre faktorer som påverkar mängd vatten, partikelstorlek och innehåll.

Ensilage kan göras från en mängd olika biomassor, men det finns flera biokemiska egenskaper som bidrar till ett bättre ensilage. Bland annat är innehåll av vattenlösliga kolhydrater, buffringskapacitet och epifytisk mikroflora av råmaterialet viktigt under ensileringen. Att använda gräs som ensilage är vanligt och många studier gjorts där de kemiska egenskaperna har visats vara starkt beroende av art, klimat och i vilket stadium av tillväxt skörden skedde (Franco *et al.* 2016). I en studie av Herrmann *et al.* (2011) jämfördes två olika gräs arter (Sorghum hybrid och Forage rye) med majs och vete. I studien var gräs generellt sämre att använda till ensilage sett från metanpotentialen. Av alla parametrar är de biokemiska en av de mest avgörande när det gäller ensilering. Men av många skäl är det inte möjligt att använda de mest lämpande biomaterialen som majs. Det finns flera restriktioner i samband med geografi, krav på anaerobisk nedbrytning eller miljöpolitiska krav som begränsar möjligheterna.

Fermentering likt rötning är båda påverkade av partikelstorleken på det organiska materialet. Precis som med rötning får fermenteringen en positiv effekt av mindre partiklar då jäsningen av mjölksyrebakterierna kan ske snabbare vilket leder till mindre förluster av organiskt material (Franco *et al.* 2016). Enligt Gordon *et al.* (1959) visade mindre partikelstorlek på ett lägre pH, mindre ammoniakkväve och mindre smörtsyra, vilket är en biprodukt av sekundär jäsning. Resultatet tyder på att mindre partikelstorlek leder till högre biogasproduktion. En likande studie av Herrmann *et al.* (2011) visade på liknade resultat när organiskt material av

storleksordning 4-5,5 mm jämfördes mot 7-9 mm. Där samtliga substrat hade högre biogaspotential vid mindre storlekar, samma studie visar även att den procentuella skillnaden är substratberoende. Likande vid rötning ger allt för små partiklar ingen högre biogasproduktion, utan ger bara högre kostnader vid förbehandlingen. Enligt Mohd- Setapar et al. (2012) är partikelstorlekar under 7 mm inte att rekommendera då kostnaden att hacka materielen överstiger vinsten som fås av den ökade metanproduktionen.

Fukthalten i materialet har inverkan på ensilaget och under de senaste åren har det främst varit fokus på ensilage för djurfoder, men idag även för biogasändamål. Oavsett ensilages användning ger en högre torrhalt en fördröjning i bakterietillväxten vilket leder till en mer begränsad fermentering. Mellan de olika mikroorganismerna finns olika tolerans till torrhet där klostrida bakterierna trivs i fuktigare material, detsamma gäller mjölksyrebakterier men de har en högre tolerans (McDonald et al. 1991). I en studie av Berreani et al. (2009) noterades endast en liten minskning av mjölksyra vid högre torrhalter men den klostrida jäsningsen minskade exponentiellt och var näst intill obefintlig vid TS över 30 %. Även om effekterna av fukt eller frånvaron av fukt (TS > 25 %), visar på en mindre omfattande fermentering och där med mindre förlust av organiskt material vilket i teorin ger en bättre metanpotential, har inga studier visat på några fördelar. Då det endast finns begränsade arbeten inom området finns idag inte full förståelighet för fuktens inverkan.

För själva förvaringen av ensilaget är de viktigaste faktorerna närvaro av luft och densitet. Faktorerna är delvis sammankopplade men presenteras separat för att ge större förståelse. Som i alla anaeroba processer är närvaro av luft en viktig faktor. Finns luft under ensileringen gynnas aeroba mikroorganismer vilket leder till en högre pH halt, ammoniakkväve och mindre mängd mjölksyra, vilket är faktorer som indikerar sämre kvalitet på ensilaget (Franco et al. 2016). Det mesta av syret som finns fritt vid förslutningen används upp och efter 30 min har över 99 % förbrukats. När den anaeroba processen börjat är det viktigt att inget luftläckage sker. Hermann et al. (2011) visade att 5 % av den totala metanpotentialen kan försvinna i fermenteringssteget och ökar risken för vidare förluster vid utmatningen. Den största förlusten av luftning sker vid utmatningen och aerobisk stabilitet bör betraktas för att minimera förlusterna (Sprague 1974). Enligt McEniry et al. (2014) fanns en minskning på 8,7 % för metanpotentialen av gräsenilage efter 8 dagar av luftexponering. Liknande av Hermann et al. (2011) visade att mellan 5 och 19 % av metanpotentialen försvann efter 7 dagar av luftexponering. Det är därmed viktigt att ha en tät silokonstruktion, en snabb utmattningsprocess för att förhindra förluster av det organiska materialet.

Packningstätheten för ensilage anses vara avgörande för metanpotentialen på grund av dess inverkan på oxidationen av organiskt material. En högre densitet är

associerat med en lägre porositet, lägre mängd luft och till långsammare syreflöden i ensilage och därigenom mindre förluster (Muck & Holmes 1999). Neureiter et al. (2005) undersökte hur en komprimerad biomassa förhölls sig mot en okomprimerad. Den okomprimerad erhöll en högre viktförlust, hade en lägre halt mjölksyra och hade ett högre pH värde. Studien visade att biogasproduktionen av okomprimerade biomassan erhöll 20 % mindre biogaspotential i jämförelse. En annan fördel av att komprimera ensilage är att mindre siloutrymme går åt, vilket leder till lägre enhetskostnader för lagringen (Muck & Holmes 1999). Omvänt finns det ekonomiska nackdelar som förespråkar emot ensilage med hög densitet, där krav på starkare komprimeringsutrustning eller förlängd kompressortid. En ekonomisk analys kan bli avgörande i hur hårt ensilage ska komprimeras, men ur ett biogasperspektiv är högre packningsdensitet att rekommendera för högre metanproduktion (Franco et al. 2016).

Lagring av ensilage är en varierande parameter som beror på säsongsvariationer, organiskt material och speciella krav som kan finnas senare i processen (t.ex. för rötningen). Med hänsyn till detta är lagringstiden ofta definierad efter andra faktorer i produktionskedjan och inte så mycket efter metanpotentialen. Lagringstiden påverkar likväl vilket Neureiter et al. (2005) visade i en studie, där majs låg i ensilage i 44 respektive 119 dagar. Det visade att pH värdet var stabilare, ökad förlust av TS och en ökning av metanpotentialen hade skett efter 119 dagar. Jämfört med nyskördade grödor hade ensilage efter 44 dagar minskat sin metanpotential med 17 % där ensilage av 119 dagar hade ökat med 22 %. I en liknande studie av Herrmann et al. (2011) visade det att grässets maximala ökningen var 7 %. Den högre metanpotentialen över tid kommer från den högre biotillgängligheten av växtcellsmaterialen, vilket i vissa fall kan kompensera de förluster av TS (Pakarinen et al. 2008). För gräsensilage visade Lehtomäki (2006) att en lagringstid över 180 dagar inte ledde till högre metanpotential utan istället ökade risken att minska den med upp till 30 %.

Oavsett vart ensilaget utförs utsetts det för temperaturvariationer eftersom silon vanligen överlämnas till den omgivande temperaturen. Som en effekt av detta kommer bakterietillväxthastigheten variera mellan de mikroorganismer som finns i systemet. Inom de normala temperaturintervallen som ensilaget utsätts för (10-40°C) blir bionedbrytningshastigheten påverkad, vilket ökar med högre temperatur (Lettinga et al 2001). Flera studier har gjorts i laborativ skala med ensilage, där många författare publicerar resultat som liknar temperaturens inverkan på rötning. I en studie av Kim och Adesigan (2006) där organiskt material lagrades i 20 resp. 40 grader, erhölls högre halter av pH och ammoniumkväve samt en lägre mjölksyra till ättiksyra ration vid den högre temperaturen. All data indikerar på att jäsningsen blir mer omfattande vid högre temperaturer, vilket återspeglar i en sämre ensilagekvalitet i slutprodukten. Enligt resultaten är det viktigt att uppehålla en låg temperatur för begränsad fermentering och bevara ensilaget, men en viss

temperatur är nödvändig för att fermenteringsprocessen ska komma igång och få en effektiv mjölksyreproduktion. Trots detta är det inte ekonomisk lönsamt att försöka hålla lagringssilon kylda, utan alla energi-, isolerings- och utrustningskostnader övervinner vida den extra metan som teoretiskt kan produceras under rötningen. Dock går det att uppmuntra var nya silon byggs, t.ex. i skuggigare eller kallare områden när det är möjligt (Franco et al. 2016).

För att öka metanproduktionen ytterligare i röt-kammaren kan tillsatser användas. Det går att använda tillsatser både under lagringen och under själva rötningen. De tillsatser som är vanligast under lagringen skiljer sig från de som tillsätts under rötningen. De vanligaste tillsatserna som tillsätts under ensilage är fermenteringsstimulerande eller fermenteringsinhibitorer och olika näringsämnen är vanligare under rötningen (Franco et al. 2016).

Fermenteringsstimulerade tillsatser har fördelarna att de hjälper till att bevara biomassan, är icke korrosiva och är ofarliga för människor. Några av de bästa tillsatserna är enzymer, kolhydratkällor och mjölksyremp. De olika tillsatserna påverkar processen på olika sätt och kan används enskilt eller blandas. Kolhydratkällor (som sockerarter eller melass) introducerar ytterligare substrat, enzymer (som cellulase eller xylanas) ökar produktionen av fermenterbara sockerarter från cellväggens beståndsdelar (McDonald et al. 1991). Mjölksyrempen ökar den befintliga bakteriekulturen i ensilaget och underlättar för den primära fermenteringen (Kalać 2011). Ensilage av gräs har provats i olika studier, i en av Lehtomäki (2006) jämfördes tillsats av enzymer mot homofermentativt mjölksyremp, där lagringen skedde under 90 dagar. Detta resulterade i att metanpotentialen ökade med 12 respektive 19 %. I en annan studie av McEniry (2014) jämfördes tillsatserna av sackaros, homo- och retrofermentativt mjölksyremp efter 110 dagars lagring. Vilket resulterade med 5, 12 och 8 % ökning av metanpotentialen för de olika tillsatserna. Pakarinen et al. (2011) undersökte en kombination av homofermentativt mjölksyremp och enzymer under 180 dagar, vilket ledde till en ökning av metanpotentialen med 8 %.

Tillsatser är inte nödvändigt i material som har höga halter av fermenterbara kolhydrater, utan bör användas på andra substrat med låga halter. Enligt Kalać (2011) är det viktigare med en bra isolering då tillsatsernas effektivitet är beroende på omgivningen samt substratet.

Fermenterings inhibitorer används i ensilering för att bevara det ursprungliga materialet så mycket som möjligt genom att förhindra nedbrytning i oönskade föreningar, vilket minimerar förlusten av torrsubstans. Inhibitorer består huvudsakligen av mineraliska och organiska syror, vanligen svavelsyra och myrsyra (Muck 1998). Trots att de är frätande och svårhanterliga finns det motivation till användning då de är mer tillförlitliga eftersom de inte grundar sig på aktivitet av levande mikroorganismer (Muck 1998). Det finns idag lite forskning

inom inhibitorer och metanpotential, och av den som finns lyder olika resultat. Enligt Pakarinen et al. (2011) fanns det inget samband med inhibitorer och ökad metanproduktion. Studierna av Lehtomäki (2006) och McEnriy et al. (2014) visar att metanpotentialen för gräs ökade med upp till 30 %. Författarna tvivlar själva på den osannolikt stora ökningen till den låga koncentrationen och hävdar att det antagligen finns fler faktorer som är okända i dagsläget.

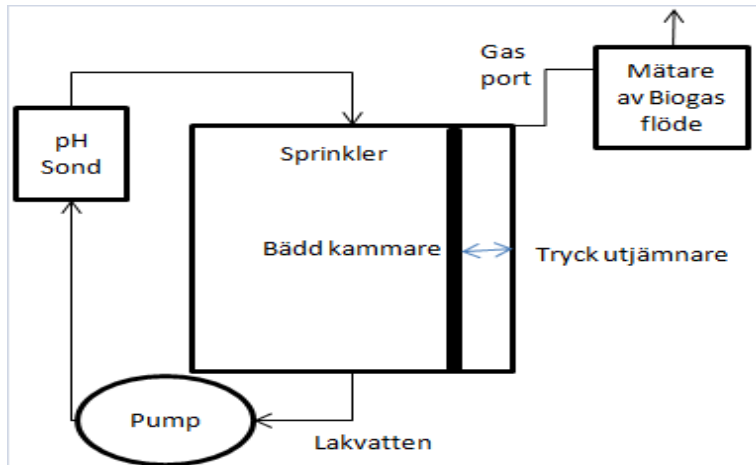
Tillsatser under rötningen sker i form av spårämnen som t.ex. järn, kobolt eller nickel. Effekterna av rätt spårämnen är främst i högre omsättning av VFA och väte, vilket resulterar i ökad metanbildning. Spårämnena har endast en positiv effekt i processen om de är närvarande i de kemiska föreningar som är lämpliga för mikrobiellt upptag och om det finns ett underskott under processen (Karlsson et al. 2014).

I en studie av Barber och Stuckey (2000) visade att bildandet av sulfider minskar biotillgängligheten av järn, kobolt och nickel som näringsämnen under anaeroba förhållanden. Vilket tyder på att tillskott av dessa näringsämnen kan förbättra processer med höga halter svavel.

Närsalternas effektivitet är svår att avgöra då det är väldigt substrat beroende, där proteinrika substrat ofta innehåller tillräckligt med näringsämnen. Detta gör att varje process blir unik och bör undersökas enskilt om näringsämnen är lönsamt eller inte (Karlsson et al. 2014) (Karlsson et al. 2014).

2.9 Satsvis urlaknings process

Av de olika rötningsprocesserna har en satsvis urlaknings process (engelska Batch Leach bed process) (SUP) den högsta potentialen för gasproduktion per röttkammarvolym. Satsvisa reaktortankar (som SUP) kan ha en högre koncentration av fasta ämnen vilket skulle leda till mer metan per tank. I SUP system, se Figur 2, är tankarna fyllda med färskt substrat och där hela rötningsprocessen sker. Hydrolysen sker genom att cirkulera lakvatten över en bädd av organiskt material, cirkulationen av lakvattnet stimulerar den totala nedbrytningen genom att sprida näringsämnen och nedbrytningsprodukter blir mer effektivt. SUP processer kan även användas i ett andra steg, där lakvattnet som genererats i det första steget pumpas till en metanogen reaktor för ytterligare nedbrytning (Lehtomäki et al. 2008). I studien av Lehtomäki et al. (2008) jämfördes SUP mot traditionella semikontinuerliga rötningsprocesser. De processer som jämfördes var enstegs och tvåstegs SUP, mot veckovissa eller dagligt matade processer, även olika substrat provades. Där SUP med ett steg inte presterade lika bra som de semikontinuerliga processerna. Däremot var tvåstegsreaktorn bättre i mervärde av de olika substraten i total nedbrytning och specifik metanbildning. För ensilage av gräs var den specifika mängden metan 0,155 och 0,39 m³ /kg VS respektive, vilket motsvarade 20 och 66 % av metanpotentialen.



Figur 2: Schematisk bild över en SUP tank.

2.10 Pellets

Pelletindustrin har under det senaste decenniet ökat sjufaldigt globalt (European association of electrical contractors 2016). Europa står för hälften av all pelletsproduktion i världen och Sverige stod för nästan 12 % av Europas pelletsproduktion 2014. Biobränslen som pellets kommer att ha en betydande roll för utvecklingen och det antas att förfrågan för pellets kommer öka under framtiden (Henriksson 2016).

Pellets används idag inom hushåll och industrin, främst för värmeproduktion men även inom kraftvärmeverk. Pellets har idag ökat mer inom villauppvärmning än för industrin, en av anledningarna är att det finns brist på lämplig råvara till rimlig kostnad. En annan anledning är att pellets har börjat ersätta oljan i hemmen då investeringskostnaden kan hållas relativt låg. Nackdelarna med att använda pellets i hemmet är att det ställs högre krav på den pelleten som produceras för hushållen. Det är viktigt att pelleten inte går sönder, exponera ägaren för hälsofarliga ämnen eller skapar funktionsproblem i pannan. De faktorer som är viktiga är hög hållfasthet och funktionell förbränning för hushållskonsumtionen (Martinsson 2003).

I Sverige körs de flesta värme- och kraftvärmeverk på biobränslen, i Europa är det mycket vanligare med fossila. Inom en snar framtid kommer dessa behöva ersättas med förnyelsebara alternativ. Pellets är ett passande alternativ som bränsle. I industrin är hanteringen av bränslen mer automatiserade, vilket gör att en mindre kvalitet kan ställas på pellets (Svensk Energi 2016).

De egenskaper som testas hos pelleterna är diameter, längd, fukthalt, hållfasthet, askmängd, finfraktion, tillsatsämnen, bulkdensitet, värmevärde, asksmältpunkt och i vissa fall innehåll av svavel, kväve och klor. Kvalité på pellets är för många producenter främst låga produktionskostnader, men också hög hållfasthet och

bulkdensitet. För villaägaren är det viktigt med hög hållfasthet och funktionalitet i pannan (Henriksson 2016).

Den vanligaste råvaran vid pelletstillverkning är sågspån. Historiskt sett har det funnits ett överflöd av sågspån men nu börjar det bli svårt att lokalt uppnå den mängd råvara som krävs. Bristen på råvaror gör att pellets ofta måste transporteras och kostnaderna går upp. De kommande åren antas de bli en brist på träråvaror med tillfredställande kvalitet i Sverige. Idag är det intressant att undersöka möjligheter att blanda olika råvaror för pellets tillverkning. Detta skulle medföra en möjlighet att öka råvarutillgången samtidigt som oönskade ämnen även späds ut eller neutraliseras. De alternativa råvarorna som är aktuella idag har sitt ursprung från skog eller jordbruk. För att hindra att råvaran blir ett problem är det viktigt att undersöka de alternativa råvarorna redan nu så att tekniken kan förbättras och ett nytt kvalitésystem kan erhållas (Henriksson 2016).

2.10.1 Sammansättning, bindning och hållfasthet

De ämnen som har mest betydelse för pelletering är de naturliga bindningarna, lignin, protein, stärkelse, fett, vattenlösliga kolhydrater samt extraktiv (Kaliyan & Morey 2010). Sammansättningen och strukturen på råmaterialen påverkar friktionen i pressen som relaterar till tryck och temperatur. Dessa parametrar påverkar sedan energiåtgång och hållfasthet.

Vid pelletering kan flera olika typer av bindningar uppstå beroende på råmaterialets sammansättning. Bindningarna påverkar hållfastheten och material som har lätt att skapa bindning mellan sig har ökat hållfasthet. Lignin och protein är de ämnen som primärt är bindande (Kaliyan & Morey 2010).

Gräs till skillnad från trä innehåller mycket mindre lignin, dessutom har gräset höga mängder extrakt vilket kommer ifrån vax på gräsets yta (Stelte et al. 2011). Vaxet har en smörjande effekt under pelleteringen vilket minskar friktionen och ger en sämre hållfasthet.

Även storleken på råvaran har inverkan på hållfastheten. Mindre partiklar ger generellt en bättre hållfasthet, dock rekommenderas inte partiklar under 1 mm då de medför damningsproblem, låg densitet och dåliga flödesegenskaper uppstår (Nilsson et al. 2008).

Olika storlekar på råvaran är inte önskvärt för under konditionering med fukt får större partiklar sämre konditionering. Detta kan leda till spänningar i pellets vid torkning som sedan leder till en sämre hållfasthet (Henriksson 2016).

Fukthalten och hållfastheten har ett tydligt samband där en positiv effekt ges på hållfastheten vid närvaro av fukt. Fukt ger en bindande effekt, men endast till en

viss gräns. Ett lågt fuktinnehåll ger problem under pelleteringen. Låg fukthalt minskar partiklarnas förmåga att öka kontaktytan mellan partiklarna och den sammanbindande effekten minskar, vilket ger en sämre hållfasthet. En för hög fukthalt resulterar istället i ett större avstånd mellan partiklarna och mer energi går åt i kompressorn. Fukten påverkar även friktionsmotståndet som leder till en lägre bulkdensitet och därmed en sämre kvalitet. Dock så ger en lägre friktion en minskad energiförbrukning under tillverkning, vilket gör att fukthalten är en balansgång mellan kvalitet och energiförbrukning (Henriksson 2016).

2.10.3 Gräs som råvara

Det ökande intresset av att blanda sågspån med andra råvaror för tillverkning av pellets har gjort att jordbruksråvaror som gräs undersökts. En fördel med gräs är att det är en råvara som kan skördas torrt så att behovet av torkning minimeras och spar på energi under produktion (Nilsson et al. 2008). Gräs som många strålblänslen har en oönskad hög halt av aska och risken för sintring, beläggning och korrosion finns vid samband av förbränning. För att minimera halten aska bör en fullständig förbränning ske (Larsson et al. 2006). Även risker för ökade emissioner av kväve och svaveldioxid när förbränning av askrika bränslen sker.

Sintring är en process där fasta partiklar sammanfogas till ett större objekt under tryck och/eller temperatur utan att materialet når sin smältpunkt. Sintring är en diffusionsbaserad process vilket gör att atomerna i materialen förflyttar sig mellan materialen och bildar en solid kropp. Förbränningsmaterial med höga askhalter kommer askan att sintra ihop till ett fast material i förbränningsugnen. Är ugnen inte anpassad för sintring medför det problem vid vidare körning och vid rengöring (Larsson et al. 2006).

Korrosion innebär att ett material löses upp i en kemisk process, ofta en elektrokemisk process. Under korrosionen reagerar ämnet och bildar en mer stabil form, vanligen oxider och sulfider. De vanligaste materialen som utsätts för korrosion är metaller men plaster och keramer kan teoretiskt sett korrodera. För att korrosion ska uppstå måste det finnas ett oxidationsmedel samt en anod- och katod yta. Den vanligaste katodreaktionen är reduktion av syre och vätejoner, anodreaktioner är vanliga med metallatomer samt oxidation av vätgas. Problemet med korrosion är att det kan fräta, försämra eller försvaga materialet (Mattsson 1987). Ökar risken för korrosion medför det att förbränningsugnarna kan slitas ut i förväg och nya kan behöva införskaffas vilket leder till höga inköpskostnader. Ska förbränning av askrika bränslen ske måste förbränningstekniken utvecklas.

2.11 Tidigare arbeten på Karlstads universitet

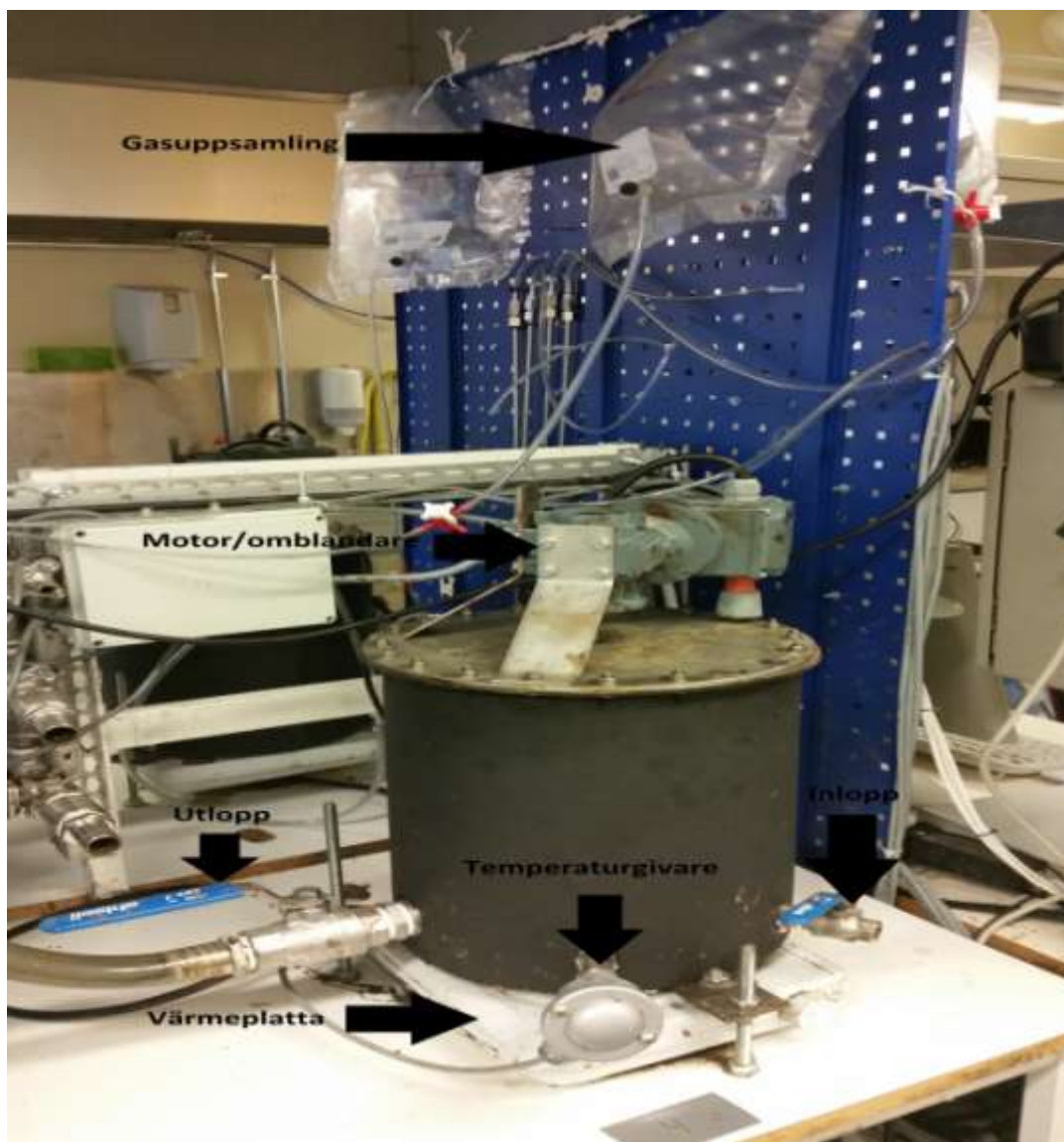
Under våren 2015 undersökte Neldorin substratmixen på Mosseruds biogasanläggning. Fokuset låg på att undersöka tillgång på nya substrat i

närområdet och vilka som är lämpade att användas för Mosserud. Där en praktisk laborationsuppställning jämförde den nuvarande dimensionerande substraten mot en marknadsanpassad. Den praktiska uppställningen är den samma som i denna studie.

Under våren 2016 undersökte Henriksson effekten på pelletkvalitén och energiförbrukning med våtmarksgräs som additiv. Våtmarksgräset är från Brosjö området och bestod av 2015 års skörd.

3 Metod

Det laborativa försöket gjordes på Karlstads universitet mellan den 4:e Februari och 16:e April 2017. Matningen och tömningen påbörjades varje dag vid 1 på eftermiddagen. Försöks uppställningen syns i Figur 3 och presenteras i nästa del.



Figur 3: Reaktortanken i laborationsförsöket, bild av författare.

3.1 Laborationsuppställning

Rötningen var en våt enstegs rötning och skedde i fyra stycken semikontinuerliga matade reaktorer. Den semikontinuerliga matningen skedde en gång om dagen. Samtliga reaktorer hade en volym på 15 liter, ett inlopp, ett utlopp för den bildade gasen och ett för rötresten, se Figur 3. Inloppet var placerat långt ner på framsidan av reaktorn, via inloppet skedde matningen och uttag av vätska för att undersöka pH, ammonium och temperatur. Utloppet var kopplat till en slang som ledde rötresten till ett uppsamlingskärl placerat under bordet. Utloppet för gasen var placerad högst upp på baksidan av reaktorn och var kopplat till en uppsamlingspåse. Överst på reaktorerna fanns en motor kopplat till ett rotorblad som utgjorde omrörningen inne i reaktorerna. Slutligen hade reaktorerna en temperaturmätare och stod på varsin värmeplatta. Omrörningen och värmeplattorna var automatiserade av en dator inne i labbet. När projektet startades fylldes reaktortankarna med nio liter ymp och utloppet justerades så att nio liter blev den effektiva volymen. Även pH- värdet och ammoniumhalt på ympen bestämdes.

3.2 Förarbete

Innan laborationsförsöken började hämtades två dunkar med ymp (40 liter) och fyra dunkar med matavfall (80 liter) från Mosseruds biogasanläggning utanför Karlskoga. Dunkarna med ymp placerades i värmeskåp med temperatur 37°C och ett lätt avskruvat lock. Ympen stod i värmeskåpet under en femdagars period, detta för att de mesofila bakterierna ska få rätt temperatur och för att bryta ner eventuellt substrat som finns kvar i ympen till metangas. På så sätt finns endast en aktiv mikroflora kvar i ympen vid försöksseriens början. Matavfallet placerades i kylrum tills det skulle användas.

Under avgasningsperioden utfördes tester på ympen, matavfallet och gräset. De tester som genomfördes var för att bestämma TS och VS. Samt så beräknades OLR och SRT, och förhållande gräs/matavfall togs fram.

För att bestämma TS för substraten och ympen användes APHA, standard 2540 B. Det togs två prover av varje ämne, där proverna togs i aluminiumformar, se Figur 4. Aluminiumformarna vägdes först innan de fylldes med substrat/ymp och efter. Vägningen skedde med en våg som hade två decimalers noggrannhet. Efter vägningen ställs proverna in i en ugn med temperatur 103°C i 24 timmar. Därefter vägs proverna igen och TS beräknas med hjälp av Ekvation 2.

$$TS = \frac{Totvikt_{torr} - Al.form}{Totalvikt_{blöt} - Al.form} \left[\frac{g}{g} \right] \quad (2)$$



Figur 4: Prover till TS-bestämningen, bild av författare.

VS-halten bestäms genom att ta TS-provet och lägga det i en ugn med temperatur 550°C i 20 min och sedan väga hur mycket aska som finns kvar, se Figur 5. Den mängd substrat som avgått i ugnen är den mängd substrat som är organisk och som teoretiskt sätt skulle kunna brytas ned i en rötningsprocess, vilket kallas för VS av TS halten. Den totala halten VS är mängden organsikt nedbrytbart material som finns i ämnet från början. Halten VS av TS och totala VS halten beräknas med Ekvation 3 och 4 respektive. I Tabell 1 presenteras TS och VS halterna för de olika substraten och ympen.

$$\frac{VS}{TS} = 1 - \frac{Totvikt_{aska-Al.form} [g]}{Totvikt_{torr-Al.form} [g]} \quad (3)$$

$$VS_{tot} = TS * \frac{VS}{TS} \quad (4)$$

Tabell 1: Mängd TS och VS i ympen och substraten.

	Ymp	Matavfall	Gräs
TS medel	4,955 %	10,045 %	89,25 %
VS/TS	76,1 %	89,39 %	95,1 %
Total VS	3,77 %	8,98 %	84,88 %



Figur 5: Ett av proverna till VS-halten, bild av författare.

Normalt är den organiska belastningen för en rötningsprocess 3- 5g VS per liter och dag, vilket skulle motsvara 27-45g VS per dag, Ekvation 5 (Jarvis & Schnürer 2009). För att anpassa till laboratorieuppsättningen användes 10 g VS per dag, vilket har gjorts vid tidigare tillfällen vid Karlstads universitet.

$$OLR = \frac{Q \cdot S}{V} \quad (5)$$

Där

OLR= organic loading rate, organisk belastning (g/L,dag)

Q= Volymflöde substrat (L/dag)

S= Koncentration substrat i inflödet (g VS/L)

V= reaktorns aktiva volym (L)

I försöket var den eftersträvande uppehållstiden (SRT) 20 dagar. Vilket innebar att det dagligen skulle matas in 0,45 liter i reaktorn, se ekvation 6. Den mängd substrat som gav 10 g VS var tvungen att spädas ut med avjoniserat vatten för att nå rätt volym.

$$SRT = \frac{V}{Q} \quad (6)$$

Två olika försöksserier gjordes parallellt, med två uppsättningar var. Detta för att ha en back up i fall en tank inte skulle överleva. Försöksserierna ansåg då prova på den vanligaste belastningen 10-15% samt kontrollera med Jagadabhi et al. (2008) som ansåg att upp till 30 % VS gräs ökade biogaspotentialen. Substratblandningarna sammanfattas i Tabell 2.

Tabell 2: Sammanfattning av substratblandningarna.

	Försöksserie 1	Försöksserie 2
Tank	1 & 2	3 & 5
Andel gräs och matavfall	30 % Gräs 70 % matavfall	15 % Gräs 85 % Matavfall
Substratblandning	3,55 g gräs & 77 ml matavfall	1,78 g gräs & 95 ml matavfall

Länsstyrelsen i Värmland hade skickat gräset till undersökning hos eurofin för att se vad gräset bestod av. Utifrån Buswells ekvation, Ekvation 1 och data från eurofin beräknades de till att gräset av 174 g protein/kg TS och 678 g kolhydrat/kg TS.

3.3 Utförande

Försöksserierna pågick under 10 veckors tid, där matning av reaktortankarna, tömning och kontroll på gaskvalitén skulle ske dagligen. För att minimera fel gjordes dessa vid ungefär samma tidpunkt varje dag.

Det ensilerade gräset medförde vissa svårigheter med matningen. För att kunna använda gräset finmixades det ner i en mixer och sedan silades ut för så att endast det mest finfördelade gräset användes, se Figur 6 & 7.



Figur 6: Silning av gräs som ska användas i försöket, bild av författare.



Figur 7: Mixtring av gräs, som ska användas i försöket, bild av författare.

Matningen skedde genom att blanda gräs, matavfall och avjoniserat vatten i en glasbägare, totalt 300 ml, utöver det fanns 150 ml avjoniserat vatten i en annan kolv, se Figur 8-10. För att minimera risken med igensättning togs lite av innehållet från reaktortanken ut (1-2dl) och blandades med substratmixen. Med hjälp av slang och tratt hälldes sedan substratmixen långsamt i för att undvika att luftbubblor skulle följa med in. Substratmixen varvades med jämna mellanrum med avjoniserat vatten för att minimera risken för igensättning. Vid eventuella igensättningar användes en spruta med avjoniserat vatten för att med tryckkraft motverka stoppet eller en metall pinne om stoppet var i trattutloppet eller början av slangen, vilket efterföljdes av avjoniserat vatten. Vid större igensättningar i slangen fick inloppet stängas och slangen rensas manuellt och innehållet i slangen blandas med återstående substrat.



Figur 8: Substraten utblandat med vatten, bild av författare.



Figur 9: Uppmätning av matavfall till matning, bild av Elisabet Edvardsson



Figur 10: Matning av en av reaktortankarna, bild av Elisabet Edvardsson

3.3.1 Mätningar

Gasen som producerades i reaktortankarna samlades i gaspåsar. Mängden biogas som produceras mättes manuellt med en glasspruta på 100 ml, se Figur 11. Ur gaspåsarerna togs dagligen ett prov på 0,5 ml ut och sammansättningen av gasen analyserades med en gaskromatograf med flamjoniseringsdetektor (GC-FID). Märket på gaskromatografen var märket Clarus 480 med opolär kapillärkolonn (J&W Scientific, Elite-5, 30 m x 0,25 mm x 0,25 μ m), som bärgas användes vätgas med 7 psi. Temperaturinställningarna var 40 °C ugn, 50 °C injektor och 150 °C detektor. En gång i veckan gjordes en kalibrering med en speciell kalibreringsgas bestående av 60,22 mol% metan och resterande koldioxid. Gaskromatografen analyserade gasen och ritade ut metantoppar i en graf. Arean av metan topparna gavs av programmet med enheten [μ V*s], för att beräkna om till metanhaltan användes kalibreringsgasen. Genom att använda 3 prover på 2,5, 5 och 7,5 ml i gaskromatografen, vilket motsvarade prover på 5 ml med metan koncentration 30,11, 60,22 och 90,33% mol metan, kunde sambandet mellan areorna bestämmas med räta linjens ekvation. Dagar då lite eller ingen metan/ gas bildas pga. att syre kommit in i systemet förkastades..



Figur 11: Glassprutan som används vid tömning av gaspåsarerna, bild av författare.

Temperaturen i reaktorerna hölls med hjälp av datorstyrning 37°C. Temperaturen mättes även en gång i veckan från vecka 3 och framåt med en termometer testo 925.

pH-värdet mätes vid start och sedan en gång i veckan. Mätningen skedde genom att ta ut en liten mängd från reaktorn och sedan analysera med en pH-detektor av märket Mettler Toledo.

Ammoniumhalten mättes genom att filtrera en del av innehållet från reaktorn, samma innehåll som används vid temperatur och pH mätningarna. Det filtrerade innehållet spädes sedan ut med avjoniserat vatten och 5 ml av den utspädda vätskan tillsattes i ett ammoniumrör av märket Hach Lange LCK304 avsedd för koncentrationer på 0,015-2,0 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$. Efter 15 min lästes proverna av i en fotospektrometer.

3.4 Jämförande med tidigare arbeten

3.4.1 Jämförelse mot nuvarande förhållanden

Neldorin (2015) undersökte bland annat hur Mosseruds nuvarande substratblandning såg ut där samma laborativa uppställning användes och kördes under mesofila förhållanden. I Neldorin (2015) rapport producerar Mosseruds biogasanläggning² 0,280 Nm³ /kg VS, men att under rötningsförsöket med samma substratmängd producerades 0,352 Nm³ /kg VS vilket är 26 % högre än i verkligheten. Anledningen till att den verkliga produktionen är mindre är att processen körs suboptimalt för att minimera belastningen och att substratmixen inte är konstant utan beror när inkommande avfall kommer utifrån. För att göra en rättvis bedömning jämförs endast de teoretiska värdena från laborationsförsöken. De skillnader som uppkommer är att Neldorins (2015) försöksserie varade endast i 39 dagar, vilket är 31 dagar kortare än i detta försök.

Utifrån detta kommer den specifika metanproduktion, metanhalt, pH-värde och VFA halter att jämföras. Den specifika metanproduktionen och metanhalt jämförs för att undersöka om/vilken inverkan gräset har haft på biogasproduktionen. VFA halterna och pH-värdet jämförs för att se hur vidare gräset haft en inverkan på processens stabilitet.

Det undersökts även hur mycket metan som kan produceras per år om det fortsätter som nu, har 15 % gräsblandning eller 30 % gräsblandning. För att göra detta görs följande antaganden:

Mosserud tar in ensilerat våtmarksgräs utöver sitt vanliga substrat. Mängden gräs som tas in uppfyller substratblandning på 15 % resp. 30 %. Endast gräs från Brosjö området används. Räcker inte gräset till hela året kör anläggningen som den gör idag.

Brosjö har ca 150 ha med slåttergräs, med endast 30-50 ha skördas vilket motsvarar 180-300 ton gräs (6 ton/ha) eller 153-255 ton VS. Mosserud använder i snitt 25,75 ton VS/ dag eller 9400 ton VS/år. Utökar Mosserud sin motsvara det 1659 eller 4029 ton VS gräs/ år. Vilket gör att det idag inte finns tillräckligt med våtmarksgräs för att köra någon av dessa processer året om. Istället beräknas hur mycket gräs som används per dag och hur många dagar om året detta motsvarar. Slutligen beräknades hur mycket metangas det skulle motsvara.

För att beräkna ut hur mycket gräs som behövs per dag för att Mosserud ska hålla substratblandningarna används Ekvation 7.

² Mosserud har idag ändrat sin substratmix något.

$$gräs_{dag} = \frac{x * sub_n}{(1-x)} = [VS] \quad (7)$$

För att kolla hur många dagar processen kan köras med allt tillgängligt gräs beräknas i Ekvation 8

$$d_x = \frac{Mängd_{gräs}}{gräs_{dag}} = [dag] \quad (8)$$

Den mängd metan som kan produceras per år beräknas med Ekvation 9.

$$M_{prod} = mp_x * sub_x * d_x + mp_n * sub_n * (365 - d_x) = \left[\frac{Nm^3}{år} \right] \quad (9)$$

Att beräkna hur många stadsbussar som skulle kunna användas Ekvation 10. Med genomsnitts data från Energigas Sverige och Kunskaps sammanställning Euro VI.

$$Buss = M_{prod} * \frac{Nm^3}{km} * \frac{km}{år} = [Antal] \quad (10)$$

Där

Gräs_{dag} = kg VS gräs per dag som behövs [kg]

x = den aktuella procenten gräs i substratmixen (0,15 eller 0,30) [1]

sub_n = den normala mängden substrat (VS) [kg]

Mängd_{gräs} = den totala mängden tillgängligt gräs (VS) [kg]

d_x = antal dagar gräset räcker till att göra en substratmix med x% gräs [dag]

M_{prod} = den mängd metangas som produceras [Nm³/år]

mp_x = metanbildningspotentialen för procenthalt x [Nm³/kg]

Sub_x/Sub_{mängd} = substratmängden vid procenthalt x. [kg]

mp_n = den metanbildningspotentialen utan gräs i substratet [Nm³/kg]

3.4.2 Jämförelse mot pelletstillverkning

Henriksson (2016) undersökte hur energiförbrukningen påverkades av additiv av våtmarksgräs. Överlag minskade gräset den energianvändningen under pelletstillverkningen med ungefär 3,34 % per procentenhet gräs om additiv. Även fukthalten minskade i slutprodukten av ca 0,4 procentenheter. Problemet med detta var att pelleten som tillverkades inte klarade av de europeiska kraven för hållfasthet, bulkdensitet eller andel finfraktion. Av denna anledning är våtmarksgräs inte lämpade till pelletering och inga vidare försöks gjordes. Minskad elförbrukning under tillverkning är av stort intresse för pelletstillverkare och mindre fukt i slutprodukten innebär ofta högre energiinnehåll vid förbränning.

Av dessa anledningar gjordes ett hypotetiskt scenario där det antogs att pelleten gick att använda oavsett gräs innehåll och att förbränningen ger lika mycket energi

som vanliga pellets. Där målet var att undersöka hur mycket energi som skulle kunna sparas under tillverkningen och därefter se hur mycket energi den extra mängden metangas (från förra delen) skulle ge. Ett energivärde på 9,67 kwh/Nm³ har antagits på biogasen (Biogasportalen 2015).

Med Ekvation 11 & 12 beräknas energiförbrukningen av pelletstillverkningen ut.

$$Pellet_{mängd} = \frac{Mängd_{gräs}}{x_{additiv}} \quad (11)$$

$$Energiförbrukning = \frac{Sp_{el} * Pellet_{mängd}}{3600} = [kwh] \quad (12)$$

$x_{additiv}$ = procenthalt gräs i pelleten.

Sp_{el} = specifik energiförbrukning, värden från Lisa Henrikssons rapport.

$Pellet_{mängd}$ = den mängd pellets som kan produceras av tillgängligt gräs.

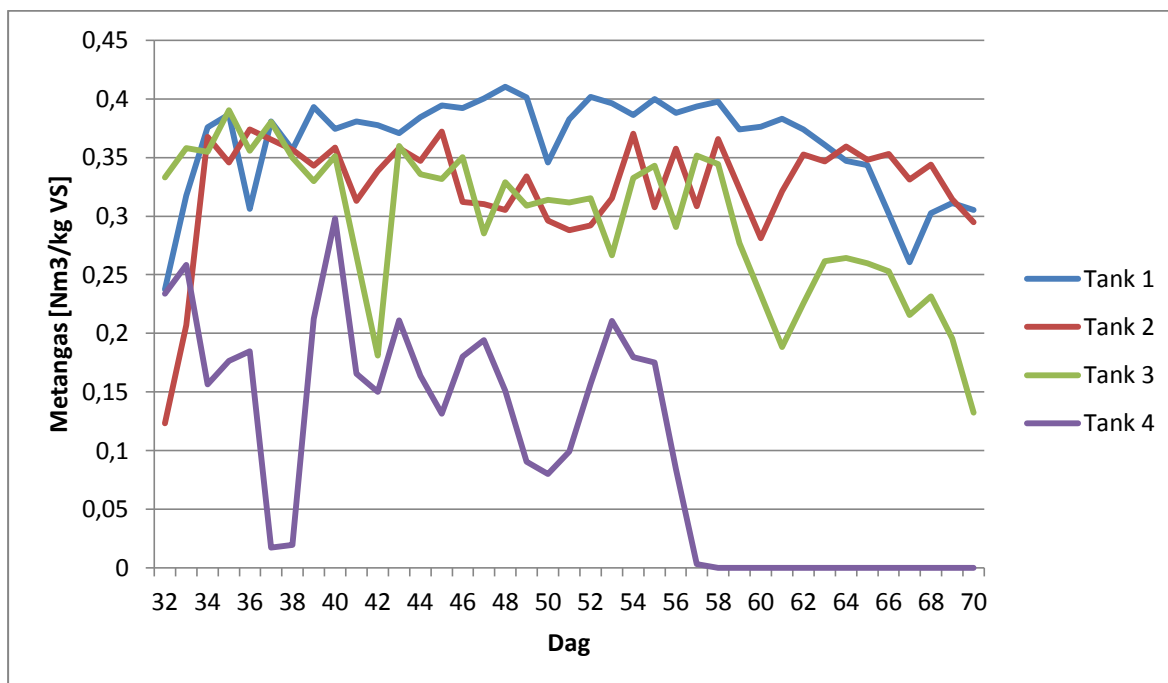
4 Resultat

Möjligheten att använda våtmarksgräs till anaerobrötning hade som utgångspunkt att jämföra metangasproduktionen från försöksserien med ett befintligt verk. Utöver detta har det även undersökts om ensilerat våtmarksgräs är bättre till pelletering eller rötning.

I första delen presenteras resultaten från denna försöksserie. I andra delen jämförelsen med Neldorins (2015) försök och i sista delen jämförs det med Henrikssons (2016) försök, försök.

4.1 Försöksserie

I Figur 12 visas den dagliga metanproduktionen från de 4 reaktortankarna under försökets gång, där tank 1 & 2 har en blandning av 30 % gräs och 70 % matavfall och tank 3 & 4 har en blandning av 15 % gräs och 85 % matavfall. Reaktortank 4 har tillskillnad från de andra en mycket lägre produktion och stannade av efter 57 dagar. Utifrån detta kommer reaktortank 4 att utgå och endast reaktortank 3 kommer att representera blandningen av 15 %.



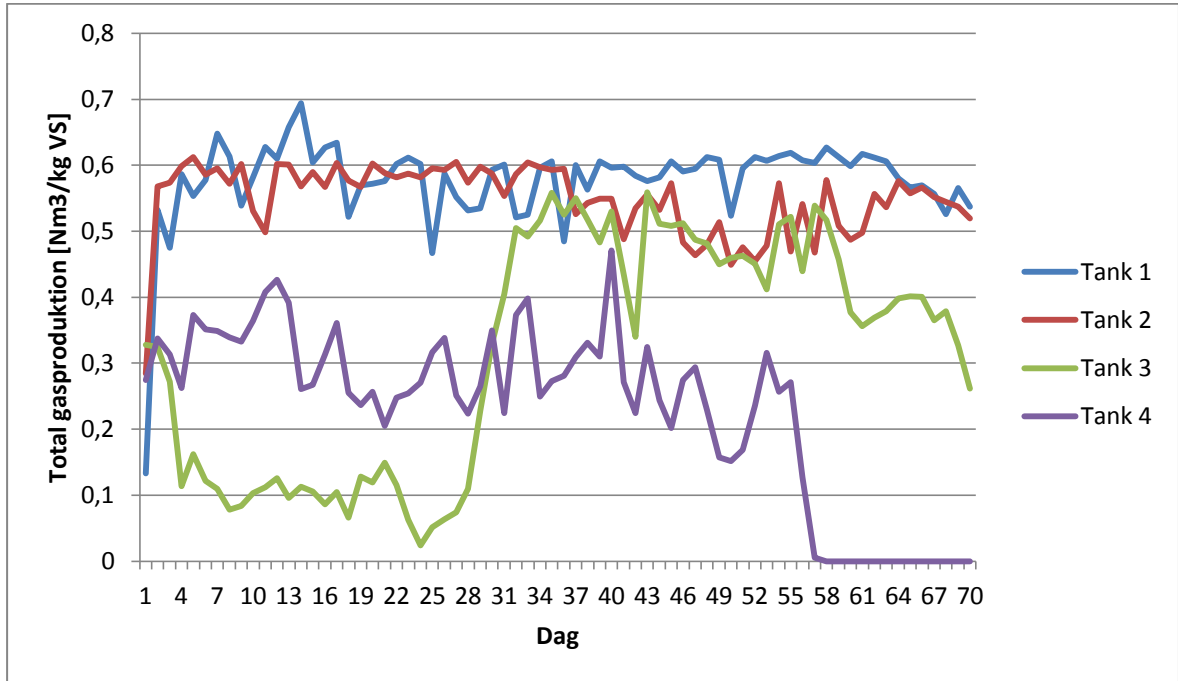
Figur 22: Daglig metanproduktion i de fyra reaktortankarna. Där tank 1-2 har matats med en substratmix bestående av 30 % gräs och 70 % matavfall och tank 3-4 sista med 15 % gräs och 85 % matavfall.

I Tabell 3 presenteras min-, max- och medelvärden för metanproduktionen för de olika reaktortankarna.

Tabell 3: Medel-, min- och maxvärden på metanproduktion för reaktortankarna.

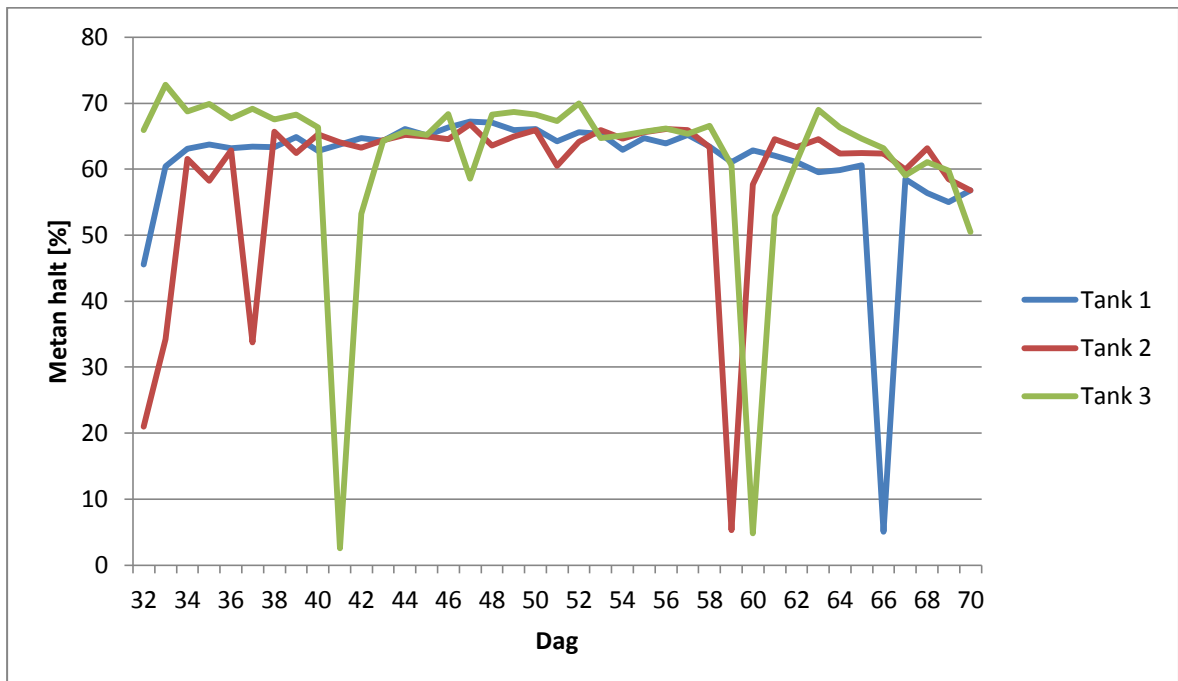
[Nm ³ /kg VS]	Min	Max	Medel
Tank 1 (30 % Gräs)	0,3	0,41	0,37
Tank 2 (30 % Gräs)	0,21	0,37	0,33
Tank 3 (15 % Gräs)	0,13	0,39	0,3
Tank 4 (15 % Gräs)	0,02	0,3	0,16

På grund av tekniska problem med gaskromatografen saknas mycket data från den första månaden av försöksserien. Av denna anledning visas den dagliga gasproduktionen, se Figur 13.



Figur 13: Daglig gasproduktion av de 4 reaktortankarna.

Även metanhalten undersöktes dagligen, vilket visas i Figur 14.



Figur 14: Metanhalten i den producerade gasen.

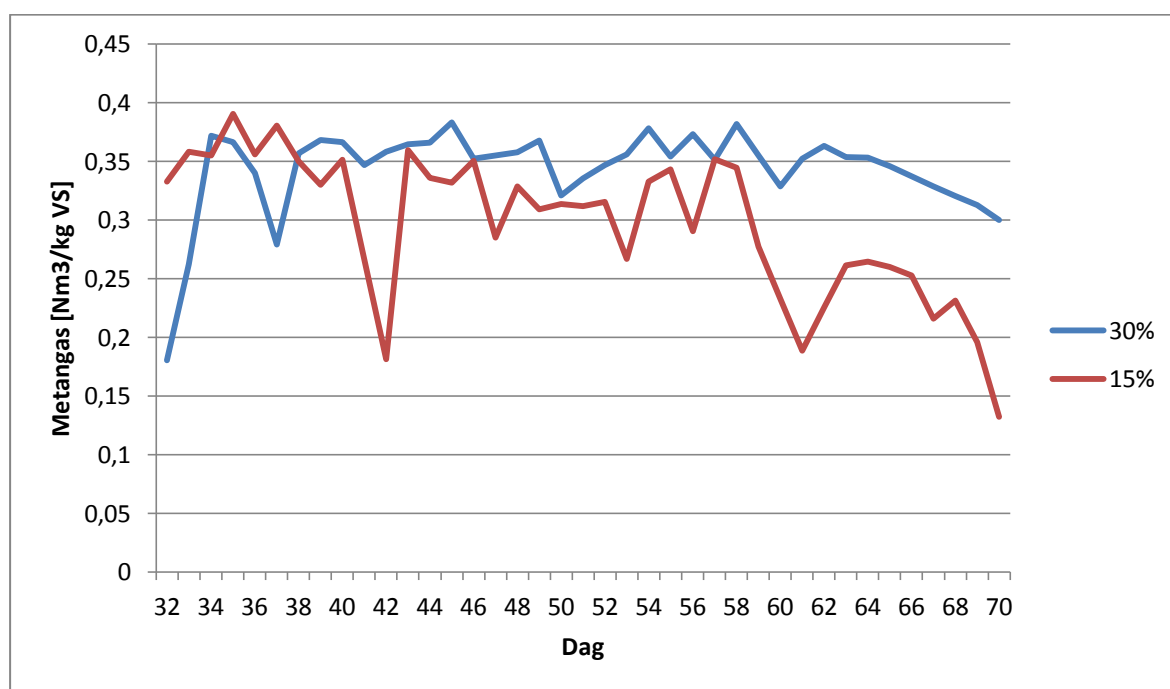
Oavsett vilket substrat som används är metanhalten densamma för alla tankar, utom när för mycket syre kommit in i tanken, (dipparna). Medelvärdena för hela processen ligger runt ca 61 % vilket är runt genomsnittet på en rötningsprocess

(Energigas Sverige 2014). Under sista aktiva veckan sjönk medelvärdet för samtliga utom tank 4. Medelvärdena presenteras i Tabell 4.

Tabell 4: Metanhaltens medelvärden

	Medel (%)	Sista veckans medel (%)
Tank 1	61	50,3 ³
Tank 2	60,8	59,2
Tank 3	61,6	60,7
Tank 4	59,6	64,8

För att tydligare se skillnader mellan substraten visas i Figur 15 medelvärdesbildningen av metanproduktionen.



Figur 15: Medelvärdet av metanproduktionen.

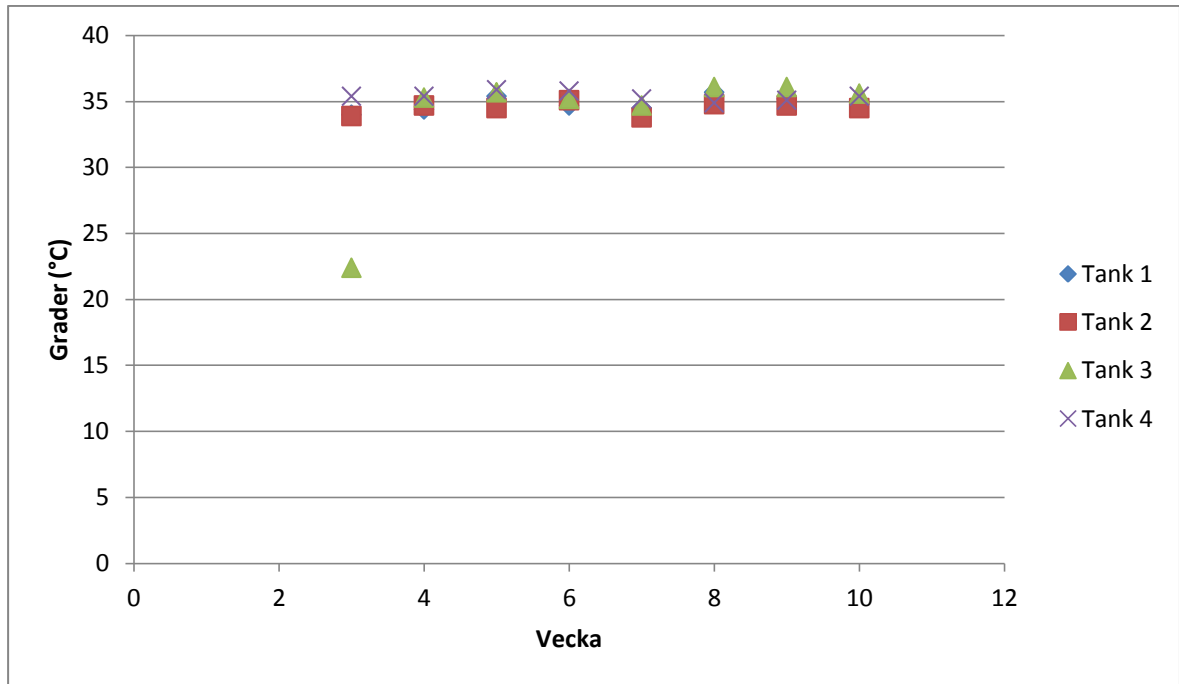
I större delen av försöksserien ger substratmixen med 30 % gräs mer metangas och hade i snitt ca 17 % högre metanproduktion. Detta testades i ett t-test och den 30 % gräsblandningen var bättre på 5 % signifikansnivån. I Tabell 5 presenteras medel-, min- och max värden för de olika processerna.

Tabell 5 : Medel-, min- och maxvärden på metanproduktion för de olika substraten.

[Nm ³ /kg VS]	Min	Max	Medel
30 %	0,18	0,41	0,35
15 %	0,13	0,39	0,30

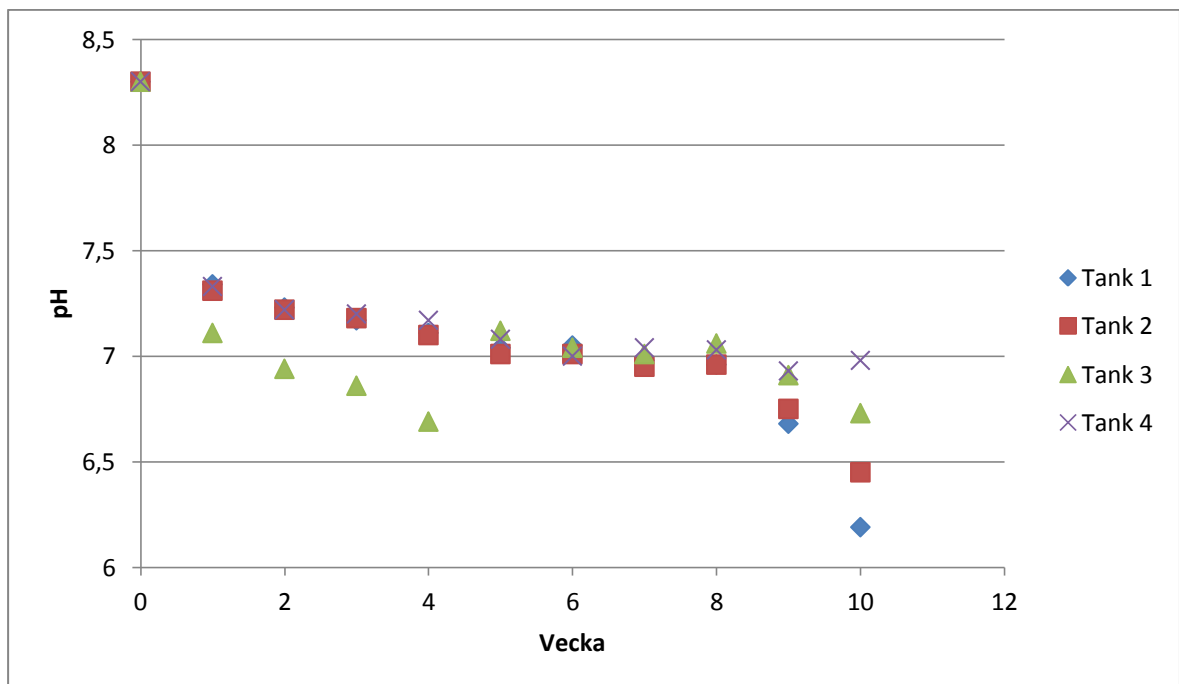
³ Den kraftiga minskningen är beroende av syre dippen dag 66, utan den är sista veckans medel 58,1%

Från att temperaturen började mätas hölls den konstant på 35°C under hela röttningsförsöket, se Figur 16, med undantag för tank 3 var värmeplatta gick sönder.



Figur 16: Temperaturen i reaktortankarna under försökstiden.

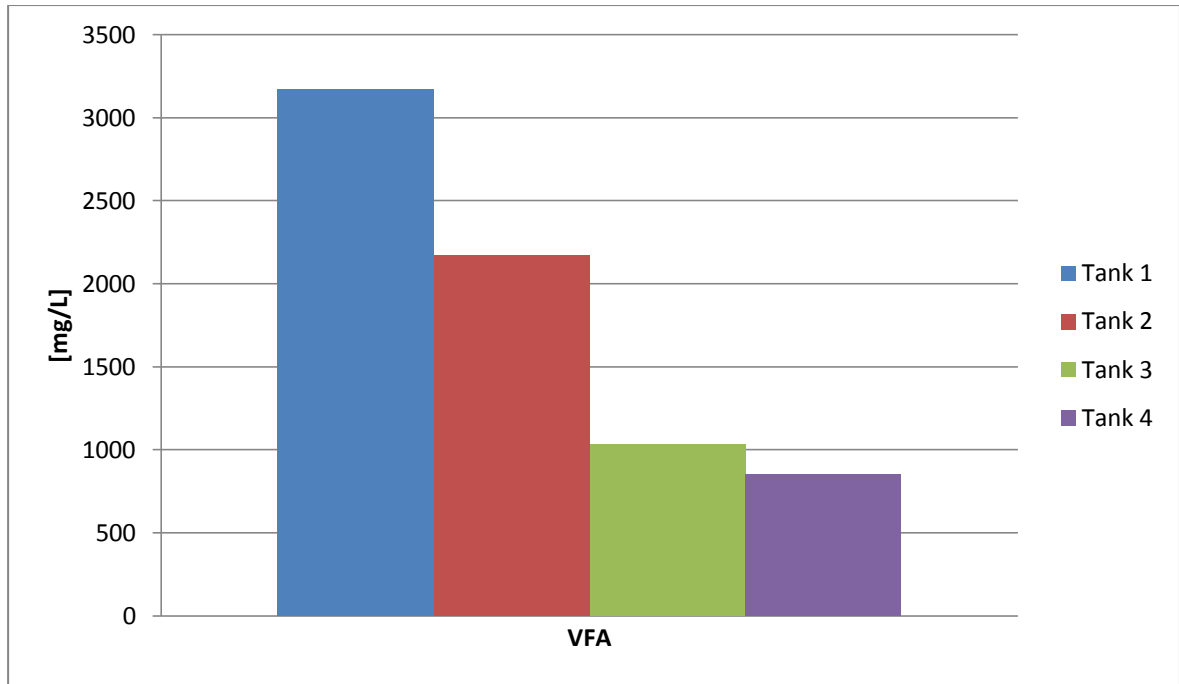
I Figur 17 visas pH-värdena för de olika tankarna under försökets gång.



Figur 17: pH-värdet för de olika reaktorerna.

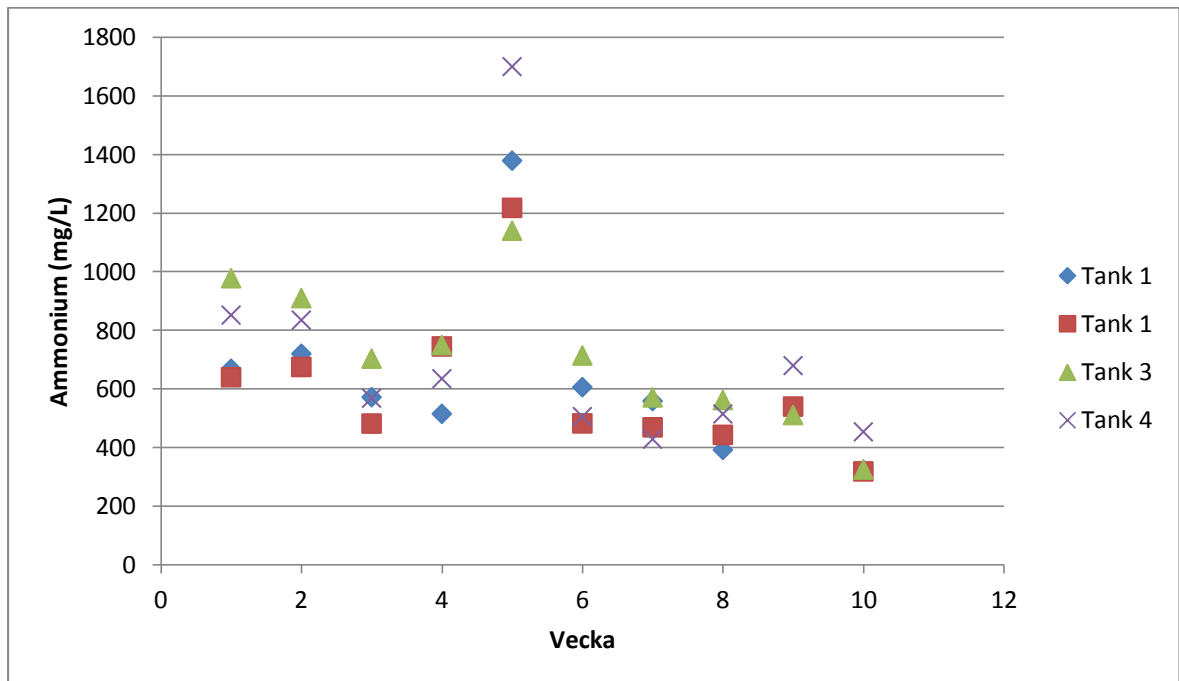
Under hela försöksserien ligger pH-värdet inom stabila intervall, endast efter försökte slut (v 10) ligger tank 1 & 2 på för låga värden.

I Figur 18 visas halten lättflyktiga syror efter försöken var slut.



Figur 18: Halt av lättflyktiga syror i slutet av projektet.

I Figur 19 visas ammoniumhalten under försöksserien.



Figur 19: Ammoniumhalt för de olika reaktorerna.

4.2 Jämförelse biogas

En sammanfattning av de olika körningarna och Magnus Mosseruds körning görs i Tabell 6.

Tabell 6: Sammanfattning av de olika substraten

	15 % Gräs	30 % Gräs	Mosserud nuvarande (Magnus)
Metanhalt (%)	61,6	60,9	60,5
pH	7,0	7,0	7,2
VFA (mg/l)	1034	2672	350
Metan (Nm ³ /kg VS)	0,300	0,350	0,352

Med gräs som extra substrat kan mer metangas potentiellt bildas, detta undersöktes och sammanfattas i tabell 7.

Tabell 7: Total metanproduktion per år om våtmarksgräs används när det är tillgängligt.

Metan [Nm ³ /år]	15 %	30 %	Mosserud nuvarande (Magnus)
153 ton VS Gräs	3 309 176	3 361 196	3 308 800
255 ton VS Gräs	3 309 720	3 396 420	3 308 800

Substratmixen med 15 % gräs ger mellan 376-920 Nm³ /år eller en ökning på 0,01-0,03 % av nuvarande körningen. Substratmixen med 30 % gräs ger mellan 52396–87620 eller en ökning på 1,5 % - 2,6 % mer metan beroende på tillgång till ensilerat våtmarksgräs. Med genomsnitt data från Energigas Sverige och Kunskapssammanställning Euro VI skulle den extra mängden metan som produceras i bästa fall driva ca 3 nya stadsbussar per år, se Tabell 8.

Tabell 8: Antal stadsbussar som kan köras på den extra metanen som producerats.

	15 %	30 %
153 ton VS	0,014	1,94
255 ton VS	0,034	3,24

4.3 Jämförelse pellets

I det hypotetiska fallet att pelleten gick att använda var 0,5 % gräs additiv den som sparade mest energi, vilket presenteras i Tabell 9.

Tabell 9: Energiåtgången vid pellettillverkning och sparad energi, med 0,5% gräs additiv.

VS Gräs (ton)	Utan (MWh)	Med (MWh)	Sparad energi (MWh)
153	6582	6203	379
255	10969	10337	632

I Tabell 10 presenteras den mängd energi som skulle tillkomma av det extra metangasen som producerades av gräset.

Tabell 10: Mängd sparad energi ifrån eventuell pellettillverkning mot mängd extra energi producerat av rötnigen.

VS Gräs (ton)	15 % (MWh)	30 % (MWh)
153	4	507
255	9	847

4.4 Problem med gräs

De problem som identifierats med gräs i rötning är slambildning, se Figur 20.

Stabilitetsproblem både för daglig produktion (tank 4) på grund av stora variationer och för långvarig körning (Tank 1) med ansamling av VFA och sänkt pH-värde.



Figur 20: Toppen på en av reaktortankarna, fyllt med ett ca 3 cm tjockt lager.

5 Diskussion

5.1 Förarbeten och antaganden

Informationen om gräset sammansättning hade inte gjorts på 2016 skörd utan tidigare år. Då väder och näringsämnen varierar från år till år är det troligt att sammansättningen i gräset inte är helt lik tidigare skördar. Även området som gräset kommer ifrån är stort och det finns risk för varierande sammansättning inom varje skörd, vilket skulle kunna ha inverkan på biogasutbytet. Av skörden kom endast en liten del gräs till Karlstads universitet och av den användes mindre 1 kilo under rötningsförsöket. Om variationen i gräsets sammansättning är stor kan det innebära att resultaten är någorlunda felaktiga. Beroende på om mycket av gräset är mer vänligt för rötning eller inte och beroende vilket typ som användes under försöket. För enkelhetens skull har det antagits att allt gräs är detsamma över hela området och från år till år.

Substratet som användes under rötningsförsöket hämtades in i förväg och förvarades sedan i kylrum/kylskåp. Dock framkom en viss mögelpåbyggnad på matavfallet vilket kan ha påverkat näringsinnehållet, eller påverkat bakterierna i reaktortankarna. Inga kontroller gjordes på substratet under försökets gång och mögelinverkan är okänd. Den antas att vara liten då den mesta av mögelbildningen hände vid locket och vid toppen av behållarens väggar, och den stora mängden verkade förbi orörd av möglet. Ensilaget förvarades i labsalen i en plastsäck och förutom att möjligen absorberat lite fukt bör gräset varit detsamma under hela försöket.

Stor delar av beräkningarna i jämförelsen har gjorts med antaganden som känts rimliga. Då det endast finns en begränsad mängd gräs gjordes antagandet om att processen inte kunde köras året om med samma substratmix, något som skulle vara möjligt om gräs kom från andra områden än Brosjö. Med mer gräs skulle även mängden metan som produceras öka och användandet av våtmarksgräs skulle ses som mer lönsamt.

5.2 Problem under försökets gång

De problem som uppstod under försöket var följande:

Tekniska problem: Gaskromatografen var kopplad till en dator som styrde programmet. När gasen skulle börja analyseras upptäcktes det att datorn hade fått en hårddiskkrasch. Innan problemet kunde åtgärdats och omprogrammerats hade nästan 5 veckor av projektet gått. En av värme pannorna slutade fungera under

vecka 2. Det upptäcktes under vecka 3 när temperaturen började mättas. Därefter gjordes en teknisk felsökning om vart problemet var lokaliserat. Det visade sig att värmeplattan hade glapp inuti och fick därmed ingen ström.

Igensättning: Det största problemet med försöken var att gräset hade en tendens att fastna i inmatningsröret. Gräset svällde när det kom i kontakt med vätska och gärna la sig som ett lock i tratten, slangen eller röret. Av denna anledning användes aldrig en inmatningsspruta som liknade experiment gjort, då allt gräs (och stor del av matavfallet) la sig som ett filter i toppen av sprutan och endast vätska kom igenom. Risken fanns också för en igensättning i inloppsroret vilket gjorde att en rensning fick göras, detta resulterar ofta i att en del av innehållet i tanken hamnade på golvet, även om det mesta försöktes fångas upp. (Se Spill). Utöver det fastnade alltid lite gräs/matavfall i botten av behållaren och som aldrig kom ner i slagen, detta är dock mer försumbart då det var en ungefärlig lika stor mängd vid alla matningar och för alla tankar.

Mixtring av innehåll i rötningskammaren: För att lösa problemet med matningen och igentäppningen togs en del av innehållet (1-2 dl) ut från röt-kammaren (vätskefas) och blandades med substratmixen för att spä ut den ytterligare. Detta gör att en del av den anaeroba processen utsätts för luftning, ett problem som kan döda de metanbildande bakterierna. Detta hade kunnat undvikas om en annan matningsmetod använts (tryck av kvävgas) eller om någon annan del i försöket sett annorlunda ut. (T.ex. använd mer vatten/ändra uppehållstiden, tankarna sett annorlunda ut, så matning av torrt gräs varit möjligt, större inmatningsrör).

Luftbubblor: Eftersom matningen skedde via tratt (och inte spruta) fanns risken att luftbubblor kom med in i röt-kammaren, se Figur 21. De större luftbubblorna var lättare att upptäcka och kunde hindras från att komma in i röt-kammaren (genom att luta på slangen, det fick de flesta luftbubblorna att "ta sig till toppen" av slagen, alternativt hälla ut en del av slang innehåll). Dock så fanns risken för att mindre luftbubblor tagit sig in, förhoppningsvis har det syret inte störtprocessen utan förbrukats i hydrolyssteg.

Mätfel/mänskliga faktorn: När det kommer till att mäta både producerad gas och volym av matavfall fanns det alltid en risk för avläsningsfel. Läsa 77/95 ml matavfall lär ha blivit fel flera gånger (dock litet fel), även att hålla glassprutan på 100 ml korrekt varje gång, och sedan läsa av korrekt. Överlag små fel som inte påverkar resultatet i helhet, men som var närvarande.

Spill: Vid varje matning var det alltid lite innehåll som droppade ut när tankarna öppnades och stängdes. De stora förlusterna var i början av projektet innan

matningsmetoden var helt löst vilket gjorde att det ofta fastnade gräs och rensning behövde, se Figur 22. Vid rensningen hölls en behållare nära inloppsröret men trots detta (och för att det inte gick att hålla det i en bra vinkel under själva rensandet) hamnade det alltid en viss mängd utanför i form av förlust. Blev det en "relativt" stor förlust så ersattes det med lite extra vatten för att försöka minimera volymförlusten.



Figur 21: Luftbubbla i slang vid matning, bild av Elisabet Edvardsson.



Figur 22: Spill av reaktorinnehåll efter rensning, bild av Elisabet Edvardsson

5.3 Resultat egna försök

I början av försöksserien innehöll reaktortankarna mycket luft (6 liter) vilket gör att gasproduktionen under de första dagarna är missvisande och ger lägre värden än senare under projektets gång. När det kommer till den totala gas- och i metanproduktionen är tank 4 minst stabil, vilket tyder på att något under processens gång gått fel. De resterande tankarna är ganska stabila (efter att tank 3 fått tillbaka sin värme och produktion), förutom mot slutet där tank 3 minskar sin produktion av gas tidigare och kraftigare. Att båda tankarna med 15 % gräs mixen haft problem gör att detta kan ha inverkat på resultaten. Enligt teorin skulle den 30 % mixen ge mer metan vilket det även blev i detta fall. Hur vidare det skulle varit mer eller mindre skillnad mellan substratmixarna är däremot mindre säkert.

Metanproduktionen under rötningsförsöket gav att substratmixen med 30 % gräs gav mer metan (16 %). Överlag var skillnaderna mellan de två substraten mindre än väntat. Det antogs i början att de olika substratblandningarna skulle ha tydliga skillnader i några av de faktorer som uppmättes under projektet (som pH, Ammonium, metanhalt, metanproduktion). Att de två substratblandningarna inte skiljer sig så mycket åt kan bero på att matavfallet från Mosserud redan innehåller en del mängd vallgrödor/ växter. Att matavfallet redan innehåller vallgrödor gör att det finns mer kolhydrater i substratet än väntat.

Reaktortanken som kallats för tank 3 har haft en del besvär. Då det är osäkert när värmeplattan dog är det troligt att det hände tidigt i projektet då gasproduktionen var låg redan från början. Efter att värmeplattan lagats kom bakteriekulturen igång efter ett par dagar. Detta visar på hur tålig de mesofila bakterierna kan vara som klarade av att överleva under icke optimala förhållanden under en längre tid. Eftersom gas producerades under hela processen dog aldrig tanken ut, vilket troligen gjorde en del substrat låg kvar onedbrutet I början antogs det att den höga mängden gas berodde på det kvarlämnade substraten då tank 4 hade en mycket lägre produktion. Det är dock inte troligt att så pass mycket substrat funnits kvar för att ge en förhöjd produktion under resterande del av projektet men det råder fortfarande en viss osäkerhet med 15 % substratblandningen. Detta mycket till att tank 4 alltid haft en mycket lägre produktion, men till att den dog innan försöket var slut och inga avstickande värden under projektens gång som skulle antyda på att den hade en sämre process relativt de andra.

Både vad gäller den totala gas- och i metanproduktionen är tank 4 minst stabil, vilket tyder på att något under processens gång gått fel. De resterande tankarna är ganska stabila (efter att tank 3 fått tillbaka sin värme och produktion), förutom mot slutet där tank 3 minskar sin produktion av gas tidigare och kraftigare. Vilket gör att en blandning med 30 % gräs är en stabilare långvarig process. Samma variationer för samtliga tankar (t.ex. dag 50) kan förklaras med att nytt substrat inte infördes vid samma tidpunkt på dygnet vilket ger en tillfällig över-/underbelastning, men bör inte påverka den totala metanproduktionen. Andra faktorer som påverkat är om utloppet behövts rensas vilket gör att den aktiva röt-kammarvolymen varit för hög och ger en högre produktion för att sedan minska något innan det stabiliserar sig. Även mängd syre som tillkommit under matningen är en viktig faktor och i Figur 16 går det att se under vilka dagar metanhalten dippar (T.ex. Dag 66 för tank 1, dag 60 för tank 3) vilket skulle tyda på att mycket syre kommit in dagen innan.

Runt dag 36/ vecka 5 uppkom en förhöjd halt av ammonium i samtliga tankar. Ammoniumhalten ökar när det finns mycket protein i substratet eller om alkaliniteten är för hög. Inga prover gjordes på alkaliniteten under försöket men då pH värdet sjunkit fram tills dess är en hög alkalinitet inte troligt. Då det finns metandippar motsvarande dessa dagar är det inte helt säkert ett mätfel eller att provet tagits strax efter en inmatning. De troligaste orsakerna är att det var dåligt omblandat av matavfallet under den dagen och en mer proteinrik del kom med, eller att något vid blev fel vid uppmätningen av substratet och mer matavfall kom med.

Under första veckan sker en snabb skänkning pga. bildandet av VFA men stabiliserar sig senare. Sänkningar av pH värdet mot slutet kan tyda på minskat alkalinitet eller de metanbildande bakterierna börjar dö ut och mer lättflyktiga syror bildas. Detta styrks av Figur 20, som visar mängden lättflyktiga syror när projektet avslutades. Tank 1 har mest lättflyktiga syror och lägst pH. Det låga pH-värdet och de höga VFA halterna är ett tecken på att processen i Tank 1 (främst) inte fungerar optimalt längre. Detta skulle förklara varför tank 1 har haft mest sänkning av metanhalten under den sista försöksveckan (Corno et al. 2016). Anledningen till att Tank 1 & 2 har högre VFA än tank 3 & 4 trots att de innehåller mindre matavfall (fett och protein vilket är kopplat till högre halter VFA) är att i fermenteringen som gräset genomgår frigörs de lättflyktiga syrorerna.

Att den organiska belastningen är lägre än i normala körningar kan visa problem minimeras eller inte registreras alls. Vanligast är det pH värden och VFA halter som kan bli problem, då VFA brukar ackumuleras efter en längre tids körning. Redan under denna körning fanns höga halter av VFA. Det svåra är att veta hur en högre organisk belastning hade påverkat processen, om det hade blivit inhibering eller inte. Anledningen till VFA ackumuleringen är gräs fermenteringen som gör att mer lättflyktiga syror blir tillgängliga vilket förklarar varför VFA värdena är högre i tankarna med mer gräs när det oftast är proteinrika substrat som oftast är kopplade till höga halter VFA. Eftersom VFA endast mättes efter projektet är det lättare att jämföra pH värdet under projektets gång för att få en indirekt bild om halterna. Oavsett så verkar det vara mot slutet som VFA värdena blir ett problem, både pH och metanproduktionen minskar sista tiden. Ska ett befintligt bruk köra med liknande substrat bör de vara försiktiga och ha bra uppsikt över pH och VFA halterna så att inte inhibering sker.

Av de två processerna att bedöma har substratmixen med 30 % gräset varit att föredra. Detta är för att 30 % mixen har sett mer stabil ut och har överlag haft högre metanproduktion. Ska en process vara stabil är kanske 15 % grässubstratet en bättre lösning. Trots att mängden gas som producerats överlag varit lägre fanns inte samma problem med lågt pH och höga halter VFA. I en långsiktig industriell process är ackumuleringer av VFA eller låga pH värden inte önskvärdt utan måste se över så att processen inte stannar upp. Tank 3 och 4 har inte haft långsiktiga problem utan mer processdrivna under projektets gång. Efter att Tank 3 blev lagad är den ungefär lika stabil som Tank 1 & 2 i sin metanproduktion endast mot slutet börjar den minska, vilket kan tyda på att mycket av bakteriekulturen dött/ eller fasats ut, något som de förväntades göra mot slutet. Då även tank 1 & 2 mot slutet börjar dala är det inte säkert att det är mycket mer stabila. Tank 4 har alltid producerat mindre gas och "dog" plötsligt, vad orsaken var är okänd. Att båda tankarna med 15 % substratlösning haft problem (värmeplatt och stannat av för tidigt) är det svårare att avgöra om det är en ostabil process eller inte.

5.4 Jämförelse Mosserud

Jämfört mot Mosseruds nuvarande metanproduktion har substraten som använts under rötningsförsöket visat till större metan bildning om gräset används. Detta ska inte tas som ett tecken på att grässubstraten är bättre då en verklig kontinuerligprocess skiljer sig från laborativ semi- kontinuerlig. I den laborativa har bakterierna en låg organisk belastning på 10 g VS/ dag medans en normalprocess ligger runt 3-5 g VS/ liter dag, dessutom sker matningen ungefär vid samma tidpunkt varje dag och med samma substratmix. Vid Mosserud används substraten när de kommer in via transport utifrån, vilket gör att substratmixen aldrig är konstant och har stora variationer under dagen. Dessutom kör de flesta biogas anläggningar på suboptimala förhållanden för att minimera skador och stopp. Av dessa anledningar är det säkert att även substratblandningarna skulle få en lägre metanpotential om de användes i verkligheten jämfört med de laborativa försöken.

Mellan detta rötningsförsök och det tidigare gjort av Neldorin (2015) finns en del skillnader. Försöken gjordes under olika långa tider och pga. av tekniska problem är det svårt att jämföra processerna lika lång tid efter start.

De metanhalter som framkom på 61 % ligger väl inom de medianer och medelvärden som finns för metanproduktion och även för Mosseruds eget bruk. Det är även detsamma som värden som Neldorin (2015) fick fram, vilket överlag gör att dessa värden känns både rimliga och trovärdiga. Eftersom metanhalterna har varit nästan konstanta under den uppmätta perioden är det troligt att en metanhalt ~61% har varit under hela projektet bortsett från uppstarten. Studerar man gasproduktionskurvorna och tidigare rapporter är uppstartsperioden 3-4 dagar. De dippar som framkommer på grund av syre varar endast en dag vilket skulle betyda att de metanogena bakterierna återhämtar sig snabbt från minde luftläckage.

Det som inte tas upp mycket i rapporten är att Neldorin (2015) utformade en egen substratmix som hade bättre metanpotential än den nuvarande vid Mosserud. Inga av de försök som gjorde med våtmarksgräs var bättre än denna mix. Men då Mosserud inte har ändrat sin substratmix nämnvärt från detta är var rimligare att ignorera denna del i resultatet. Har Mosserud inte ändrat sin substratmix måste det finnas någon anledning, det mest troliga är att det inte var ekonomiskt lönsamt..

5.5 Pellets

Även om gräset medför problem vid rötning med omblandning och höga halter VFA finns liknande problem med sintring och korrosion vid pelletering, det finns

mer energi att utvinna om gräset används till rötning än vad pelletering kan spara vilket gör det rötningen till ett bättre alternativ. Så länge Mosserud medveten om problemen som medföljer och kan åtgärda med bra intag och bra omblandning samt hålla koll på pH värde och VFA halter.

Henriksson (2016) visade att våtmarksgräs som pellets inte vara möjligt och eftersom inga vidare studier gjordes om energibesparing eller något likande försvårade detta jämförelsen mellan de två studierna. Baserat på det data som fanns gjordes antaganden och det är av dem som beräkningar skett från. Detta innebär att samtliga beräkningar inom pellets är mindre pålitliga. Det är även inte helt korrekt att jämföra sparad energi mot extra utvunnen.

5.6 Problem med gräs i rötning

Ska gräset användas i en större skala än i ett laboratorieförsök minimeras problem så som imatning och luftning. Den stora anledningen till att detta var ett problem var för att våta gräset svällde och fastnade i det smala inloppet. I ett verk finns det antingen möjligheter för att ta in substratet torrt eller att dimensionera inloppet så att stopprisen minimeras. Det största problemet med att använda gräs skulle vara omblandningen vilket kan medföra tjocka lager slam. Då omblandning fortfarande finns i den nuvarande processen är det mer en fråga om det nuvarande räcker eller om kraftigare blandning måste ske för att inte slambildningen ska bli för stor. En kraftigare omrörning medför eventuellt ombyggnationer och en högre energiförbrukning, men bättre beblandning tenderar till mer metanproduktion. Inga studier har gjorts om hur vidare den energiförbrukningen är värd den extra producerade metangasen eller inte. Inte heller har några ekonomiska aspekter studerats.

5.7 Slutsats

Användningen av ensilerat våtmarksgräs i samrötning med matavfall är en möjlighet. Den 15 % substratblandningen gav en specifik metanproduktion på 0,30 Nm³/ kg VS och en metanhalt på 61 %. Den 30 % substratblandningen gav en specifik metanproduktion på 0,35 0,30 Nm³/ kg VS och en metanhalt på 61 %.

Under röttningsförsöket hade gräset följande inverknings: minskad specifik metanproduktion, lägre pH halt och ansamling av VFA. Metanhalten ändrades inte av gräset och ammoniak halten var inom gränsvärden.

Den extra mängden substrat gör att mer metan går att producera. Mellan 400-900 Nm³/ år för den 15 % blandningen och 52 000 -87 000 Nm³/ kg VS för den 30 % blandningen. I bästa fall är det en ökning med 1,5–2,5 % mot dagens produktion. Hur vidare detta är acceptabelt eller inte bör tas upp med Länsstyrelsen Värmland och Mosseruds biogasanläggning.

Överlag gav den 30 % gräsblandningen en högre metanproduktion men var mindre stabil under en längre tid, då lättflyktiga syror ansamlades och pH värdet sjönk.

Fördelarna är att metan har möjlighet att öka den totala produktionen och gräset kommer till användning, medans nackdelarna är att de gör processen mindre stabil och slam bildas i toppen av reaktorn, vilket består till större delen av gräs. Vilket möjligen skulle kunna minimeras med kraftigare omblandning.

Rötning är fortfarande ett bättre alternativ än pelletering. Med gräs som additiv klarade inte pelleten de europeiska standarderna, men gräset kunde öka metanutbytet vid rötning.

5.8 Vidare Studier

Fortsatta studier med kontinuerlig eller semi kontinuerlig samrötning av våtmarksgräs och matavfall kan undersökas, bland annat olika mängder gräs (t.ex. 10 %, 20 % gräs VS). Där prover av lättflyktiga syror bör vara i fokus. Även prov av rötrest kan vara av intresse.

Undersöka en kraftigare omblandning och se om slammet minskas. Och hur vidare det påverkar metanbildningen och energiförbrukningen.

Mosseruds substratmix innehåller idag grässorter och baljväxter, även gräsensilage har redan börjat används, en mer passande undersökning är att låta våtmarksgräset ersätta all/ eller delar av vallen.

6 Referenser

6.1 Böcker

Bardi, U. (2014). *Extracted: How the quest for mineral wealth is plundering the planet*. (1 uppl.). White River Junction: Chelsea Green Pub Co.

Birol, F., Morgan, T. & Cozzi, L. (2008). *World Energy Outlook 2008*. (978-92-64-04560-6) Paris: IEA.

<http://www.worldenergyoutlook.org/media/weowebiste/2008-1994/weo2008.pdf>

Dussade, N., Unpaprom, Y. & Ramaraj, R. (2016). *Agricultural and biological sciences: Advances in silage production and utilization*. InTech.

<http://www.intechopen.com/books/advances-in-silage-production-and-utilization/grass-silage-for-biogas-production>

Deublein, D. & Steinhauser, A. (2010). *Biogas from Waste and Renewable Resources - An Introduction*. (2 uppl.). Weinheim: Wiley

Einar Mattsson, *Elektrokemi och korrosionslära* (3:e upplagan 1987)

Hogg, S. (2005). *Essential Microbiology*. John Wiley & sons, Ltd.

Jördening, H, J. & Winter, J. (2005). *Environmental Biotechnology: Concepts and Applications*. Weinheim: Wiley

Martinsson L. (2003). *Råvaror för framtida tillverkning av bränslepellets i Sverige. En kartläggning av tänkbara alternativa råvaror på kort och medellång sikt*. Stockholm värmeforsk

McEniry, J., Allen, E., Murphy, J.D. & Okiely, P. (2014). *Grass for biogas production: The impact of silage fermentation characteristics on methane yield in two contrasting biomethane potential test systems*. *Renewable energy*, 63, 524-530. DOI: <http://doi.org.bibproxy.kau.se:2048/10.1016/j.renene.2013.09.052>

Muck, R. & Holmes, B. (1999). *Factors Affecting bunker silo densities, madison*.

Dairy forage research center.

<http://fyi.uwex.edu/forage/files/2014/01/BunkDens3.pdf>

Neureiter, M., Pereira dos Santos, T., Perez Lopez, C. & Braun, R. (2005). *Effect of silage preparation on methane yields from whole crop maize silage*.

Conference: 4th international symposium anaerobic digestion of solid waste at Copenhagen, Denmark.

https://www.researchgate.net/publication/241717463_Effect_of_silage_preparation_on_methane_yields_from_whole_crop_maize_silages

Persson, P. O. (2005). *Miljöskyddsteknik strategier och teknik för ett hållbart miljöskydd*. (7 uppl.). Kungliga tekniska högskolan Stockholm.
Sprague, M.A. (1974). *Oxygen disappearance in alfalfa silage*. Proc. 12th Int. Grassl. Congr., Moscow (1974), pp. 651–656

Woolford, M.K. & Pahlow, G. (1997). *Microbiology of fermented foods*. Springer US.

6.2 Företag & Myndigheter

Andersson, K., Eriksson, P.O., Montelius Risberg, J. & Sävström, O. (2014). Foder & färgning Mångfald, människor och maskiner. Länsstyrelsen Jämtlands län. <http://www.raa.se/app/uploads/2016/05/Broschyr-Foder-och-f%C3%A4rgning-mangfald-manniskor-och-maskiner.pdf>

Berg, A., Karlsson, A., Ejlertsson, J. & Nilsson, F. (2011). Utvärdering av samrötningspotential för bioslam från massa-/pappersbruk., Värmeforsk.

Biogasportalen. Energiinnehåll. Läst 2017-04-27.
<http://www.biogasportalen.se/FranRavaraTillAnvandning/VadArBiogas/Energiinnehall>

Biogasportalen. Rötning. Läst 2017-02-03.
<http://www.biogasportalen.se/FranRavaraTillAnvandning/Produktion/Rotning>

Energigas Sverige. Frågor och svar. (2014).
<http://www.energigas.se/Energigas/FAQ/FAQBiogas>

Energigas Sverige. Sammanställning: Gasfordons energieffektivitet. (2013).
http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:fwnsWbanUPoJ:www.energigas.se/~media/Files/www_energigas_se/Publikationer/FFF/PMSammanstallningGasfordonsEnergieffektivitet.ashx+&cd=1&hl=sv&ct=clnk&gl=se

Energimyndigheten (2015) Energi i världen.
<http://www.energikunskap.se/sv/FAKTABASEN/Energi-i-varlden/>

EU (2009). Animal By-products Regulation (EC) No. 1069/2009. Brussels: European Commission.
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:300:0001:0033:EN:PDF>

European association of electrical contractors. European energy outlook- key 2015 findings. 2016
http://www.aie.eu/aie/news/entry/Key_Findings_on_World_Energy_Outlook_2015_qmdp4p

European biogas association. EBA Biomethane & Biogas Report 2015 published.

European biogas association. <http://european-biogas.eu/2015/12/16/biogasreport2015/>

Kunskapssammanställning Euro VI. Stadsbussar. (2015). http://www.ecotraffic.se/media/10613/rapport_7078_-_kortversion_av_bussrapport_version_6.pdf

Miljöportalen (2010). Växthuseffekt och växthusgaser- vad är det egentligen? Tillgänglig: <http://www.miljoportalen.se/luft/vaexthusgaser/vaexthuseffekt-och-vaexthusgaser-vad-aer-det-egentligen>

Svensk Energi. Svensk Kraftvärmeproduktion. (2016). Hämtad från: <http://www.svenskenergi.se/Elfakta/Elproduktion/Kraftvarme/Svensk-kraftvarmeproduktion/>.

Westin, P & Harrysson, J. (2014). Produktion och användning av biogas och rötresten år 2013. Eskilstuna: Statens Energimyndighet.

6.3 Artiklar

Abu-Dahrieh, J.K., Orozco, A., Ahmad, M. & Ronney, D. (2011). *The potential for biogas production from grass*. Jordan international energy conference. <http://www.jeaconf.org/UploadedFiles/Document/041b48de-f426-4945-bb88-7c6b5d08ff1b.pdf>

Banks, C. *Anaerobic digestion and energy*. University of southampton. School of civil engineering and the environment.

Banks, C.J., Chesshire, M., Heaven, S. & Arnold, R. (2011). *Anaerobic digestion of source segregated domestic food waste: Performance assessment by mass and energy balance*. *Bioresour Technol*, 102 (2), 612-620. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.08.005

Barber W. P., and Stuckey D. C. (2000). Metal *bioavailability and trivalent chromium removal in ABR*. *Journal of Environmental Engineering*, 126(7), 649-656.

Bauer, A., Lizasoain, J., Theuretzbacher, F., Agger, J.W., Rincón, M., Menardo, S., Saylor, M.K., Enguádanos, R., Nielsen, P.J., Potthast, A., Zweckmair, T., Gronauer, A. & Horn, S.J. (2014). *Steam explosion pretreatment for enhancing biogas production of late harvested hay*. *Bioresour Technol*, 166 403-410. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.05.025>

Bohn, I. (2010). Utvärdering och optimering av metod för förbehandling av källsorterat hushållsavfall till biogasproduktion. Malmö: Svenskt gastekniskt center. <http://www.sgc.se/ckfinder/userfiles/files/SGC216.pdf>

Borreani, G., Chion, A.R., Colombini, S., Odoardi, M., Paloeti, R. & Tabacco, E. (2009). *Animal feed science and technology*. *Animal feed science and technology*,

151 (3), 316-323. DOI:

<http://doi.org/bibproxy.kau.se:2048/10.1016/j.anifeedsci.2009.01.020>

Carlsson, M. & Uldahl, M. (2009). Substrathandbok för biogasproduktion, Svenskt gastekniskt center AB.

<http://www.biodrivmitt.se/sites/default/files/imagearchive/PDF/Substrathandbok-foer-biogasproduktion.pdf>

Carlsson, M., Lagerkvist, A. & Morgan-Sagastume, F. (2012). *The effects of substrate pre-treatment on anaerobic digestion systems: A review*. Waste Management, 32 (9), 1634-1650. DOI: 10.1016/j.wasman.2012.04.016

Chae, K. J., Jang, A., Yim, S. K. & Kim, I. S. (2008). *The effects of digestion temperature and temperature shock on the biogas yields from the mesophilic anaerobic digestion of swine manure*. Bioresource Technology, 99 (1), 1-6. DOI: 10.1016/j.biortech.2006.11.063

Corno, L., Pilu, R., Cantaluppi, E. & Adani, F. *Giant cane (Arundo donax L.) for biogas production: The effect of two ensilage methods on biomass characteristics and biogas potential*. (2016). 93, 131-136. DOI: <https://doi-org.bibproxy.kau.se/10.1016/j.biombioe.2016.07.017>

Egg, R.P., Coble, C.G., Engler, C.R. & Lewis, D.H. (1993). *Feddstock storage, handling and processing*. Biomass and bioenergy. 5 (1), 71-94. DOI: [https://doi.org/10.1016/0961-9534\(93\)90009-S](https://doi.org/10.1016/0961-9534(93)90009-S)

Franco, R.T., Buffiere, P. & Bayard, R. (2016). *Ensiling for biogas production: critical parameters. A review*. Biomass and Bioenergy, 94, 94-104. DOI: <http://doi.org/bibproxy.kau.se:2048/10.1016/j.biombioe.2016.08.014>

Gordon, C.H., Wiseman, H.G., Derbyshire, J.C. & Jacobson, W.C. (1959). *Effect on Silage of Chopping and Brusing the Forage*. Journal of Dairy science, 42 (8), 1394-1395. DOI: [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(59\)90749-0](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(59)90749-0)

Henriksson, L. (2016). *Gräs från våtmarksom additiv i bränslepellets*. Karlstads universitet. Fakulteten hälsa, natur- och teknikvetenskap. Miljö- och energisystem.

Herrmann, C. Heiermann, M. & Idler, C. (2011). *Effects of ensiling, silage additives and storage period on methane formation of biogas crops*. Bioresource technology, 102 (8), 5153-5161. DOI:

<http://doi.org/bibproxy.kau.se:2048/10.1016/j.biortech.2011.01.012>

Jagadabhi, P. S., Lehtimäki, A. & Rintala, J. (2008). *CO-DIGESTION OF GRASS SILAGE AND COW MANURE IN A CSTR BY RE-CIRCULATION OF ALKALI TREATED SOLIDS OF THE DIGESTATE*. Environmental Technology, 29 (10), 1085-1093. DOI: 10.1080/09593330802180385.

Jakobsson, A, C, Å. (2014). *Rötning av matavfall – en studie av metanutbytet hos matavfall förbehandlat med skruvkrossteknik samt vid samrötning med bioslam*

från pappersbruk. Karlstads universitet. Fakulteten hälsa, natur- och teknikvetenskap. Miljö- och energisystem.

Jarvis, Å. & Schnürer, A. (2009). *Mikrobiologiska handboken för biogasanläggningar*. Svenskt Gastekniskt Center AB.
<http://www.sgc.se/ckfinder/userfiles/files/SGC207.pdf>

Kalać, P. (2011). *The required characteristics of ensiled crops used as a feedstock for biogas production: a review*. Journal of Agrobiology.
https://www.zf.jcu.cz/dokumenty/dokumenty-journal-of-agrobiology/2011-number-2/7-211_Kalac_imprim.pdf

Kaliyan, N. & Morey, R.V. (2010). *Natural binders and solid bridge type binding mechanisms in briquettes and pellets made from corn stover and switchgrass*. Bioresour Technol 2010 2;101(3):1082-1090 DOI:
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.064>

Karlsson, A., Björn, A., Shakeri, S.Y., Svensson, B.H. (2014). *Improvement of the biogas production process*. Biogas research center, Linköping university.
<http://liu.diva-portal.org/smash/get/diva2:776575/FULLTEXT01.pdf>

Khor, W.C., Rabaey, K. & Vervaeren, H. (2015). *Low temperature calcium hydroxide treatment enhances anaerobic methane production from (extruded) biomass*. Bioresour Technol, 176, pp. 181–188. DOI:
<http://dx.doi.org.bibproxy.kau.se:2048/10.1016/j.biortech.2014.11.037>

Kim, S. & Adesogan, A. (2006). *Influence of ensiling temperature, simulated rainfall, and delayed sealing on fermentation characteristics and aerobic stability of corn silage*. Journal of dairy science, 89 (8), 3122-3132. DOI:
[http://doi.org.bibproxy.kau.se:2048/10.3168/jds.S0022-0302\(06\)72586-3](http://doi.org.bibproxy.kau.se:2048/10.3168/jds.S0022-0302(06)72586-3)

Kulisic, B., Par, V. & Metzler, R. (2015). *Calculation of on-farm biogas potential: A Croatian case study*. Biomass and bioenergy, 74, 66-78. DOI:
<http://doi.org.bibproxy.kau.se:2048/10.1016/j.biombioe.2015.01.010>

Larsson, S., Örberg, H., Kalén, G. & Thyrel, M. (2006). *Rörflen som energigröda. Erfarenheter från fullskaleförsök vid Biobränsletekniskt Centrum (BTC) i Umeå under åren 2000-2004*. Enheten för Biomassateknologi och Kemi, SLU, BTK-rapport 2006;11.

Lehtomäki, A. (2006). *Biogas production from energy crops and crop residues*. Jyväskylä studies in biological and environmental science. University of Jyväskylä.
<https://jyx.jyu.fi/dspace/bitstream/handle/123456789/13152/9513925595.pdf>

Lehtomäki, A., Huttunen, S., Lehtinen, T.M. & Rintala, J.A. (2008). *Anaerobic digestion of grass silage in batch leach bed processes for methane production*. Bioresource technology. 99(8), 3267-3278. DOI:
<http://doi.org.bibproxy.kau.se:2048/10.1016/j.biortech.2007.04.072>

- Lettinga, G., Rebac, S. & Zeeman, G. (2001). *Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment*. Trends in Biotechnology, 19 (9), 363-370. DOI: [http://doi.org.bibproxy.kau.se:2048/10.1016/S0167-7799\(01\)01701-2](http://doi.org.bibproxy.kau.se:2048/10.1016/S0167-7799(01)01701-2)
- McDonald, P., Henderson, A.R. & Hersin, S.J.E. (1991). *The Biochemistry of Silage*. The Journal of Agricultural science, 177 (3). DOI: <https://doi.org/10.1017/S0021859600067162>
- Modh-Setapar, S.H., Adb-Talib, N. & Aziz, R. (2012). *Review on crucial parameters of silage quality*. APCBEE Procedia, 3, 99-103. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apcbee.2012.06.053>
- Muck, R.E. (1988). *Factors influencing silage quality and their implications for management*. Journal of Dairy science, 71 (11), 2992-3002. DOI: [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(88\)79897-5](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(88)79897-5)
- Naturvårdsverket. (2016). *Natura 2000*. Hämtad från: <http://www.naturvardsverket.se/natura2000>.
- Neldorin, M. (2015). *Utveckling av substratmixen vid Mosseruds biogasanläggning*. Karlstads universitet. Fakulteten hälsa, natur- och teknikvetenskap. Miljö- och energisystem.
- Nilsson, D., Bernesson, S. & Hansson. (2008). *Pellet production from agricultural raw materials – A systems study*. Biomass and Bioenergy, 35, 679-689. <http://publikationer.slu.se/Filer/OptimalpelletsochbrikettSLUETRapport0012008.pdf>
- Pakarinen, A., Maijala, P., Jaakkola, S., Stoddard, F.L., Kymäläinen, M. & Viikari, L. (2011). *Evaluation of preservation methods for improving biogas production and enzymatic conversion yields of annual crops*. Biotechnology for biofuels. DOI: 10.1186/1754-6834-4-20
- Pakarinen, O., Lehtoma, A., Rissanen, S. & Rintala, J. (2008). *Storing energy crops for methane production: effects of solids content and biological additive*. Bioresource technology, 99, 7074-7082. DOI: <http://dx.doi.org.bibproxy.kau.se:2048/10.1016/j.biortech.2008.01.007>
- Ramastsa, I.M., Akinlabi, E.T., Maydyira, D.M., Huberts, R. & Gray, V. (2015). *Co-biodigestion with grass: a Review*. Proceedings of the world congress on engineering and computer science 2015, vol 2. http://www.iaeng.org/publication/WCECS2015/WCECS2015_pp978-981.pdf
- Riggo, S., Torrijos, M., Debord, R., Esposito, G., van Hullebusch, E.D., Steyer, J.P. & Escudie, R. (2017). *Mesophilic anaerobic digestion of several types of spent livestock bedding in a batch leach-bed reactor: substrate characterization and process performance*. Waste management, 59, 129-139. DOI: <http://doi.org.bibproxy.kau.se:2048/10.1016/j.wasman.2016.10.027>

Rodriguez, C., Alaswad, A., Benyounis, K.Y. & Olabi, A.G. (2017). *Pretreatment techniques used in biogas production from grass*. Renewable and sustainable energy reviews, 68(2), 1193-1204. DOI:

<http://dx.doi.org.bibproxy.kau.se:2048/10.1016/j.rser.2016.02.022>

Rodriguez, C., Alaswad, A., Benyounis, K.Y. & Olabi, A.G. (2017). *Pretreatment techniques used in biogas production from grassland*. Renewable and sustainable energy reviews, 68 (2), 1193-1204. DOI:

<http://dx.doi.org.bibproxy.kau.se:2048/10.1016/j.rser.2016.02.022>

Ryckebosh, E., Drouillon, M. & Veraeren, H. (2011). *Techniques for transformation of biogas to biomethane*. Biomass and Bioenergy, 35(5), 1633-1645. DOI: 10.1016/j.biombioe.2011.02.033

Samson, R. & Leduy, A. (1983). *Influence of mechanical and thermochemical pretreatments on anaerobic digestion of Spirulina maxima algal biomass*. Biotechnol lett, 5, 671-676. DOI:

<http://dx.doi.org.bibproxy.kau.se:2048/10.1007/BF01386360>

Schwede, S., Kowalczyk, A., Greber, M. & Span, R. (2011): *Influence of different cell disruption techniques on mono digestion of algal biomass*. Linköping University Electronic Press, World Renewable Energy Congress Linköping, Sweden (2011), pp. 41–47.

http://www.ep.liu.se/ecp/057/vol1/006/ecp57vol1_006.pdf

Stelte, V., Holm, J.K., Sanadi, A.R., Barsberg, S., Ahrenfeldt, J. & Henriksen, U.B. (2011). *A study of bonding and failure mechanisms in fuel pellets from different biomass resources*. Biomass Bioenergy 2011 2;35(2):910-918. DOI:

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.11.003>

Tiwary, A., Williams, I.D., Pant, D.C. & Kishore, V.V.N. (2015). *Emerging perspectives on environmental burden minimisation initiatives from anaerobic digestion technologies for community scale biomass valorisation*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 42, 883-901. DOI: 10.1016/j.rser.2014.10.052

Weiland, P. (2009). *Biogas production: current state and perspectives*. Applied Microbiology and biotechnology, 85 (4), 849-860. DOI: 10.1007/s00253-009-2246-7

Wen, B., Yuan, X., Li, Q.X., Liu, J., Ren, J., Wang, X. & Cui, Z. (2015). *Comparison and evaluation of concurrent saccharification and anaerobic digestion of napier grass after pretreatment by three microbial consortia*.

Bioresource technology, 175, 102-11. DOI:

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.043>