

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP



Forord

Denne masteroppgaven avslutter mitt studium ved Universitetet for Miljø- og Biovitenskap (UMB). Oppgaven teller 30 studiepoeng og avsluttes i august 2013. Arbeidet er delvis finansiert av Statens landbruksforvaltning, SLF. Oppgaven tar for seg bruk av matavfall som delsubstrat til bruk i gårdsbaserte biogassanlegg for å øke biogassutbytte. Oppgaven var eksperimentell, og det har lært meg veldig mye om selvstendig labbarbeid. Den praktiske anvendelsen av oppgaven er å gi råd til Tomb landbruksskole for hvilket innblandingsforhold av matavfall som gir størst biogassutbytte.

En spesiell takk må rettes hovedveileder John Morken, og biveileder Kristian Fjørtoft for oppfølging med eksperimenter og oppgave. Kristian har jobbet tett med Tomb landbruksskole ved ett tidligere prosjekt og stod for mesteparten av kommunikasjonen og introduserte meg for biogassanlegget på Tomb landbruksskole.

Den praktiske gjennomføringen av forsøket ble gjennomført på biogasslaboratoriet ved UMB på Vollebekk. I forbindelse med gjennomføringen av laboratorieforsøket vil jeg takke flere personer. For hjelp til utstyr, montering og uforutsette hendelser har Uno Andersen vært til stor hjelp. Gasspumpene brukt i forsøket har blitt laget og kalibrert av Tom Ringstad ved UMB. Jeg har også hatt hjelp til den daglige matingen av reaktorene, i hele julen av Kristian Fjørtoft og av Maria Backe mot slutten av forsøket.

Biogasslaboratoriet brant underveis i forsøket og mye av fasilitetene for analyser ble ødelagt. I denne fasen av oppgaven stilte Bioforsk AS laboratoriefasiliteter til disposisjon, uten dem hadde det ikke vært mulig å ferdigstille oppgaven til den utsatte fristen.

Sammendrag

Norge har satt seg ambisiøse mål for både økt produksjon av fornybar energi og reduksjon av klimagassutslippene fra landbruket. Det skal etableres 13 TWh ny fornybar energi innen 2020, samtidig skal landbruket kutte utslippene av klimagasser med 1,1 mill tonn CO₂ ekvivalenter.

For å nå målet om reduserte klimagassutslipp i landbruket må implementering av biogassproduksjon skje i stort omfang. Det vil føre til økt produksjon av fornybar energi. Gårdsbaserte biogassanlegg er ikke vanlig i Norge. Anleggene er for dyre i forhold til inntektene, men vil kunne øke i lønnsomhet hvis man kan produsere mer biogass på mindre anlegg. Gårdsbruk har god tilgang på næringsrikt substrat fra egne dyr, og vil trenge tilgang på energirik substrat, som matavfall, for å øke biogassproduksjonen.

I denne oppgaven har blandingsforholdet mellom kugjødtsel og matavfall for økt biogassproduksjon ved anaerobisk våtråtning blitt undersøkt. Det har blitt benyttet fire CSTR reaktorer med 15 liter aktivt reaktorvolum, operert i mesofil temperatur, 37 ± 2 °C. For å undersøke ett bredt spekter av blandingsforhold, fra kun kugjødtsel til 85 % matavfall, ble det benyttet to forsøksserier i reaktorene. I første forsøksserie ble det brukt kun kugjødtsel i reaktor R5 og kugjødtsel blandet med henholdsvis 14.6, 24.5 og 32.2 % matavfall i R6, R7 og R8. Det gir organisk belastning på 1.8, 3.0, 4.0 og 5.0 g(VS)/(l*dag) og oppholdstid på 25, 22, 19 og 17 dager for følgende reaktorer R5, R6, R7 og R8. Mengden kugjødtsel var konstant for å imitere forholdene ved et gårdsanlegg. Ved overgang til andre forsøksserie ble den organiske belastningen i alle reaktorene økt med ca 4 g(VS)/(l*dag). Oppholdstiden ble fiksert til 17 dager i alle reaktorene, det gav en innblanding av 45, 58, 72 og 85 % matavfall i kugjødsla. For å øke den organiske belastningen til ønsket nivå, kunne ikke mengden kugjødtsel holdes konstant, da oppholdstiden ville blitt alt for kort. Derfor ble oppholdstiden fiksert. Underveis i andre forsøksserie brant forsøkslaboratoriet. På grunn av brannen er datagrunnlaget her lite og har mange feilkilder.

Volumetrisk metanproduksjon steg fra 0.38 liter metan per liter reaktorvolum i reaktoren med kun kugjødtsel til 1.05, 1.59 og 2.21 liter metan per liter reaktorvolum i reaktorene med henholdsvis 14.6, 24.5 og 32.2% matavfall innblandet. Spesifikk metanproduksjon ble bestemt til 0.209, 0.350, 0.395 og 0.438 l(CH₄)/(g(VS)), i reaktoren med innblanding av 0, 14.6, 24.5 og 32,2 % matavfall. Konverterbar energi fra organisk del av kugjødsla ble funnet til 2,3 kWh per kilo VS og for matavfall til 6,2 kWh per kilo VS. Øvre grense for organisk belastning ble bestemt til 6 g(VS)/(l*dag), 7 g(VS)/(l*dag) gav inhibering med kraftig dropp i pH.

Forsøkene viser at en økning fra 14.6 % matavfall innblandet til 32.2 % kan gi en økning av metanproduksjonen på hele 110 %.

Abstract

Norway has set ambitious goals for both increased production of renewable energy and the reduction of greenhouse gases (GHG) emission from agriculture. Facilities for the annual production of 13 TWh of new renewable energy and the annual reduction of agriculture emissions of GHG by 1.1 mil CO₂ equivalents are planned for completion by 2020.

To achieve the goal of reducing GHG emissions from agriculture will require a large increase in the production of biogas. The biogas will be used to produce renewable energy. Biogas plants at farm scale are too costly relative to revenues and are not used much in Norway. Plants with a higher yield of methane per volume of feedstock can improve profitability. Farms have access to manure and this is a nutritious substrate, but it needs a co-substrate with high energy density to improve the methane yield.

This has been investigated using different ratios of cow manure and food waste to improve biogas yield in anaerobic digestion by microorganisms. Four CSTR reactors, each are having an active reactor volume of 15 liters have been used at mesophilic temperature, 37 ± 2 °C to examine a wide range of mixing ratios. One hundred percent cow manure to 85 % food waste in eight different mixing ratios has been evaluated in two trials. Trial one used 100% cow manure in reactor R5, and cow manure mixed with 14.6, 24.5 and 32.2 % food waste in reactors R6, R7 and R8 respectively. This yielded an organic loading rate of 1.8, 3.0, 4.0 and 5.0 g(VS)/(l*day) and a hydraulic retention time of 25, 22, 19 and 17 days respectively in reactors R5, R6, R7 and R8. The mass of cow manure was held constant to match likely conditions of a farm scale biogas plant. Transition to a second trial was done by increasing the organic loading rate from 4.0 g to 9.0 g(VS)/(l*day) in each reactor. Hydraulic retention time in this trial was fixed at 17 days in all the reactors. This was necessary because fixing the amount of cow manure would have resulted in hydraulic retention times that were far too low. The resulting mixing ratios were 45, 58, 72 and 85 % food waste.

During the second trial a fire at the laboratory resulted in the loss of much data and increased sources for errors.

Volumetric methane yield increased from 0.38 litre methane per litre reactor volume from digestion of 100% cow manure to 1.05, 1.59 and 2.21 litre methane per litre reactor volume respectively for 14.6, 24.5 and 32.2 % food waste. Specific methane yield was determined to be 0.209, 0.350, 0.395 and 0.438 l(CH₄)/(g(VS)) in the reactors with cow manure mixed with 0, 14.6, 24.5 and 32.2 % food waste. Convertible energy from volatile solids in cow manure was determined to 2.3 kWh per kilo VS and 6.2 kWh per kilo VS for food waste. An upper organic loading rate limit was found to be 6 g(VS)/(l*day). A loading rate of 7 g(VS)/(l*day) showed inhibition and a rapid decrease in biogas yield.

An increase in mixing ratio from 14.6 % to 32.2 % food waste in constant mass cow manure can increase the methane yield by 110 %.

Innhold

Forord	II
Sammendrag.....	III
Abstract	IV
Innhold	VI
Figurliste	X
Tabelliste	XII

Teori

1 Energi i Norge.....	1
1.1 Tiltak for økt bruk av fornybar energi i Norge.....	1
1.2 Grønne sertifikater	1
1.3 Hvorfor biogass.....	1
1.4 Status for biogass i Norge.....	2
1.5 Potensialet i Norge	2
1.5.1 Teoretisk potensial	3
1.5.2 Matavfall.....	3
1.5.3 Industri	4
1.5.4 Avløpsslam.....	4
1.5.5 Halm	4
1.5.6 Husdyrgjødsel	4
2 Klimaeffekten av anaerobisk råtning	4
3 Biogass.....	8
3.1 Grunnleggende prosesser	8
3.1.1 Hydrolyse.....	8
3.1.2 Acidogenese	9
3.1.3 Acetogenese	10
3.1.4 Metanogenese.....	10
3.2 Forhold som kan redusere produksjonen	11
3.2.1 Oksygen	11
3.2.2 Svovel.....	12
3.2.3 Organiske syrer.....	12
3.2.4 Ammonium.....	12

3.3 Substrategenskaper	13
3.3.2 Næringsinnhold	15
3.3.3 Substrattyper	15
3.3.4 Forbehandling.....	16
3.4 Biogass-sammensetning	17
3.4.1 Metan, CH ₄	18
3.4.2 Karbondioksid, CO ₂	18
3.4.3 Karbonmonoksid, CO.....	19
3.4.4 Nitrogen, N ₂	19
3.4.5 Ammoniakk, NH ₃	19
3.4.6 Oksygen, O ₂	19
3.4.7 Hydrogen, H ₂	19
3.4.8 Hydrogensulfid, H ₂ S.....	19
3.5 Faktorer som påvirker biogassammensetningen	19
4 Teknologi	20
4.1 Historisk utvikling	20
4.1.1 Utvikling i Europa	21
4.1.2 Utvikling i Asia	22
4.2 Reaktortyper.....	22
4.2.1 Husholdningsanlegg	22
4.2.2 Fixed dome digester	22
4.2.3 Floating drum digester	23
4.2.4 Plug flow reactor	24
4.3 Gårdsanlegg.....	24
4.3.1 Tomb landbruksskole	25
4.4 Bruksområder til biogass.....	26
5 Hensikten med forsøket.....	27
<u>Metode</u>	
6 Forsøksutstyr.....	29
6.1 CSTR forsøksreaktor	29
6.2 Oppvarming.....	29
6.3 Omrøring	30
6.4 Måleutstyr for gassflow.....	30
6.5 Gassinnhold	31

6.5.1 Gasskromatograf	31
6.5.2 Gassanalysator	31
6.6 Montering av utstyret.	32
7 Gjennomføring av forsøk	33
7.1 Hensikten med forsøket	33
7.1.1 Inokulum.....	33
7.1.2 KugjødseL	33
7.1.3 Matavfall.....	34
7.2 Innkjøringsfase	34
7.3 Forsøksfase 1, fra 12. desember til 2. februar	35
7.3.1 Forsøksoppsett	35
7.3.2 Organisk belastning	35
7.3.3 Daglige rutiner	36
7.4 Forsøksfase 2, 2. februar – 22. mars.	38
7.4.1 Organisk belastning	38
7.4.2 Daglige rutiner	39
7.5 Påfylling av vann.....	39
8 Brann på labben	40
8.1 Sikkerhetsrutiner etter brannen.....	40
8.1 Bytte av reaktorer.	40
8.2 Flytting av reaktorene	41
8.3 Avslutning av laboratorieforsøk	43
9 Analyser og analysemetoder	43
9.1 TS og VS	43
9.2 pH	43
9.3 Ammonium	43
10 Formler til beregninger	44
10.1 TS og VS	44
10.2 Gassutbytte	44
<u>Resultater og diskusjon</u>	
11 Oppsett av resultater og diskusjon	47
12 Innkjøringsfase	47
13 Gassproduksjon	48
13.1 Biogassproduksjon første forsøksserie, uke 1-9.....	49

13.1.1 Avvikspunkter i gassmålingen	50
13.2 Biogassproduksjon i andre forsøksserie, uke 10-16.....	51
13.2.1 Avvik i gassmåling.....	53
13.2.2 Kvasistabil periode andre forsøksserie.....	54
13.3 Systematisk feil ved påfylling av vann.....	55
13.4 Gassammensetning	55
13.4.1 Andre forsøksserie.....	60
13.5 Metanproduksjon.....	60
13.5.1 Første forsøksserie	60
13.6 Spesifikk metanproduksjon uke 1 – 9.....	61
13.6.1 Energiutbytte fra matavfall og kugjødsel	62
13.7 Diskusjon av spesifikt biogassutbytte.....	63
14 Konvertering av organisk materiale til biogass.....	64
14.1 VS innhold i biorest uke 1 – 9.....	64
14.2 VS innhold i biorest uke 10 – 16.....	65
15 Virkningsgrad	66
15.1 Første forsøksperiode, uke 1-9.....	66
15.2 Andre forsøksperiode, uke 10 – 16	67
16 Kinetikk.....	68
16.1 Beregning av kinetiske parametre.....	68
16.2 Modelering av utbytte.....	69
16.2.1 Gyldighetsområdet til Figur 16-1.....	70
16.2.2 Beregning av eksempellegg.....	70
17 Inhiberende faktorer.....	71
17.1 pH	71
17.2 Ammonium.....	72
<u>Konklusjon</u>	75
Kildeliste	77

Figurliste

Figur 2-1 Størrelsen på CO ₂ ekvivalent bidrag per MJ, fra lokale og store sentraliserte biogassanlegg som behandler henholdsvis matavfall, flytende og fast husdyrgjødsel(Edwards, Larivé et al. 2011). ...	7
Figur 3-1 Fire steg i anaerobisk nedbrytning av substrat. Hydrolyse, her blir biopolymerer løst til monomerer. Acidogenese bryter ned monomerene hovedsakelig til hydrogen, karbondioksid og eddiksyre. Acetogenese, bryter hovedsakelig ned lange fettsyrer fra hydrolysen til eddiksyre og hydrogen. Metanogenesen er siste steget i biogassproduksjonen og omdanner produktene fra acidogenesen og acetogenesen til metan og karbondioksid(Gerber and Span 2008).....	9
Figur 3-2 Inhibering fra eddik syre, ved lav pH trengs bare en lav konsentrasjon før inhibering, ved høyere pH trengs høyere konsentrasjon eddik syre før inhibering oppstår(Deublein and Steinhauser 2008).....	12
Figur 3-3 Oversikt over TS og VS i biologiskavfall, rester fra storkjøkken og tørket brød. Med tabellverdi for forventet biogassutbytte utav de ulike substratene(Deublein and Steinhauser 2008).15	
Figur 4-1 Installert kapasitet samlet i Europa og gjennomsnittlig anleggsstørrelse(Mattheeuws 2012).	21
Figur 4-2 Oversikt over installert kapasitet av biogassreaktorer, i 1000 tonn per år, for ulike land i Europa (Mattheeuws 2012).	21
Figur 4-3 De vanligste teknologiene for husholdningsanlegg, a)Fixed dome digester, b) Floating drum digester og c) Plug flow reactor(Rajendran, Aslanzadeh et al. 2012).	23
Figur 4-4 Enkel floating drum digester(Sustainable Living 2013).	24
Figur 4-5 Vanlig Europeisk prosess diagram for tostegs biogassreaktor med CHP (Wilkinson 2011)...	25
Figur 6-2 CSTR reaktoren sett fra oversiden, med nedløp for temperatursensor og gassrør. Foto: Magnus Gjetmundsen.	29
Figur 6-1 CSTR forsøksreaktor. Foto: Magnus Gjetmundsen.	29
Figur 6-3 BUSCK motor som driver omrøringa i reaktoren. Foto: Magnus Gjetmundsen.	30
Figur 6-4 Gasspumpe, med mekanisk telleverk. Foto: Magnus Gjetmundsen.	30
Figur 6-5 Forsøksoppsett slik det var planlagt, med fire CSTR reaktorer påmontert gasstellere, temperaturstyring, omrøring og koblet til GC. Foto: Magnus Gjetmundsen.....	32
Figur 8-1 Oppkledning etter de nye sikkerhetsforskriftene på laboratoriet. Foto: Magnus Gjetmundsen.	40
Figur 8-2 Den nye biogassbua, de fire nye reaktorene ble plassert i bua, og det ble montert avtrekksvifte og varmeovn. Foto: Magnus Gjetmundsen.	42
Figur 12-1Biogassproduksjon i reaktor R5-R8 fra 17.november til 16. desember. Innkjøringsfasen ble avsluttet 5. desember som indikert ved den vertikale linjen.....	48
Figur 13-1 Viser gassproduksjon fra 16. november til 12. mars som er hele driftsperioden til reaktorene. Samtidig indikerer de vertikale strekene perioden for innkjøring, første og andre forsøksserie.	49
Figur 13-2 Biogassproduksjon i liter biogass per liter reaktorvolum, for R5- R8 fra 24. desember til 3. februar.....	50
Figur 13-3 Biogassproduksjon fra 28. januar til 15. mars, fra siste uke i forsøksserie 1 og ut forsøksserie 2.	52
Figur 13-4 Gassproduksjon i andre forsøksperiode uten stabiliseringsfase og feil målinger.	55
Figur 13-5 Metanprosenten som funksjon av tid, der hver dag består av 4 punkter, fra uke 1.	56

Figur 13-6 Forholdet mellom metan og karbondioksid i volum % av total biogass i R8 gjennom uke 1.	57
Figur 13-7 Forholdet mellom summen av metan og karbondioksid og metan som funksjon av tid i R8 i løpet av uke 1.	57
Figur 13-8 Gjennomsnitt og standardavvik av metanprosent for R5 fra uke 0- 9.....	58
Figur 13-9 Gjennomsnitt og standardavvik av metanprosent for R6 fra uke 0- 9.....	58
Figur 13-10 Gjennomsnitt og standardavvik av metanprosent for R7 fra uke 0- 9.....	59
Figur 13-11 Gjennomsnitt og standardavvik av metanprosent for R8 fra uke 0- 9.....	59
Figur 13-12 Metanproduksjon per reaktorvolum fra uke 1 – 9.	61
Figur 13-13 Sammenheng mellom ORL og biogassutbytte, ved økede OLR som følger av matavfall øker også biogassutbytte.	63
Figur 14-1 Gjennomsnittlig masse av VS innholdet til bioresten tappet ut av reaktoren hver dag fra uke 1 - 9.	65
Figur 14-2 Gjennomsnittlig masse VS innhold i bioresten tappet ut av reaktorene hver dag fra uke 10 – 16.	65
Figur 15-1 Virkningsgraden for hver uke i første forsøksserie i reaktor R5 – R8	66
Figur 15-2 Virkningsgrad for hver uke i andre forsøksserie i reaktor R5-2 til R8-2.	68
Figur 16-1 Spesifikk biogassutbytte som funksjon av organisk belastning for ulike blandingsforhold mellom kugjødsel og matavfall, blandingsforholdene som ble undersøkt var ren kugjødsel 0 % matavfall og med 14,6, 24,5 og 32,2 % matavfall innblandet i konstant mengde kugjødsel, vist i Tabell 16-1.....	69
Figur 17-1 pH fra uke 10 – 16, pH i R6-2 og R8-2 faller tidligere og mer enn i R5-2 og R7-2. Alle reaktorene har en negativ tendens i forsøksserien.	72
Figur 17-2 Ammoniumkonsentrasjon i andre forsøksserie, det er en klar tendens til opphopning av ammonium i slutten av forsøksserien i alle reaktorene bortsett fra R7-2.	73

Tabelliste

Tabell 1-1 Bruk av produsert biogass i Norge(Raadal, Schakenda et al. 2008).....	2
Tabell 1-2 Teoretisk energipotensial for fra de kartlagte biogassressursene i Norge, fordelt på kategorier(Raadal, Schakenda et al. 2008).....	3
Tabell 2-1 Tiltak for reduksjon av klimagassutslipp framsatt i St. meld. Nr. 39 som omhandler biogass(St.meld.nr.39 2008-2009).	5
Tabell 2-2 Hvor stor andel klimagassutslipp som kan reduseres ved: 20, 30, 40, 50, 60 og 100 % andel av husdyrgjødsel som behandles i biogassanlegg, og hvor mange CO ₂ ekvivalenter det kan spare klima i forhold til eksisterende energiformer som det kan benyttes isteden for(Briseid, Morken et al. 2010).	6
Tabell 2-3 CO ₂ ekvivalenter man kan spare ved behandling av 20, 30, 40, 50 og 60 % av totalt husdyrgjødsel, samt for behandling av bare fjørfe(Briseid, Morken et al. 2010).	7
Tabell 3-1 Biogass og metan produksjon fra fullstendig nedbrytning av karbohydrat, protein og fett. ¹⁾ STP = Standard temperatur og trykk, P = 101,3 kPa og T = 0 °C (Gerber and Span 2008).	14
Tabell 3-2 Vanligste komponentene i biogass og sammensetning av disse(Christensen 1998).	18
Tabell 4-1 Viser bestanddelene og noen egenskaper til naturgass fra Nordsjøen og biogass(Deublein and Steinhauser 2008).	26
Tabell 7-1 Viser prosent matavfall, masse inn av fra de ulike substratene, organisk belastning og oppholdstid i de ulike reaktorene for første forsøksserie.....	35
Tabell 7-2 Organisk belastning brukt i R5-R8 fra uke 1 til 9.	36
Tabell 7-3 Masse biorest ut av reaktoren hver dag.....	38
Tabell 7-4 Masse matavfall og gjødsel som skal mates inn i hver reaktor pr dag, viser også organisk belastning og oppholdstid i reaktorene.	38
Tabell 7-5 Organisk belastning for forsøksperiode 2, i reaktor R5-2 til R8-2 fra uke 10 til 16.	39
Tabell 8-1 pH målt i reaktorene 20/2-13, før ny innmatning av substrat etter opphold på 5 dager, med ett temperaturdropp i reaktorene fra 37 °C til 22 °C og tilbake igjen til 37 °C.	42
Tabell 11-1 Oppsett for prøver med dato prøvene er tatt, hvilke ukenummer de hører til, periode for gassmåling og gassammensetning, nummerert fra uke 0 - 15.	47
Tabell 12-1 TS og VS til bioresten fra R-5 til R-8 i uke 0, som er siste uke før første forsøksserie blir igangsatt.	48
Tabell 13-1 Biogassproduksjon i reaktor R5 – R8 gjennom hele første forsøksperiode.	50
Tabell 13-2 Biogassproduksjon ved reaktor R5-2 til R8-2 ukevis gjennom hele andre forsøksserie, uke 10 – 16.....	52
Tabell 13-3 Sammensetning av metan og karbondioksid fra reaktor R5 - R8 i uke 0.	56
Tabell 13-4 Gjennomsnittlig verdi av volumprosent i metan og karbondioksid for uke 1-9.	60
Tabell 13-5 Metaninnholdet fra slutten av andre forsøksserie.....	60
Tabell 13-6 Relativ usikkerhet i metanproduksjonen for R5 – R8 fra uke 1 – 9.....	61
Tabell 13-7 Spesifikk metanproduksjon med relativ usikkerhet i første forsøksserie.	62
Tabell 13-8 Tidligere forsøk med kugjødsel og matavfall som tilleggssubstrat, operert både i batch og CSTR modus, samt egne data for 14 og 32 % innblanding av matavfall. * I batch modus, som tørrkompostering.	63
Tabell 15-1 Relativ usikkerhet i virkningsgrad for R5 – R8 i første forsøksperiode.	67

Tabell 16-1 Gjennomsnittlig verdier for uke 4 – 9. VS konsentrasjon i substrat c_0 , y_{max} - maksimalt teoretisk spesifikk biogassproduksjon, parameter k og reaksjonsratekonstant k	69
Tabell 17-1 Gjennomsnittlig pH uke 1 – 9, der R5 som blir matet med ren kugjødsel har pH som ligger 0,1 over R6 – R8 som blir matet med blanding av kugjødsel og matavfall.	71
Tabell 17-2 Ammoniumkonsentrasjon i første forsøksserie.....	73

Teori

1 Energi i Norge

Norge er i dag selvforsynt med energi, både elektrisitet fra fornybare kilder og med drivstoff fra fossile kilder. Er det da noe poeng i å implementere nye, mindre brukte energikilder i markedet. Norge får mesteparten av sine inntekter fra olje og gassektoren. Vil det da være lurt å satse mye penger på teknologier som vil konkurrere med allerede lønnsomme foretak?

Norge er avhengig av nedbøren som kommer ned, siden 96 % av elektrisiteten som blir produsert kommer fra vannkraft(SSB 2013). De siste 10 årene har produksjonen variert fra 142 TWh i 2008 til 107 TWh i 2003, mens forbruket av elektrisitet har variert fra 120 TWh i 2010 til 105 TWh i 2003. Sett i 20 års perspektiv er Norge en netto eksportør av elektrisk energi, mens det i enkelte år må importeres elektrisk energi(SSB 2013). På grunn av årlige variasjoner vil Norge være tjent med større overføringskapasitet. Da vil Norge gå inn i ett kraftnett som er mye større, og lokale variasjoner i nedbør, soltimer og vind vil i mye mindre grad spille en rolle for den totale elektrisitetsproduksjonen. I Europa som helhet spiller også variable fornybare energikilder en liten rolle i den totale elektrisitetsproduksjonen, de har pr 2012 en andel fornybar energi på 20,1 %. Av dette stod biomasse og søppelforbrenning for to tredjedeler, mens vannkraft stod for 18,9 %, og vind stod for 7,7 % av energiproduksjonen. På den andre siden har den fornybare andelen av energi økt med 72,4 % fra år 2000 til 2010(Eurostat 2012).

Vindkraft og solkraft er de største nye fornybare energikildene sørover i Europa. Både vind og sol er lite forutsigbare, og produserer kun energi når de har riktige betingelser, altså i sol og når det blåser. Forutsigbarhet og fleksibilitet på ny fornybar energi vil vært ettertraktet (Eurostat 2012).

1.1 Tiltak for økt bruk av fornybar energi i Norge

Norge har i samtaler med EU og EFTA-landene kommet fram til et utkast til EØS vedtak om fornybardirektiv. I utkastet har Norge mål om fornybarandel på 67,5 % innen 2020, det vil si en økning fra 2005 nivå på ca 9,5 %. EU innførte fornybardirektivet i 2009 og direktivet behandles etter vanlige prosedyrer i Norge/EØS (Fornybarandel 2011).

1.2 Grønne sertifikater

Norge og Sverige har satt seg som felles mål å bygge ut 26,4 TWh fornybar energi innen 2020. For å nå dette målet har de innført elsertifikater, også kalt grønne sertifikater. Grønne sertifikater er en ordning der i ny elektrisitetsproduksjon blir gitt ett sertifikat pr MWh de produserer. Alle kraftleverandører og noen forbrukere har lovpålagt plikt om å kjøpe sertifikatene for en bestemt andel av deres forbruk. Dette vil sikre en etterspørsel, og gi en pris til elsertifikatene, som vil bidra til økt lønnsomhet i nye kraftprosjekter. Elsertifikatordningen er teknologinøytral, all fornybar energi til kraftproduksjon vil få sertifikater(Elsertifikatordningen 2012).

1.3 Hvorfor biogass

Biogass implementering må sees i sammenheng med resten av energisystemene i Norge, og utover i Europa, siden Norge er sterkt knyttet til energisituasjonen på kontinentet. For å kunne se på hva biogassen kan bidra med er det viktig å ha oversikt over hvor energien vi bruker i dag kommer fra, og

om det er behov for nye energikilder. Regjeringen sender ut signaler om at det er viktig å satse på ny fornybar energi, i det perspektivet skal biogass settes inn i kontekst, og se på muligheter og bruksområder.

1.4 Status for biogass i Norge

Det er 24 biogassanlegg i Norge som var i drift pr 2007 (Raadal et.al., 2008). Raadal et al. (2008) utførte en spørreundersøkelse om hvordan disse anleggene utnyttet biogassen. De fikk inn svar fra 16 anlegg, Tabell 1-1 viser svarene de fikk inn. Totalt produseres det nesten 180 GWh per år, av dette blir 18 % brukt til elektrisitetsproduksjon, 53 % til varme, 2 % til oppgraderes til drivstoff, 9 % er ikke spesifisert, mens 19 % blir brent i fakkell.

Tabell 1-1 Bruk av produsert biogass i Norge(Raadal, Schakenda et al. 2008).

Bruk av produsert biogass	GWh	[%]
Elektrisitet	32,4	18 %
Varme	94,2	52 %
Fakkell	33,7	19 %
Oppgradering	3,0	2 %
Ikke bestemt bruk	16,2	9 %
Sum	179,5	100 %

Det er hovedsakelig to typer substrat de store biogassanleggene i Norge bruker, slam fra renseanlegg og matavfall. De eldste slamreanseanleggene ble bygget bare med tanke på slamrensing og fikk biogassen som ett biprodukt. Det er i hovedsak i disse anleggene vi ser at biogassen blir brent på stedet i en fakkell. Det er stor utvikling på området og det var i 2010 planlagt å bygge ut fire store nye biogassanlegg med en samlet kapasitet på 188 GWh(Kragseth 2010). Det ene anlegget som var under planlegging i 2010 er i dag i drift, det er Lindum biogassanlegg med kapasitet på 16 GWh(Henriksen 2012).

I Stavanger regionen er det i dag utbygd nettstruktur for gass. Biogass som tilføres må oppgraderes til naturgasskvalitet, det vil si mer enn 97 % metan. Det blir i dag blandet inn 5 % biogass i nettet. Det er også mulig å kjøpe opprinnelsesgaranti for biogass som sikrer større andel biogass i blandingen. Det blir konsumert ca 30 GWh biogass i året på gassnettet i stavangerområdet (Kragseth 2010).

Biogass kan fylles ved 11 ulike fyllestasjoner, der 6 av dem ligger i og rundt Stavanger/Sandnes, 4 i Oslo og en i Fredrikstad. Dette er fyllestasjoner som fokuserer på miljøvennlige drivstoff, og Lyse Neo har bygd noen kombinasjonsstasjoner med hurtigladning for elbiler sammen med biogass (Nørbech 2013, ZERO 2013).

Det var per 2010 200 gassbusser på norske veier, av disse gikk 21 busser på biogass. I flere områder er det kjøpt inn busser som kan gå på biogass. Mange av disse venter på at det skal bli tilgjengelig biogass med drivstoffkvalitet(Kragseth 2010).

1.5 Potensialet i Norge

I potensialstudie for biogass i Norge har Raadal at. al. (2008) sett på teoretisk biogasspotensial og delt dette inn etter ulike kilder. Teoretisk biogass potensial brukes som maksimal energipotensial

som er mulig å oppnå fra ulike kilder. Det er ikke tatt hensyn til hvor biogassressursene er og transport av disse. Rapporten beregner størrelsen på tilgjengelig mengde biogassressurser som finnes i Norge, vist i

Tabell 1-2. Samt at det er forsøkt å dele potensialet opp fylkesvis, for å se på hvilke regioner som har størst potensial (Raadal, Schakenda et al. 2008).

Tabell 1-2 Teoretisk energipotensial for fra de kartlagte biogassressursene i Norge, fordelt på kategorier (Raadal, Schakenda et al. 2008).

Teoretisk energipotensial for ulike biogassressurser [GWh per år]								
Matavfall fra								
Husholdning	Storhusholdning	Handel	Industri	Halm	Husdyrgjødsel	Avløpsslam	Deponier	Sum
644	149	50	1 401	575	2 480	258	292	5 849

1.5.1 Teoretisk potensial

Det teoretiske potensialet blir beregnet til 5,85 TWh per år i rapporten Potensial studie for biogass i Norge. Biomassen fra skogen i Norge vil alene kunne stå for 20 TWh, men det er ikke først og fremst velegnet til biogass og blir derfor ikke tatt med i beregningene (Raadal, Schakenda et al. 2008). Dette er den mest grundige rapporten, men det har blitt gjort andre estimater. I rapporten Fra biomasse til biodrivstoff pekes det på ett potensial i størrelsesorden 4 TWh per år (Samferdselsdepartementet 2007). Mens en norsk svensk studie, SNAB, gjorde en oppskalering fra tall fra noen utvalgte kommuner i Østfold, der de kom fram til ett potensial på 2,1 TWh per år (Raadal and Lorentzon 2007). Det er store sprik fra nesten 6 til 2 TWh per år, men i teoretisk potensial blir all tilgjengelig biomasse regnet med, selv om det er mye av den som blir brukt til andre formål i dag. Av halmen er det mye som blir brukt til for og strø for storfe. 70 % av fisken blir i dag nyttegjort til forproduksjon. En del av slakteriavfallet blir også brukt, selv om reglene der har blitt mye strengere med hensyn til bruk av slakteriavfall (Raadal, Schakenda et al. 2008). Tar man hensyn til disse faktorene, og at veldig mye av husdyrgjødselen er lite tilgjengelig. På grunn av lav energitetthet i substratet, og at det er langt mellom gårdene, vil ett praktisk potensial bli mye lavere. Hvor mye av potensialet som vil bli utnyttet kommer an på hvilke virkemidler som blir satt inn av myndighetene, og på energiprisene.

1.5.2 Matavfall

Samlet er matavfallskategorien den nest største med potensial på 2,2 TWh per år. Den store fordelingen med matavfallet er at det er gode ordninger for innsamling, og retningslinjer for hvordan man skal behandle matavfallet. En omlegging til produksjon av biogass vil derfor kreve små forandringer i behandling av matavfall. Regjeringen la i 2002 ut en offentlig utredning der de peker på at EU innfører regler mot å bruke matavfall som for, og går inn for det samme i Norge. Det er noen få unntak som brød fra butikker, frukt og grønt. Mesteparten skal derimot komposteres eller kan brukes i biogassproduksjon (NOU 2002: 19 2002, Raadal, Schakenda et al. 2008).

1.5.2.1 Husholdning

Organisk avfall fra husholdninger har ett beregnet potensial på 644 GWh per år. Metoden som er benyttet ved utredningen av våtorganisk avfall fra husholdningene er å sammenstille data fra SSB på hvor mye avfall som en gjennomsnittlig nordmann hiver og hvor stor andel av den som er våtorganisk. Når de har kommet fram til vekt våtorganisk stoff har de brukt tabellverdier fra SNAB

sluttrapport for energitetthet i våtorganisk avfall (Raadal and Lorentzon 2007, Raadal, Schakenda et al. 2008).

1.5.2.2 Storhusholdninger

Storhusholdninger og restauranter står for ett potensial på 149 GWh per år, og er funnet på tilsvarende måte som for organisk husholdningsavfall, ved å se på antall ansatte i storhusholdninger og hvor mye de kaster hvert år, ut ifra hvor de jobber.

1.5.2.3 Handel

Handelsnæringen har ett potensial på 50 GWh per år. Metoden som er brukt for å finne potensialet i handelsnæringen var å bruke data fra omsetningen til butikker med næringskode 5211 (Butikkhandel med bredt vareutvalg med hovedvekt på nærings- og nytelses middel). Det finnes data på hvor mye organisk avfall de genererer per omsatt krone, som ble funnet til 406,3 kg per mill omsatt NOK(Raadal, Schakenda et al. 2008). Nøkkeltall for energimengde i våtorganisk avfall fra både handel, husholdninger og storhusholdninger er hentet fra Raadal og Lorentzon 2007 (Raadal and Lorentzon 2007).

1.5.3 Industri

Det er mange ulike industrier som har forskjellig organisk avfall. De viktigste kategoriene som blir tatt med i rapporten er: Slakterier, fiske- og fiskeoppdrett, meierier, bryggerier, bakerier, kornavrens og slam fra treforedlingsindustrien. Til sammen har de ett potensial på 1,4 TWh biogass, mens en del av dette potensialet blir benyttet til dyrefor, som mask fra bryggerier og 70 % av avfallet fra fiskeindustrien.

1.5.4 Avløpsslam

Totalmengde med slam som blir behandlet i 2011 var 227 000 tonn(Avfallsregnskapet 2013), og ut fra tall fra "Gjennomgang og justering av KOSTRA-dataene for avløpsslam fra 2005" kan men regne med tørrstoff andel tilsvarende 83 309 tonn TS (Nedland 2005). Dette gir ett teoretisk potensial på 258 GWh per år, ved å bruke nøkkeltall på 310 Nm³/tonn VS(Raadal, Schakenda et al. 2008).

1.5.5 Halm

Jordbruksarealet som produserer korn har halm som biprodukt, i Norge er det 3,5 mill da med korn. Ut fra hvert dekar med korn kan man regne med å få 350 kg halm i året, man har da tilgjengelig 1,05 mill tonn halm per år. Teoretisk potensial blir da på 575 GWh per år, når man regner biogassutbytte på 350 Nm³/tonn VS (Deublein and Steinhauser 2008, Raadal, Schakenda et al. 2008).

1.5.6 Husdyrgjødsel

For å finne teoretisk potensial i husdyrgjødsel må man skille på type husdyr, siden det er forskjellig TS og VS innhold i ulike typer gjødsel. Det er funnet hvor mange dyr det er av ulike slag hos SSB, og ut fra standardverdier for biogassutbytte på de ulike husdyrene beregnet teoretisk biogassutbytte. Det er også tatt hensyn til beitetider, da det under beite ikke er mulig å samle inn gjødselen. Toeretisk potensial ble da beregnet til 2 480 GWh per år.

2 Klimaeffekten av anaerobisk råtning

For å se på om biogass er en miljøvennlig form for energi må man se på klimaeffektene av biogassproduksjon. Det har blitt satt ambisiøse politiske mål for reduksjon av klimagassutslipp ved bruk av biogassanlegg for behandling av husdyrgjødsel og matavfall.

I St.meld. nr. 39 "Klimautfordringene – landbruket en del av løsningen" står det: "det er et realistisk mål å redusere utslippene av klimagasser i Norge innen 2020 med 15 – 17 millioner tonn CO₂-ekvivalenter i forhold til referansebanen slik den er presentert i nasjonalbudsjettet for 2007, når skog er inkludert"(St.meld.nr.39 2008-2009). Tabell 2-1 viser målene som er satt for reduksjon av klimagassutslipp ved bruk av biogassanlegg, som behandler husdyrgjødsel og matavfall. For å nå målene skal biogassanleggene bidra til en utslippsreduksjon på 0,5 millioner tonn CO₂- ekvivalenter per år. Ved å behandle husdyrgjødselen i biogassanlegg vil det bidra til å redusere behovet for N-gjødsling og da redusere utslippene av lystgass, ved en 10 % reduksjon av N-gjødsling til gras og beiter skal det bidra til en reduksjon på 0,14 millioner tonn CO₂- ekvivalenter per år(St.meld.nr.39 2008-2009).

Tabell 2-1 Tiltak for reduksjon av klimagassutslipp framsatt i St. meld. Nr. 39 som omhandler biogass(St.meld.nr.39 2008-2009).

Tiltak	Virkemiddel	Cirka kostnad i kroner per tonn CO ₂	Gjennomførbarhet/tidshorizont for effekt o.a.	Klimagevinst – binding/ reduserte utslipp (millioner tonn CO ₂ -ekv. per år)	
				Opptak eller lagring	Utslippsreduksjon
<i>Metan</i>					
Biogass – bruk av husdyrgjødsel og matavfall	Økonomiske virkemidler, FoU, informasjon	Samfunnsøkonomisk lønnsomt	2020		0,50
10 prosent reduksjon av N-gjødsling i gras og beiter	Juridiske krav, informasjon og vurdering av tilskudd	Ikke vurdert	2020		0,14

I etterkant av St.meld. nr. 39 "Klimautfordringene – landbruket en del av løsningen" har det blitt utarbeidet en rapport om kostnader og muligheter for å oppnå klimamålene ved biogassproduksjon (Briseid, Morken et al. 2010). Rapporten deler klimagassbidragene fra biogass inn i fem grupper:

- Karbondioksidutslipp fra transport av gjødsel og biorest til og fra fellesanlegg ved bruk av fossil diesel.
- Lystgassutslipp som funksjon av ammoniakkutslipp
- Lystgassutslipp av N-gjødsling av jord
- Metanutslipp ved lagring av gjødsel
- Karbondioksidutslipp som følger av energisubstitusjon fra biogass

Tabell 2-2 Hvor stor andel klimagassutslipp som kan reduseres ved: 20, 30, 40, 50, 60 og 100 % andel av husdyrgjødsel som behandles i biogassanlegg, og hvor mange CO₂ ekvivalenter det kan spare klima i forhold til eksisterende energiformer som det kan benyttes isteden for (Briseid, Morken et al. 2010).

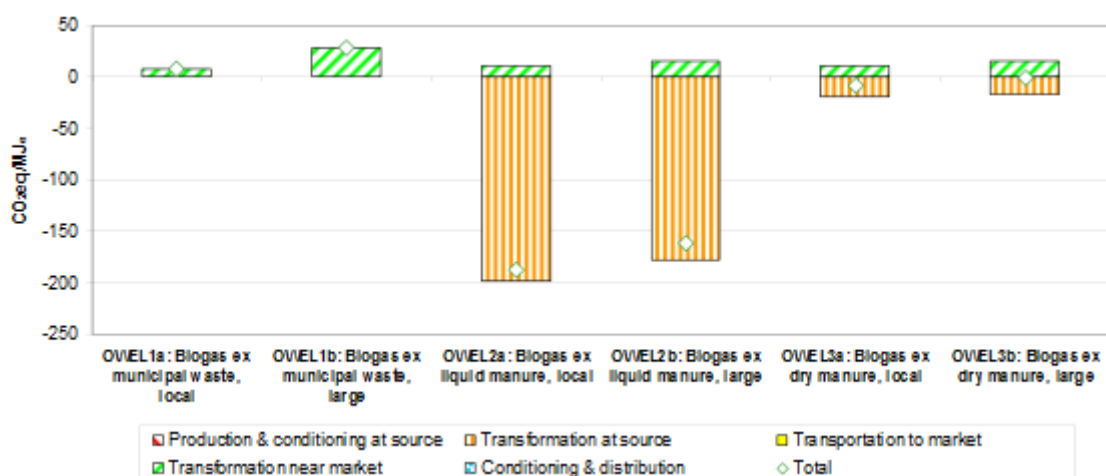
	Referanse-bane	20 %	30 %	40 %	50 %	60 %	100 %
Ammoniakk (tonn)	15237	13392 (- 1 844)	12470 (- 2766)	11548 (-3688)	10626 (-4610)	9704 (-5533)	6016
Lystgass (tonn)	2258	2138 (- 120)	2078 (- 181)	2017 (- 241)	1957 (- 301)	1897 (-361)	1656 (602)
Metan (tonn)	14500	11944 (-2556)	10666 (- 3834)	9388 (-5111)	8110 (- 6389)	6832 (-7668)	1721
Erstatning vannkraft (tonn CO ₂ -ekv.)	-	0	0	0	0	0	0
Erstatning naturgass (tonn CO ₂ -ekv.)	-	88248	132372	176496	220620	264744	441240
Erstatning bensin (tonn CO ₂ -ekv.)	-	124524	186786	249048	311310	373572	622620
Erstatning av fyringsolje tonn CO ₂ -ekv.)	-	132529	198794	265058	331232	397588	662646

Tabell 2-2 viser hvor store klimagassbesparelser implementering av biogassanlegg på 20, 30, 40, 50, 60 og 100 % av husdyrgjødslet kan ha. Det er helt tydelig at for å få stor klimagevinst må man klare å erstatte bruken av fossile energikilder med biogass, ikke erstatte elektrisitetsproduksjon. Ved bruk av biogass istedenfor fossilenergi får man de største besparelsene på klima, ved produksjon av elektrisitet som erstatter energi fra vannkraft er det ingen substitusjonseffekt. Målene i St. mld.39 2008-2009 om en reduksjon på 0,5 mill tonn CO₂ ekvivalenter innen 2020 kan nåes ved å behandle mellom 40 og 50 % av husdyrgjødselen, jamfør Tabell 2-3. 40 % gjødselmengde behandlet i biogassanlegg kan spare utslipp på 0,442 mill tonn CO₂ ekvivalenter, og 50 % kan spare utslipp på 0,553 mill tonn CO₂ ekvivalenter (Briseid, Morken et al. 2010). Dette er en høyere andel enn den statens forurensningstilsyn anslo. De tok utgangspunkt i 30 % behandling av sammenblandet det med 600 000 tonn matavfall. Matavfallet har bare substitusjonseffektene i utslippssammenheng. Tar man matavfall med i beregningene stemmer tallene fra statens forurensningstilsyn godt med rapporten til Briseid, Morken et al.

Tabell 2-3 CO₂ ekvivalenter man kan spare ved behandling av 20, 30, 40, 50 og 60 % av totalt husdyrgjødsel, samt for behandling av bare fjørfe (Briseid, Morken et al. 2010).

	20 %	30 %	40 %	50%	60 %	100% Fjørfe	Fjørfe % av tot
metan	53669	80504	107339	134174	161010	25483	9,50
lystgass	37315	55973	74630	93288	11194	104	0,06
Ammoniakk	5717	8576	11434	14293	17151	3393	11,87
Erstattet energi?	124524	186786	249048	311310	373573	191906	30,82
Sum:	221225	331839	442451	55315	663678	220887	19,97

Matavfallets bidrag til reduksjon av klimagasser blir underbygd av rapporten "Well-to-wheels Analysis of Future Automotive Fuels and Powertrains in the European Context" der Edwards, Larivé et al. 2011 peker på at i det er svært små netto bidrag til klimagassutslipp ved produksjon av biogass fra matavfall og store negative bidrag når biogassen kommer fra husdyrgjødsel, som vist i Figur 2-1. Edwards, Larivé et al. 2011 tar ikke hensyn til substitusjonseffekt av drivstoff i sine tall (Edwards, Larivé et al. 2011). Uten substitusjonseffekt er bidragene på 47-53 kg CO₂ ekvivalenter per kWh elektrisk energi, som man fjerner fra utslippsregnskapet. Tallene til Briseid, Morken et al. har som utgangspunkt at man erstatter fossil energi med biogassen. Da er verdiene han får ut et negativt potensial på 140 kg CO₂ ekvivalenter per kWh. Tar man vekk substitusjonseffekten får man 61 kg CO₂ ekvivalenter per kWh (Briseid, Morken et al. 2010). Disse tallene er noe høyere enn tallene til Edwards. Men siden det er stor usikkerhet i mange av faktorene i disse modellene, ser man i begge tilfeller en klar sammenheng i en reduksjon i klimagasser ved produksjon av biogass.



Figur 2-1 Størrelsen på CO₂ ekvivalent bidrag per MJ, fra lokale og store sentraliserte biogassanlegg som behandler henholdsvis matavfall, flytende og fast husdyrgjødsel (Edwards, Larivé et al. 2011).

Figur 2-1 viser at det er store gevinster å hente, ved at det blir "frigjort" CO₂ ekvivalenter, ved produksjon av biogass fra husdyrgjødsel. I rapporten "Life cycle assessment of Biogas" utaler Thyø et al. (Thyø and Wenzel 2007) at biogass fra husdyrgjødsel uten tvil har den høyeste reduksjonen av drivhusgassutslipp per enhet energi, som er kjent i dag. Dette skyldes ikke bare at man kan fase ut fossilenergi på grunn av ny fornybar energi. Men også på grunn av reduserte metanutslipp fra gjødsellager, mindre lystgassutslipp etter tilført biorest og letter tilgjengelig nitrogen i bioresten. Denne konklusjonen blir underbygd av Edwards, Larivé et al. (Edwards, Larivé et al. 2011).

3 Biogass

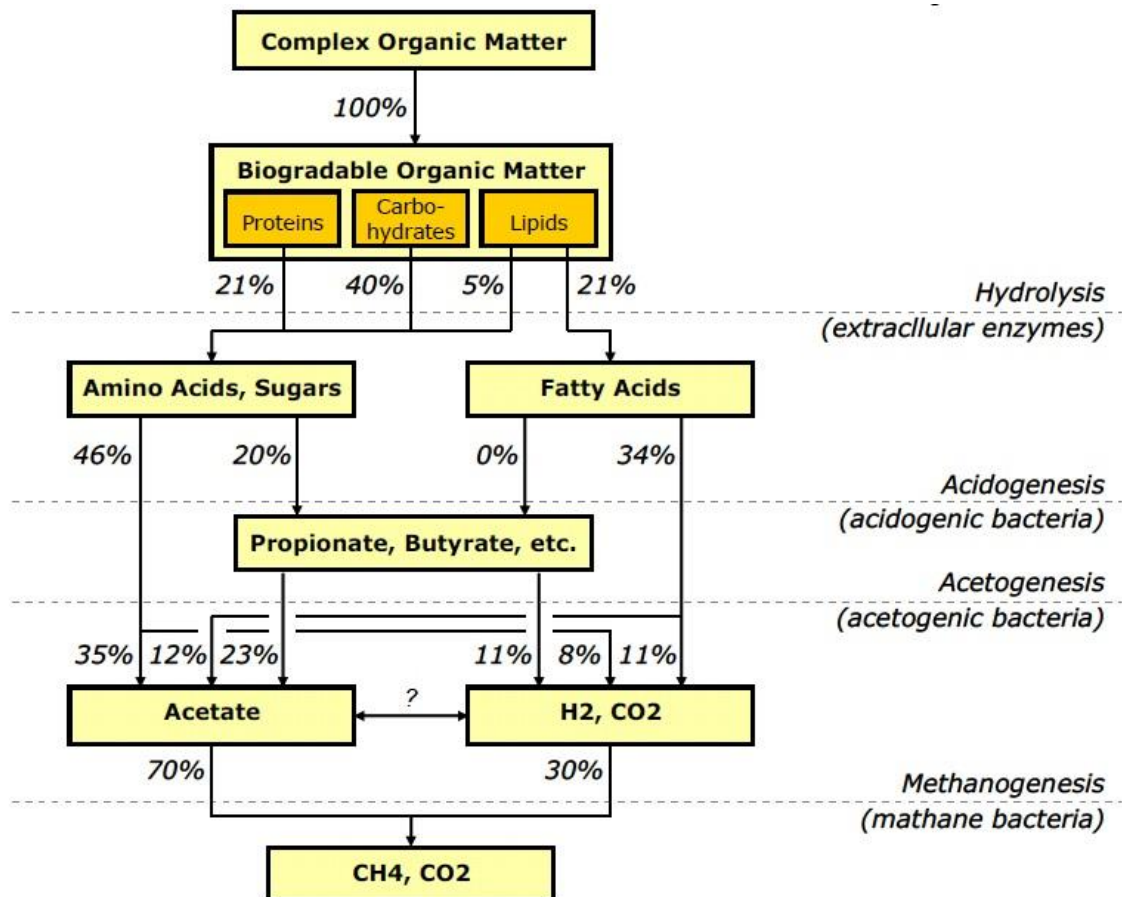
3.1 Grunnleggende prosesser

Nedbrytning fra substrat til biogass blir ofte delt inn i fire steg, som vist i Figur 3-1, det er en veldig komplisert prosess, der det er forsøkt å lage mange ulike modeller både for totalkonvertering av substrat til biogass, og mer kompliserte modeller som også tar hensyn til kinetikken (Gerber and Span 2008). Her beskrives de fire stegene i konvertering av organisk materiale til biogass, og hvilken innvirkning de har på biogassproduksjonen.

3.1.1 Hydrolyse

Hydrolyse er oppløsning i vann, "hydro = vann og lysis = å løse" (Tortora, Case et al. 2010) og er trinnet hvor store molekyler løser seg i vann, vann blir tatt opp i molekylene og er med på å dele store molekyler i mindre enheter, monomerer. Her blir karbohydrater, fett og protein delt opp til monosakkarider, aminosyrer og aromatiske og langkjedede fettsyrer (Sørensen 2007).

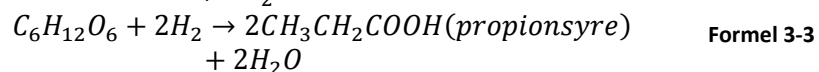
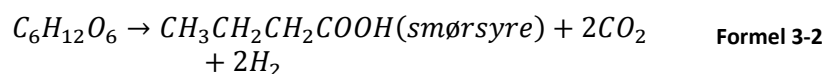
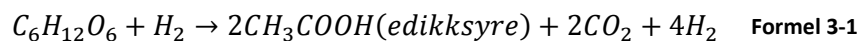
Hydrolysehastigheten blir bestemt av temperatur, pH, partikkelstørrelse, substrat konsentrasjon og biopolymerer. Hydrolysen i anaerobisk nedbrytning av organisk avfall blir til vanlig regnet som hastighetsbegrensende faktor (Veeken and Hamelers 1999). Kinetikken i systemet må være i balanse, hydrolysen må ikke gå fortere enn metandannelsen, ellers blir det opphopning av flyktige fettsyrer, VFA, og ett fall i pH. Metanogene bakterier er mye mer sensitive for pH endringer enn de syredannende og fermenterende bakteriene (Veeken and Hamelers 1999). Derfor vil en for rask hydrolyse være med på å fremme syredannelse, og være med på å inhibere metanproduksjonen.



Figur 3-1 Fire steg i anaerobisk nedbrytning av substrat. Hydrolyse, her blir biopolymerer løst til monomerer. Acidogenese bryter ned monomerene hovedsakelig til hydrogen, karbondioksid og eddiksyre. Acetogenese, bryter hovedsakelig ned lange fettsyrer fra hydrolysen til eddiksyre og hydrogen. Metanogenesen er siste steget i biogassproduksjonen og omdanner produktene fra acidogenesen og acetogenesen til metan og karbondioksid (Gerber and Span 2008).

3.1.2 Acidogenese

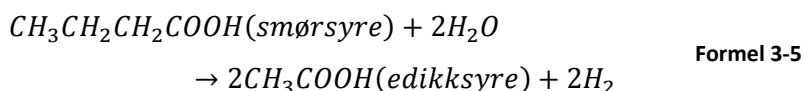
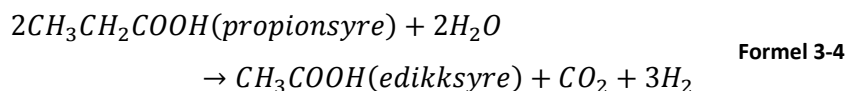
På grunn av anaerobe forhold, mangel på oksygen, blir aminosyrer og monosakkarider brutt ned av fermenterende bakterier. Det er hurtigvoksende bakterier med en minimum fordoblingstid på rundt 30 minutter (Mosey 1983). De blir blant annet brutt ned til hydrogen, karbondioksid og eddiksyre, mens en del av nedbrytningen ikke kommer lenger enn til syrer med karbonkjeder på 3-5 karbonatomer. Under splittelsen av aminosyrer blir det også frigjort hydrogensulfid, som er et uønsket biprodukt i biogassproduksjon. Aminosyrene danner oksidasjons og reduksjonspaar, der en aminosyre opptrer som hydrogendonor, mens en annen opptrer som akseptor (Deublein and Steinhauser 2008).



Siden det ikke er overskudd av oksiderende stoffer, vil bare en del av energipotensialet til substratet bli brukt i prosessen, mens mesteparten blir lagret i sluttproduktet, biogassen. Formel 3-1, Formel 3-2 og Formel 3-3 viser de vanligste måtene glukose blir konvertert på. Den foretrukne reaksjonen er den første, fra glukose til eddiksyre, siden bakteriene da får størst netto energi utbytte de kan bruke på egen vekst. Reaksjonene er bakterienes respons på opphopninger av hydrogen ved stor last, og for å kontrollere redokspotensialet under høy last (Mosey 1983).

3.1.3 Acetogenese

Bakteriene bruker i dette trinnet restproduktene fra acidogenesen, som smørsyre og propionsyre til å produsere eddiksyre som vist i Formel 3-4 og Formel 3-5. Det er ikke vist at acetogene bakterier produserer eddiksyre som vist i Formel 3-4, men det er vist at metanogene bakterier ikke kan nyttegjøre seg av propion og smørsyre, og siden de er vist at de finnes i substrat og det ikke blir opphopning, kan man anta at reaksjonen følger Formel 3-4 og Formel 3-5. Acetogene bakterier har en relativt lang formeringstid, og har en minste doblingstid under optimale forhold på 1,5 – 4 dager (Gerber and Span 2008).

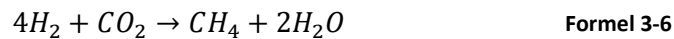


Hydrogen har en nøkkelfunksjon som mellomtrinn for metanproduksjon, ser man på gibbsenergien i systemet ville fermentive reaksjoner alene ikke ha noen særlig innvirkning på energinivået til substratet. I reaksjonene vist i Formel 3-1, Formel 3-4 og Formel 3-5 produseres det både eddiksyre og hydrogen. Rundt 60 % av metandannelsen kommer som produkter av eddiksyre reaksjoner mens de resterende 40 % kommer som produkter fra hydrogen og karbondioksid. Under en gitt konsentrasjonsgrense av hydrogen vil ikke de hydrogenkonsumerende bakteriene oppnå nok energi til fortsatt formering. Over en gitt konsentrasjon klarer de heller ikke å formere seg (Dolfing 2001). Hydrogenkonsentrasjonen legger premissene for formering av bakteriene og er derfor avgjørende at den ikke varierer for mye. Hadde de termodynamiske standardforholdene blitt sett på alene, ville partiastrykket til hydrogen, produksjonen, vært så lavt at det ikke ville vært noe hydrogen til de metanogene bakteriene som bruker hydrogen og karbondioksid. Dolfing spekulerer på om de metanogene bakteriene kan etterspør eddiksyre, hydrogen og karbondioksid, og på den måten tvinge de syredannende bakteriene til å produsere mindre fordelaktig med hensyn på eget energiuttak enn de ellers ville ha gjort (Dolfing 2001).

3.1.4 Metanogonese

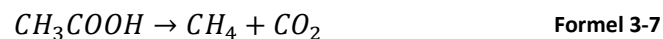
Siste steget i anaerobisk nedbrytning er metanogonosen, det er i dette steget biogassen, metan og karbondioksid, blir produsert fra eddiksyre, hydrogen og karbondioksid. Det er metandannende bakterier som står for prosessen, den utføres på to separate måter av henholdsvis HMB og AMB bakterier.

HMB, hydrogen-utilising methane bacteria, benytter hydrogen og CO₂ til å produsere metan, som vist i Formel 3-6.



For å hente ut energi til formering bruker HMB hydrogen og karbondioksid som energikilde, og i den prosessen bruker de opp nesten alt hydrogenet dannet i tidligere trinn. De har en rask vekst, med minimum doblingstid på rundt 6 timer. De kontrollerer redokspotensialet i prosessen, samt en hel del andre prosesser (Mosey 1983). Dolfing 2001 hevder i sin artikkel at HMB og AMB setter premissene for reaksjonene også i de andre stegene i fermenteringen (Dolfing 2001). HMB bestemmer hvor stor konsentrasjon hydrogen som får lov til å bli igjen i igjen i råtneskammeret. Ved å ha kontroll på hydrogenkonsentrasjonen regulerer de syreproduksjonen og forholdet mellom hvilke syrer som skal bli produsert av de syredannende bakteriene. De virker som autopilot for en anaerobisk utråtningsprosess (Mosey 1983). Til tross for alle kontrollfunksjonene blir bare rundt 30 % av metanet dannet av HMB, hovedsakelig på grunn av mindre tilgang på råstoff.

AMB står for hovedproduksjonen av biogass, ca 70 %, Smith og Mah 2007 viste i sine forsøk en andel på 73 %, og konverterer eddiksyre til metan og karbondioksid, som vist Formel 3-7 (Smith and Mah 1966).



De formerer seg sent, med en doblingstid på 2-3 dager, men er robuste mot endringer i konsentrasjoner av løst hydrogen. AMB kontrollerer pH i løsningen ved at de fjerner eddiksyre, og produserer karbondioksid.

3.2 Forhold som kan redusere produksjonen

Det er en rekke faktorer som spiller inn på biogassproduksjonen, og for optimal produksjon skal det være rett pH, et begrenset ammoniuminnhold, innhold av flyktige fettsyrer og en hel del andre faktorer. Hvor mye prosessen tåler, er vanskelig å gi eksakte verdier på siden det kommer an på hvor godt bakteriene kulturen er tilpasset inhibitorene (Deublein and Steinhauser 2008). Litaturen har ingen entydige grenseverdier, dette skyldes kompleksiteten i mekanismene som fører til inhibering (Chen, Cheng et al. 2008).

3.2.1 Oksygen

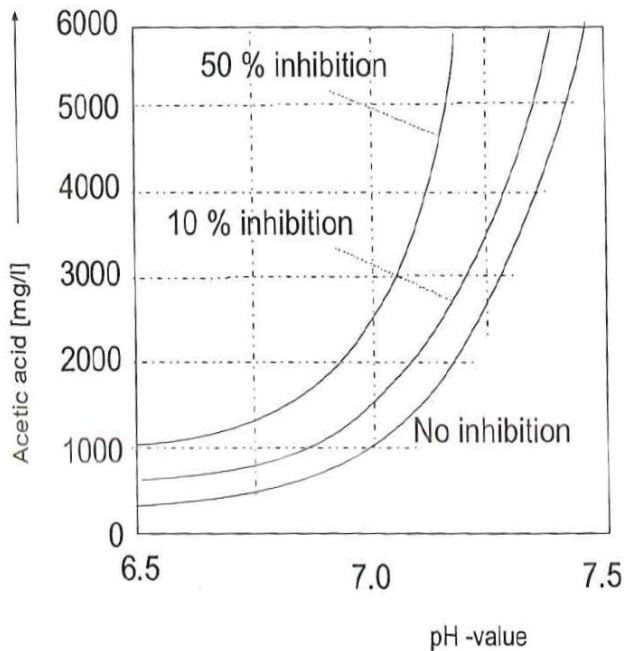
Hoveddelen av de syredannende bakteriene trenger ikke å være i et anaerobisk miljø for å produsere syre. De metanogene bakteriene derimot er avhengig av et anaerobisk miljø for å kunne produsere metan. Ved så små konsentrasjoner av løst oksygen i reaktoren som 4,9-6,4 mg/l har det blitt vist en reduksjon i metanproduksjonen på 50 % (Celis-Garcia, Ramirez et al. 2004).

3.2.2 Svovel

Svovel kan virke inhiberende ved at det produseres H_2S i ett trinn før metan dannes og det trengs mindre energi for å bli produsert, man får mer uønsket hydrogensulfid og mindre metan. I denne prosessen blir det også frigjort OH^- som gjør reaktoren mer basisk. Ifølge Deublein og Steinhauser vil inhiberingen starte ved konsentrasjoner av svovelforbindelser på: H_2S 50 [mg/l], S^{2-} 100 [mg/l] og Na_2S på 150 [mg/l]. Garcia et al. 2004 har vist at ved en total mengde svovelkomponenter på 800-1250 [mg/l] gav en metan reduksjon på 50 % (Celis-Garcia, Ramirez et al. 2004, Deublein and Steinhauser 2008).

3.2.3 Organiske syrer

I prosessen med for å danne biogass blir en del av komponentene omgjort til organiske syrer før de metanogene bakteriene kan danne metan av dem. Hvis substratet inneholder mye organiske syrer i utgangspunktet kan det bli så store konsentrasjoner av organiske syrer at reaksjonen i reaktoren inhiberer. Figur 3-2 viser sammenhengen mellom konsentrasjon av eddiksyre plottet mot pH. Figuren viser at ved lav pH trengs det lave konsentrasjoner av løst eddiksyre før inhibering, mens jo høyere pH desto mer robust blir systemet mot inhibering fra eddiksyre. Det viser hvordan en syre kan føre til inhibering, andre syrer kan ha en mye sterkere inhiberende effekt, men eddiksyre er den



Figur 3-2 Inhibering fra eddik syre, ved lav pH trengs bare en lav konsentrasjon før inhibering, ved høyere pH trengs høyere konsentrasjon eddik syre før inhibering oppstår (Deublein and Steinhauser 2008).

desidert største komponenten i vanlige biogassreaktorer (Deublein and Steinhauser 2008). Hwu og Lettinga har vist at langkjeda fettsyrer inhiberer utråtningen til metan mye lettere i termofile enn i mesofile forhold (Hwu and Lettinga 1997). Alves, Mota Vieira et al. 2001 har i sin studie kommet fram til at en biogassreaktor kan tilpasse seg substratene og på den måten øke sin evne til å tåle langkjeda fettsyrer. Det er viktig i en tilpassningsfase at konsentrasjonen av langkjeda fettsyrer ikke overskrider grenseverdien for inhibering av reaksjonen (Alves, Mota Vieira et al. 2001).

3.2.4 Ammonium

Ved anaerobisk nedbrytning av protein er ammonium ett av restproduktene, og dette innvirker i alle råtningsprosesser med medium til høy last fra landbruksprodukter (Koster and Lettinga 1988). I

prosesser der bakteriefloraen ikke har fått tid til å tilpasse seg høye ammoniumkonsentrasjoner dør de metanogene bakteriene gradvis ved konsentrasjoner av ammonium over 1700-2000 mg ammonium-N/liter. Koster og Lettinga viser også at det er en sammenheng mellom ammoniumkonsentrasjon og metanproduksjon, som er diskontinuerlig negativ lineær (Koster and Lettinga 1984). Det vil si at ved økte konsentrasjoner av ammonium, opp til 1700-2000 mg ammonium-N/liter, synker metanproduksjonen lineært. Ved enda høyere konsentrasjoner faller metanproduksjonen enda raskere. På den andre siden har Koster og Lettinga vist at i bakteriekulturer som er tilpasset høye ammoniumkonsentrasjoner, kan det produseres metan helt opp til 11 831 mg ammonium-N/liter. Og at syredannende bakteriene er upåvirket av ammoniumkonsentrasjoner opp til 5 000 mg ammonium-N/liter, hvilket kan føre til en opphopning av flyktige fettsyrer (Koster and Lettinga 1988).

3.3 Substrategenskaper

Egenskapene til substratene er avhengig av komponentene de består av som karbohydrater, proteiner og fett. Samt hvor kompliserte strukturene i næringsstoffene er bygd opp. Av karbohydrater er det sukkerarter som lettest brytes ned under anaerobe forhold. Stivelse og cellulose brytes i stor grad ned mens hemicellulose og lignin har en så komplisert struktur at nedbrytningen går mye saktere enn for de andre stoffene (Deublein and Steinhauser 2008). Viktige momenter å tenke på ved valg av substrat er:

- Innholdet av organisk materialet bør være passende for den valgte gjæringsprosessen.
- Næringsinnholdet bør være så høyt som mulig for å forbedre gasspotensialet.
- Det bør ikke være sykdomsfremkallende organismer i substratet, som krever behandling for å uskadeliggjøre dem.
- Sammensetningen av biogassen burde være passende for videre bruk, i de fleste tilfeller strebe etter et høyt metaninnhold.
- Bioresten bør være i en slik forfatning at den kan brukes, til for eksempel gjødsel.

3.3.1.1 TS

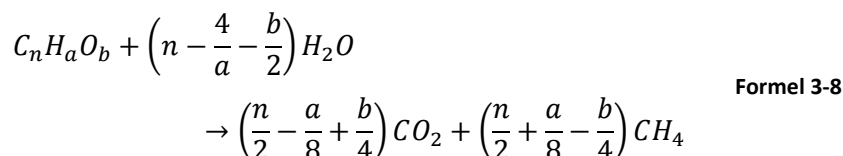
Tørrstoffdelen av substratet finnes ved å fordampe alt vannet i substratet ved 105 °C i 24 timer. Da er alt vannet pr definisjon fordampet. Typiske verdier varierer fra under 1 % i slamvann og opp til 100 % i rene fettstoffer som glyserol. Vanligvis sier man at ved høye verdier av TS, større enn 10 -15 %, kan det være praktiske utfordringer med substratet, som problemer med pumper og omrøring fordi det blir for tyktflytende. Det er da vanlig å fortynne disse substratene med ett annet del-substrat som har en lavere andel TS, typisk mindre enn 5 % (Carlsson and Uldal 2009).

3.3.1.2 VS

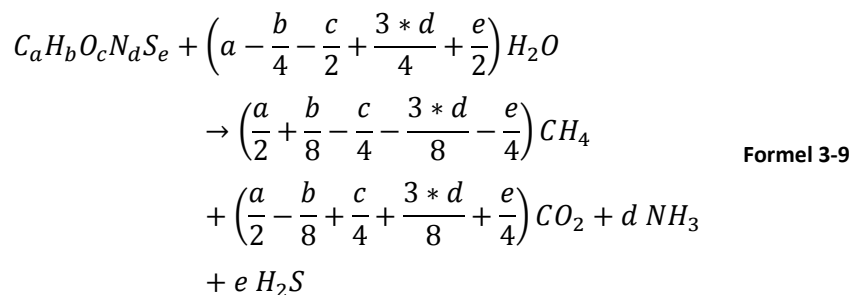
VS er en engelsk forkortelse for volatile solids, oversatt til norsk noe slikt som glødetap. Ved å forbrenne tørrstoffdelen ved 550 °C, vil alt det brennbare materialet ha forbrent og man sitter igjen med askedelen. VS er differansen mellom TS og askeresten, den organisk nedbrytbare andelen. VS oppgis mange ganger som en prosentandel av TS innholdet, eller som en prosent av substratet. Det er VS innholdet i substratet som angir potensialet for biogass, siden det er den andelen som teoretisk kan bli omdannet til biogass. For å utnytte reaktorvolumet best mulig vil det være hensiktsmessig med en høy VS % inn i anlegget. Ved transport av substrater er det også mer energieffektivt å frakte substrater med høyt VS innhold siden de har høyere energitetthet og biogasspotensial enn substrater med lavt VS innhold (Carlsson and Uldal 2009).

3.3.1.3 Nedbrytbarhet

VS er mål på hvor stor andel av substratet som er nedbrytbar, men selv om andelen VS er konstant kan utbytte fra substratet variere med komposisjonen av karbohydrater, fett og protein. Som vist i Tabell 3-1 varierer biogassproduksjonen fra 1,444 – 793 [ml biogass / g(VS)], for karbohydrat, protein og fett (Jørgensen 2009). Disse tallene vil også bli påvirket av hvilke typer av karbohydrat, fett og protein som man ser på, eller mer fundamentalt hvilke forhold det er mellom C:H:O, og strukturen de er bundet i. Buswell utviklet en empirisk formel for biogassutbytte og metanprosenten, som vist i Formel 3-8, der man kan regne ut teoretisk potensial ved hjelp av C:H:O forholdet (Buswell and Mueller 1952).



I 1976 videreutviklet Boyle den matematiske formelen til Buswell og Mueller, Formel 3-8, til også å inneholde nitrogen og svovel, for å kunne se på mengden hydrogensulfid, H₂S, og ammoniakk, NH₃, som ble produsert. Boyles Formel 3-9, viser den teoretiske overgangen fra substrat til biogass, den eneste forskjellen fra Buswells Formel 3-8 er tillegget for nitrogen og svovel (Gerber and Span 2008). Til sammen er det de viktigste komponentene som blir produsert i anaerobisk råtning, samt at det kommer noe vanddamp spesielt i mesofile og termofile forhold der temperaturen er større enn 35 °C (Deublein and Steinhauser 2008).



En annen måte å regne på teoretisk potensial er å se på sammensetningen av karbohydrat, protein og fett, og regne hver av komponentene som en standard, den mest sannsynlige forekomsten av undergruppen for eksempel cellulose. Da kan man bruke tabeller som Tabell 3-1 og finne biogassutbytte og metanprosent (Gerber and Span 2008). Begge disse metodene ser på fullstendig nedbrytning av materialet, og er det maksimale teoretiske gasspotensial.

Tabell 3-1 Biogass og metan produksjon fra fullstendig nedbrytning av karbohydrat, protein og fett.¹⁾ STP = Standard temperatur og trykk, P = 101,3 kPa og T = 0 °C (Gerber and Span 2008).

	Gas yield (l/kg organic)	CH4 (%)
Carbohydrates	790	50
Fats	1250	68
Proteins	700	71

Ved å analysere både substrat som mates inn og biorest kan man estimere gassproduksjonen i reaktoren mer nøyaktig.

3.3.2 Næringsinnhold

Substratet som fylles på en biogassreaktor må ses i sammenheng med bioresten man får ut. Bioresten er i mange tilfeller god gjødsel eller kan brukes som jordforbedringsmiddel, da er det viktig å vite noe om næringsinnholdet.

I en biogassreaktor er man interessert i å hente ut mest mulig metan, CH₄, og som biprodukt får man hovedsakelig CO₂ i henhold til Formel 3-9. Dette vil føre til en liten nedgang i C:N forholdet, men de andre næringsstoffene vil være bevart gjennom råtneprosessen. Det er svært små tap av næringsstoffer på grunn av lav temperatur i råtnekammeret. Samtidig trenger bakteriekulturen næringsstoffer for å formere seg, så det er viktig med nok næringsstoffer i substratet.

3.3.3 Substrattyper

Det er mange ulike substrater som kan brukes i biogassproduksjon. I Norge hvor det produseres lite biogass, kommer mesteparten fra slamanlegg 83 % og 17 % fra matavfallsanlegg (Nedland and Ohr 2010). Etter 2005 er det 5 gårdsanlegg som har fått støtte fra Innovasjon Norge (Nedland 2011) og det er 7 gårdsanlegg og pilotanlegg i drift (Nedland and Ohr 2010). I følge St.meld.nr.39 2008-2009 vil regjeringen jobbe for at minst 75 % av matavfallet brukes til biogassproduksjon innen 2010 og 30 % av husdyrgjødsel innen 2020 (St.meld.nr.39 2008-2009).

3.3.3.1 Energi våtorganisk avfall Norge

I Norge ble det i 2011 kastet 1,452 000 tonn våtorganisk avfall, det tilsvarer 290 kg pr innbygger (SSB 2013). Steinhauser og Deublein viser i tabell Figur 3-3 at VS innhold i biologisk avfall kan variere fra 30-70 % og det vil gi biogassutbytte på 0,3-1,0 m³/kg_{vs}. Dette tilsvarer fra 26,1-203 m³ biogass, og en energimengde på 161-1259 kWh pr innbygger på år, eller 0,8-6,3 TWh på landsbasis (Deublein and Steinhauser 2008).

Substrate for biogas production	DM [%] and oDM per DM (%)	Biogas yield (m ³ kg _{oDM} ⁻¹) and retention time (d)	Production advice
<i>Wastes from households and gastronomy</i>			
Biowaste	40–75	0.3–1.0	H, S, SCH, III
	30–70	27	Extensive pretreatment
Leftovers (canteen kitchen)	9–37	0.4–1.0	H, S, SCH, III
	75–98		
Dry bread	65–90	0.7–1.2	H, I

Figur 3-3 Oversikt over TS og VS i biologiskavfall, rester fra storkjøkken og tørket brød. Med tabellverdi for forventet biogassutbytte utav de ulike substratene (Deublein and Steinhauser 2008).

3.3.3.2 Aktuelle substrattyper i Norge

Under kapittelet 1.5 Potensial for biogass i Norge, ble ulike substrattyper drøftet ut ifra hvilket potensial de har i Norsk målestokk. De substratene som blir sett på som de med størst potensial i Norge er:

- Matavfall fra husholdninger og storhusholdninger
- Organisk industriavfall
- Halm
- Husdyrgjødsel

3.3.4 Forbehandling

For å gjøre næringsstoffene i en del substrat mer tilgjengelig må man forbehandle substratet. Dette gjøres for å dekomponere komplekse forbindelser. Kristian Fjørtoft ved UMB har sett på forbehandling av halm med enkle metoder for å øke biogassutbytte ved gårdsanlegg. Forsøka hans indikerer at luting av halm var den forbehandlinga som gav størst økning i biogassutbytte fra halm (Fjørtoft 2013). Det er ikke bare å øke biogassutbytte som blir tatt til vurdering for forbehandling av substrat, en del substrater er pålagt forbehandling for å kunne brukes i biogassanlegg.

3.3.4.1 Ensilasje

Man kan lage ensilasje av mange produkter, det er en nedbrytning av den opprinnelige substansen til en flytende lagringsstabil substans. Man tilsetter konserveringsmiddel og ved riktige forhold vil enzymer bryte ned for eksempel fisk, kjøtt, gras eller mais, uten at det råtner. De konserverte næringsstoffene er nå enkle å frakte rundt og er holdbare fram til mottageren av ensilasjen (Bækken and Bekkevold 1993).

3.3.4.2 Animalske biprodukt

Animalske biprodukt må behandles etter gjeldende regelverk som deler animalske biprodukter inn i tre kategorier, og det er forskjellig regelverk for håndtering av avfallet fra de forskjellige kategoriene. Som beskrevet i; Forskrifter om animalske biprodukter som ikke er beregnet på konsum (FOR 2007-10-27 nr 1254 2007).

3.3.4.3 Kategorier for animalske biprodukt

Kategori 1:

- Dyr og deler av dyr som er mistenkt eller har hatt TSE
- Forsøksdyr, kjæledyr, sirkusdyr og dyr fra zoologisk hage
- Kjøkken og matavfall fra transportmidler fra internasjonal trafikk
- Spesifisert risikomateriale
- Blanding fra kategori 1 med avfall fra kategori 2 og 3

Kategori 2:

- Husdyrgjødsel og innhold fra fordøyelseskanalen
- Produkter av animalsk opprinnelse som inneholder restmengder av veterinærpreparater og forurensende stoffer.
- Dyr og deler av dyr som dør på annen måte enn ved slaktning for konsum.

- Blanding av materiale fra kategori 2 og 3
- Animalske biprodukter som ikke består av materiale fra kategori 1 og 3

Kategori 3:

- Restprodukter fra slakterier og slakteriavfall
- Blod
- Rå melk
- Fisk og fiskeprodukter fra fiskemelsindustri eller ferske biprodukter fra fisk i anlegg
- Kjøkken og matavfall

Bare følgende animalske biprodukter kan bearbeides i et biogassanlegg:

- Materiale i kategori 2 som har gjennomgått bearbeidningsmetode 1 i et bearbeidningsanlegg for kategori 2.
- Husdyrgjødsel og innhold fra fordøyelseskanalen, melk og råmelk
- Materiale fra kategori 3

3.3.4.4 Bearbeidningsmetode 1

Krav til bearbeidning på partikkelstørrelse maks 12 mm, kjernetemperatur på 70 °C i minst 60 min. Det er fritak for hygienisering av husdyrgjødsel, melk og melkeprodukter mellom gårder og brukere i Norge (FOR 2007-10-27 nr 1254 2007).

3.4 Biogass-sammensetning

Biogass er en sammensetning av hovedsakelig metan og karbondioksid, som er sluttproduktene i fermentering av substrat. Som vist i Tabell 3-2, kan man se at det også er andre sporgasser i biogassen. I biogassen er metan energibæreren, vanddamp og karbondioksid vil virke som inertgasser ved bruk. Inertgass er en gass som ikke er med i reaksjonen men som vil ta opp plass og være en kilde til mindre effektivitet. Ved forbrenning vil en inertgass bli varmet opp og slippes ut i eksosen som varmetap, og det er blant andre disse gassene man vil fjerne i oppgradering av biogass. Som vist i kapitlet om stegene i fermentering av substrat, kommer det an på hvilket substrat som tilføres, hvordan sammensetningen av biogass blir. Det er vist i Tabell 3-1, at det gir ulikt gassammensetning for nedbrytning av karbohydrat, protein og fett. Det samme kan vises med Buswells ligning Formel 3-8, når komposisjonen av substratet endrer seg endres også gassammensetningen (Deublein and Steinhauser 2008).

Energien fra anaerobisk råtning tilsvarer 60-90 % av energien man kunne fått ut av forbrenning av tilsvarende tørrstoffinnhold, men siden biogassen kan utvinnes fra substrater med over 95 % vann er det en veldig fordelaktig måte å hente ut energien i våtorganisk avfall (Twidell and Weir 2012).

Tabell 3-2 Vanligste komponentene i biogass og sammensetning av disse(Christensen 1998).

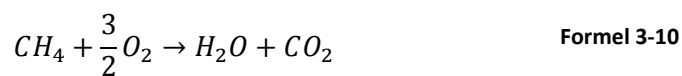
Komponenter	Volum-%, reaktorbiogass
Metan (CH ₄)	50 - 80
Karbondioksid (CO ₂)	15 - 40
Karbonmonoksid (CO)	0 – 0,3
Nitrogen (N)	1 – 5
Ammoniakk (NH ₃)	0 – 1
Oksygen (O)	0 – 0,5
Hydrogen (H)	0 - 3
Hydrogensulfid (H ₂ S)	0,05 – 1,5

Biogass består av mange komponenter som alle har forskjellige egenskaper, i de neste avsnittene beskrives egenskapene til gassene fra Tabell 3-2.

3.4.1 Metan, CH₄

Metan er energibæreren og det ønskede sluttproduktet i biogass, metan er velegnet som brensel til oppvarming, eller den kan komprimeres(CBG) eller gjøres flytende(LBG) til brukt i transportsektoren (Deublein and Steinhauser 2008).

Ved forbrenning av metan får man karbondioksid og vann som produkt som vist i Formel 3-10. Metan har klimagasspådriv som er 21 ganger større enn karbondioksid, men har en relativt kort levetid i atmosfæren på 9 – 12 år. Lekkasje av biogass fører til negativ klimagevinst (Wayne 2000, St.meld.nr.39 2008-2009).



3.4.2 Karbondioksid, CO₂

Karbondioksid er den gassen det blir produsert nest mest av i biogass og blir sett på som den viktigste drivhusgassen. I produksjonen av biogass blir det produsert mellom 15 – 40 % karbondioksid, og i forbrenninga av metan er sluttproduktet vann og karbondioksid. Alt karbonet man får konvertert til biogass blir til slutt til karbondioksid. Siden alt dette karbonet kommer fra fornybare kilder fører det ikke til netto økning av karbondioksid i atmosfæren. Effekten er økt bruk og foredling av allerede eksisterende karbonkilder til høyverdig energi.

Ved høye temperaturer og i fuktig klima løser karbondioksid seg opp og danner karbonsyre, noe som kan føre til korrosjon ved forbrenning av biogass(Deublein and Steinhauser 2008).

3.4.3 Karbonmonoksid, CO

Er en svært giftig gass som oppstår i ufullstendig forbrenning, men det er svært lave konsentrasjoner av den. I biogass er nivået av karbonmonoksid under grensen for deteksjon og har ingen praktisk betydning (Wayne 2000, Deublein and Steinhauser 2008).

3.4.4 Nitrogen, N₂

Lufta består av 78 % nitrogen og den virker som inertgass, den tar del i svært få reaksjoner og følger som regel bare med lufta der oksygenet skal reagere. I en anaerobisk reaksjon vil det ikke bli dannet noe nitrogengass naturlig i henhold til Boyles formel Formel 3-9, men i biomasse er det litt luft og når denne oksideres blir det nitrogen å spore i biogassen. Større mengder nitrogen tyder på luftlekkasje i en biogassreaktor.

3.4.5 Ammoniakk, NH₃

Det er vanligvis svært lav konsentrasjon av ammoniakk i biogass, Tabell 3-2 sier mellom 0- 1 %. Ammoniakk er den eneste vanlige gassen som danner baser i kontakt med vann, og den kan også reagere med syrer og danne aerosoler (Wayne 2000).

3.4.6 Oksygen, O₂

På samme måte som nitrogen kommer det oksygen inn som lekkasjer eller ved åpning og stenging av ventiler til biogassreaktoren. Det kommer også inn oksygen i reaktoren bundet i organiske substrater, men det blir ikke frigjort som oksygen, men vil være med på å danne CO₂. Oksygen virker inhiberende ved større konsentrasjoner i biogassreaktoren (Deublein and Steinhauser 2008).

3.4.7 Hydrogen, H₂

I fermenteringen av biogass blir det dannet hydrogen, men det er bare ett midlertidig steg, der hydrogen og karbondioksid blir brukt til metanproduksjon. Det er gjort forsøk på å foredle dette prinsippet for å produsere hydrogen istedenfor eller i tillegg til metan. Wang og Zhao 2009 har med laboratorieforsøk vist at de kunne produsere en del hydrogen, 0,065 m³ H₂/kg VS, og i forhold til metanproduksjonen utgjorde det 11,9 % (Wang and Zhao 2009).

3.4.8 Hydrogensulfid, H₂S

Hydrogensulfid blir dannet i biogassreaktoren som vist i Boyles ligning vist i Formel 3-9. Substrater med høy konsentrasjon av svovel vil gi økt produksjon av hydrogensulfid siden all svovelen vil gå over til hydrogensulfid. Gassen er fargeløs, brennbar og har litt høyere tetthet enn luft. Den har også en veldig karakteristisk lukt som er stikkende og lukter råttent egg. I kontakt med vann dannes det syrer, og ved høy temperatur blir det svært korrosivt. I biogassanlegg ønsker man å fjerne mest mulig hydrogensulfid før man bruker gassen. Det kan gjøres direkte i reaktor ved å tilsette stoffer som binder svovel, eller ved rensing etterpå (Deublein and Steinhauser 2008).

3.5 Faktorer som påvirker biogassammensetningen

Oppholdstiden og organisk belastning på biogassreaktoren har også innvirkning på sammensetningen av biogassen. Lang oppholdstid eller lav organisk belastning fører til en god utråtningsgrad og et høyere metannivå.

Termofile prosesser har en lavere metan prosent enn mesofile siden karbondioksid løses dårligere ved stigende temperatur (Raadal, Schakenda et al. 2008).

Tilsetning av lang kjeda hydrokarbon komponenter, for eksempel fett, kan forbedre gasskvaliteten. Det må ikke tilsettes for mye da det kan føre til syreopphopning.

Andelen karbonatomer i substratet: Metaninnholdet øker med økende andel karbonatomer, i karbohydrat er det forhold 1:1 mellom karbon og oksygen, mens det i både fett og proteiner er en høyere andel karbon. Dette er vist i Tabell 3-1, hvor det blir operert med verdier på 50 % metan fra karbohydrater, mot 68 og 71 % metanutbytte fra henholdsvis fett og protein (Gerber and Span 2008).

Strukturen i substratet: Substrat som er bygd opp med strukturer av lignin vil brytes ned veldig seint, da vil det være en fordel å ødelegge mest mulig av strukturen på substratet før det føres inn i reaktoren. Høyt trykk vil være bra for da kan en økt mengde karbondioksid bli løst i væskefasen og noe av karbondioksidet bli skilt fra biogassen (Deublein and Steinhauser 2008).

Stort vanninnhold i reaktoren: Dess mer vann og mindre andel TS som er i reaktoren, desto bedre kapasitet har vannet til å dissosiere karbondioksid.

Forbehandling av substrat: Hvis substratet er behandlet på rett måte inn vil det fremme en raskere og bedre dekompostering (Deublein and Steinhauser 2008).

4 Teknologi

Biogass kommer av nedbrytning av organisk materiale under anaerobiske forhold. Prosessen i nedbrytinga blir beskrevet i kapittel 3.1 om fermentering av substrat. Dette kapitlet vil omhandle utviklingen av biogassreaktorer, og hvordan et effektivt anlegg ser ut i dag.

4.1 Historisk utvikling

Første beskrivelse av biogass ble gjort i Assyria rundt 10 f.kr. Der ble biogassen brukt til oppvarming av bad. Etter det er det ingen kilder som omhandler biogass på veldig mange år.

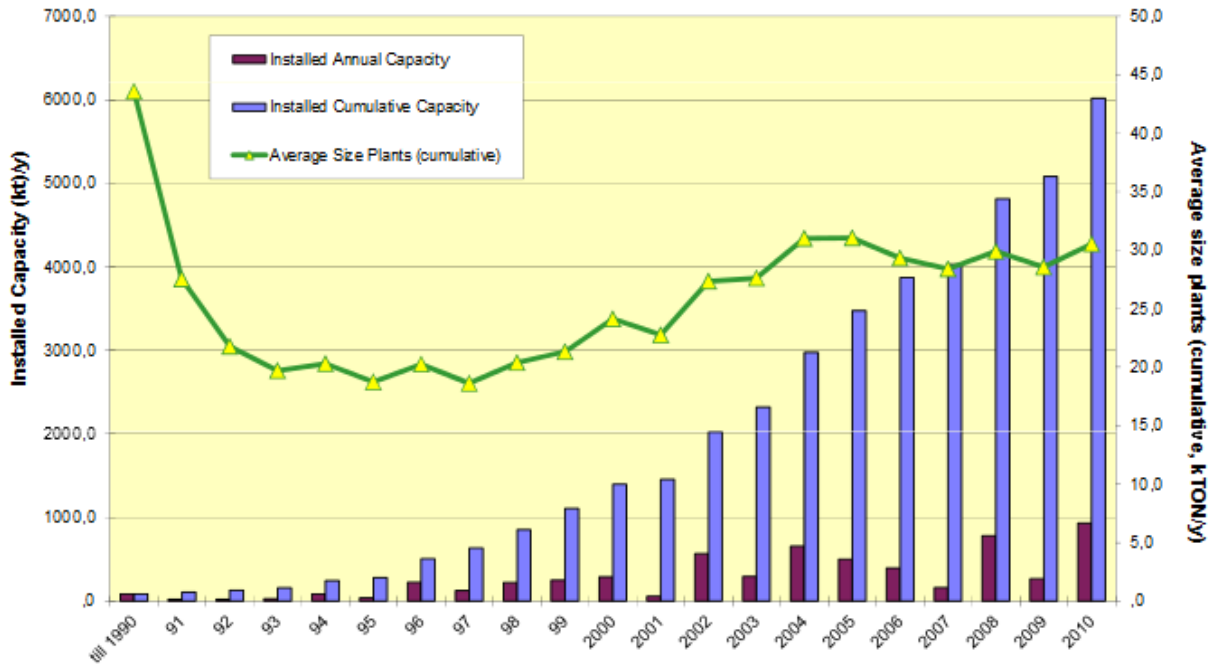
Midt på 1700 tallet skrev Jan Baptista Van Helmont at brannfarlig gass kunne oppstå fra infisert organisk materiale. I 1776 ble det samlet inn gass fra innsjøen Lake Como. Ved analyse kom Alessandro Volta fram til at gassen ble dannet i fermenterende prosesser og at den var eksplosiv sammen med luft. Fra denne kunnskapen ble kjent gikk det enda mange år før noen begynte å bruke kunnskapene.

I 1859 ble det i India satt i gang ett renseanlegg for avløpsvann der anaerobisk utrånning ble brukt til å forsyne ett sykehus med biogass til belysning.

Første biogassforsøk kjent i Europa ble gjort i 1884, da Louis Pasteur samlet inn hestemøkk fra gatene i Paris og i en 1 m³ reaktor klarte å produsere 100 liter metan ved 35 °C. Pasteur hevdet at hestemøkk fra Paris kunne være en stor nok metan kilde til å dekke gatebelysning i byen.

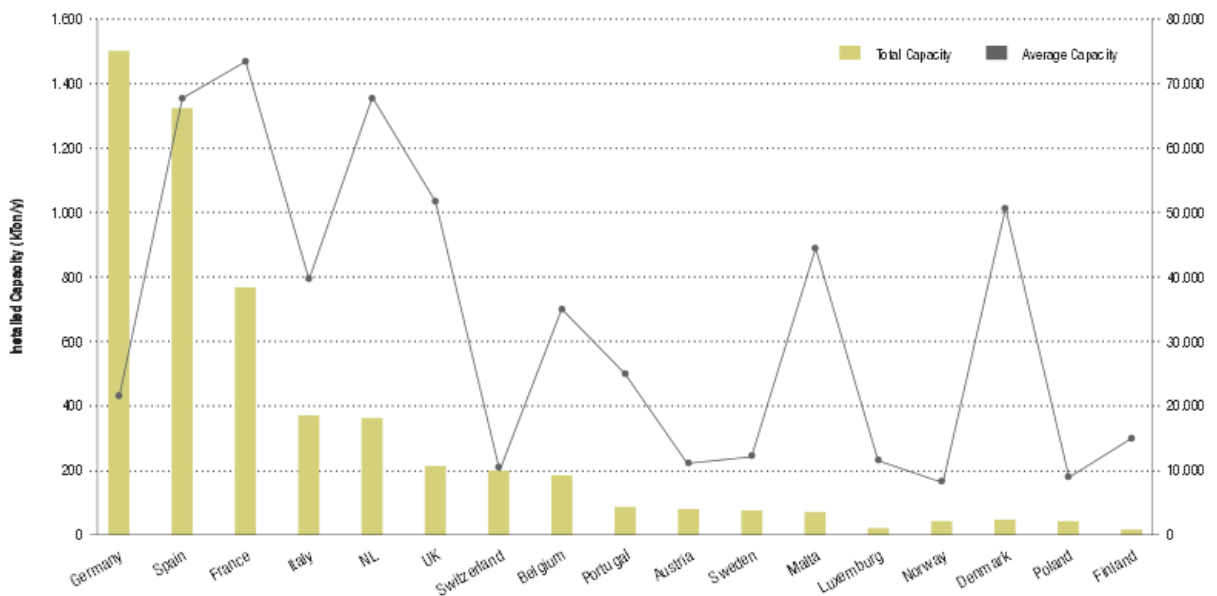
Utbredelsen av biogass har fulgt de andre energikildene i verden. Fra starten av 1900 tallet og fram til 2. verdenskrig ble det brukt en del enkle biogassanlegg i Europa, men da andre energikilder ble rimelige var det ikke lenger like attraktivt og lønnsomt å drive med biogass (Deublein and Steinhauser 2008).

4.1.1 Utvikling i Europa



Figur 4-1 Installert kapasitet samlet i Europa og gjennomsnittlig anleggsstørrelse (Mattheeuws 2012).

Biogassen i Europa hadde en liten oppsving etter oljekrisa på 70 tallet, men det er ikke før i senere år, etter intensiver fra myndigheter, at det har blitt en større utbredelse av biogass i Europa, som vist i Figur 4-1. I Europa er det gjerne store kontinuerlige reaktorer som blir brukt. Figur 4-2 viser oversikt over installert kapasitet for behandling av organisk materiale fra ulike land i Europa. Tyskland, Spania og Frankrike står for den største delen av kapasiteten. (Mattheeuws 2012).



Figur 4-2 Oversikt over installert kapasitet av biogassreaktorer, i 1000 tonn per år, for ulike land i Europa (Mattheeuws 2012).

4.1.2 Utvikling i Asia

Den andre modellen for utvikling av biogass har fram til nå hovedsakelig foregått i Asia. Der har det blitt gitt intensiver til gårdbrukere på landsbygda for å bygge småskala reaktorer for energiproduksjon til eget bruk. Det var flere fordeler enn tilgang på energi. Ved å bruke biogass til oppvarming og matlaging ble det observert en bedring i inneklime (Pathak, Jain et al. 2009). Der det i Europa har vært en del store anlegg, har det i Asia kommet veldig mange små anlegg. Kina er det landet med størst utbredelse av biogassanlegg, de hadde pr 2007 26,5 millioner, og i 2010 var de oppe i 38,51 millioner biogassanlegg. Kineserne regner med at bare 19 % av potensialet for landlige biogassanlegg er nådd, eller 1,90 % av tilgjengelig råmateriale for biogassproduksjon er i bruk (Chen, Zhao et al. 2012). Det er veldig gode betingelser for å installere biogassanlegg i Kina, men de har foreløpig en del å hente på drift av anleggene, da det bare er 60 % som er i full drift (Chen, Yang et al. 2010). India er landet med nest mest biogassanlegg, der er det per 2008 installert 3,83 millioner anlegg, myndighetene ønsket å bygge ut til 12,34 millioner før 2010 og ser på ett potensial på opp mot 51,2 millioner familieanlegg. I India blir det også sett på potensialet for å selge karbonkvoter på bakgrunn av biogassproduksjon. Beregninger gjennomført viser at ett husholdningsanlegg kan få en årlig inntekt på 100 USD bare som følge av salg av karbonkvote (Pathak, Jain et al. 2009).

4.2 Reaktortyper

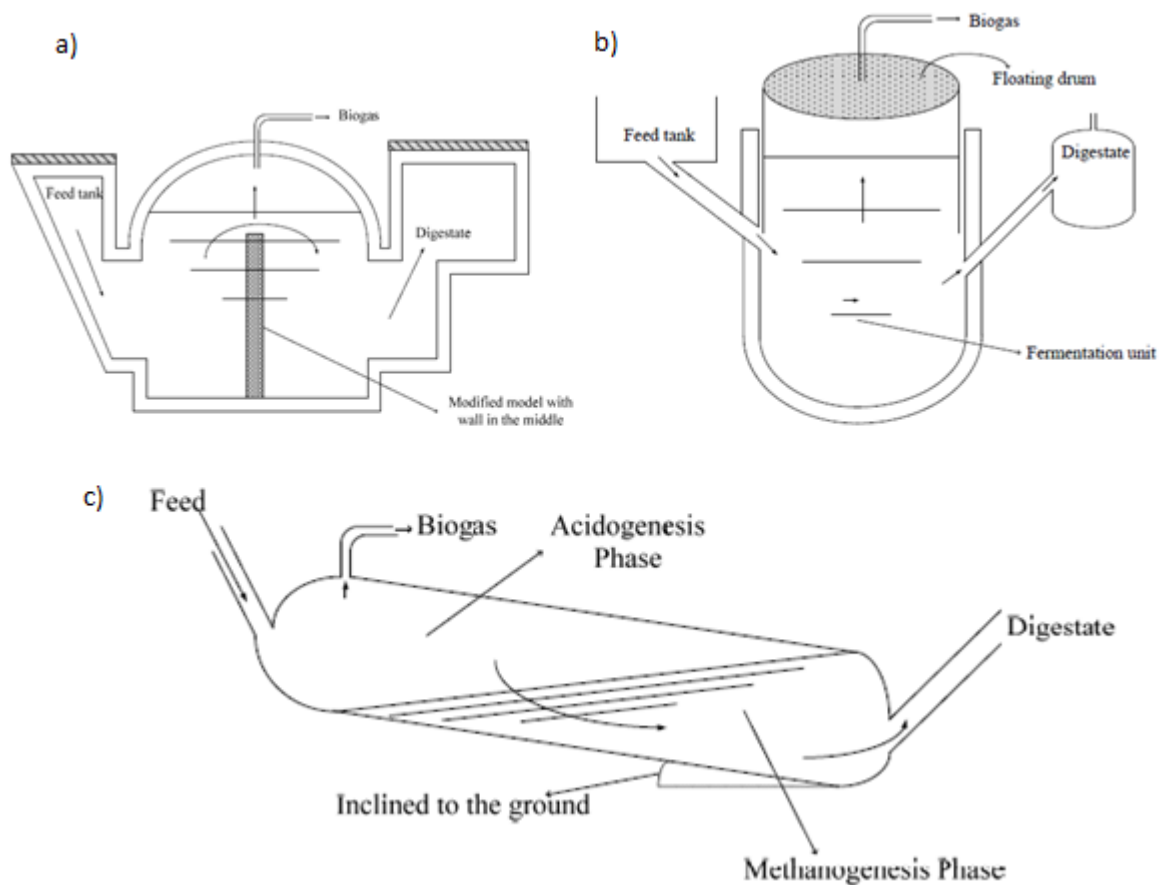
For å vise mangfoldet av biogassanlegg vil det bli presentert tre typer små husholdningsanlegg som er meste utbredt i Asia. De viser grunnformen for biogassanlegg. Samt gårdsanlegg i mellomstørrelse, som er typisk for Europa. Det vil ikke bli sett på store industrianlegg da disse er mer komplekse, men i utgangspunktet virker som et gårdsanlegg i stor skala.

4.2.1 Husholdningsanlegg

Det viktigste i ett lite anlegg er hvor mye tid og ressurser som må brukes i driften av anlegget, og investeringskostnader. Det er ønskelig at det er minst mulig vedlikehold og at den daglige driften tar opp så lite tid som mulig. Derfor er det vanlig at det ikke krever kontinuerlig eksternt arbeid, som omrøring og oppvarming. De ulike modellene som er vist i Figur 4-3 kommer alle i denne kategorien, alle de tre typene kan brukes som kontinuerlige reaktorer, der de får nytt substrat og tapper ut lik mengde biorest med jevne mellomrom. Mens både a og b, fixed og floating dome digester, kan opereres i batch eller semi batch modus, der de får tilført substrat en eller flere ganger og før de står i en periode og produserer biogass. På slutten av syklusen må mesteparten av bioresten fjernes før syklusen kan begynne igjen. Typiske størrelser for slike reaktorer varierer fra ca 1,2 - 15 m³ for enkelthusholdninger (Rajendran, Aslanzadeh et al. 2012).

4.2.2 Fixed dome digester

Figur 4-3a viser en fixed dome digester, dette er den vanligste reaktortypen i Kina. De kommer i mange ulike varianter, med og uten skillevegg som den på figuren, men prinsippet bak dem er det samme. Man har en luke eller et rør hvor man tilfører substrat og en tilsvarende ordning for fjærning av bioresten, og ett hovedvolum hvor substratet er under mesteparten av oppholdstiden. Disse reaktorene er ofte laget i betong, eller nyere varianter i glassfiber (Chen, Yang et al. 2010). Ved å ha ett fast volum blir gassen komprimert av at den blir produsert og lagret i den øverste delen av reaktorvolumet som det ikke er substrat i. Biogassen blir ført ut med rør til bruk på kjøkken eller til lys og oppvarming (Rajendran, Aslanzadeh et al. 2012).



Figur 4-3 De vanligste teknologiene for husholdningsanlegg, a) Fixed dome digester, b) Floating drum digester og c) Plug flow reactor (Rajendran, Aslanzadeh et al. 2012).

4.2.3 Floating drum digester

Floating drum digester er vist i Figur 4-3b, og virker på samme måte som en fixed dome digester, bortsett fra volumet hvor gassen samles opp. Gassoppsamlingen skjer i en tank som stiger ved økende trykk, her er trykket tilnærmet konstant mens volumet biogassen blir oppbevart i endrer seg. Det kan enklest ses på som en tom tønne snudd på hode i reaktoren, jo mer gass som blir produsert jo høyere vil tønna stige. Dette er illustrert i Figur 4-4 hvor vi ser ett veldig enkelt floating drum digester operert som batch system for biogassproduksjon. For å få et riktig gasstrykk ut i ledningene, påføres ønsket mengde vekt på toppen av sylinderen. Det er enkelt å se hvor mye gass man har til rådighet. Floating drum digester er den vanligste reaktortypen i India (Rajendran, Aslanzadeh et al. 2012).



Figur 4-4 Enkel floating drum digester(Sustainable Living 2013).

4.2.4 Plug flow reactor

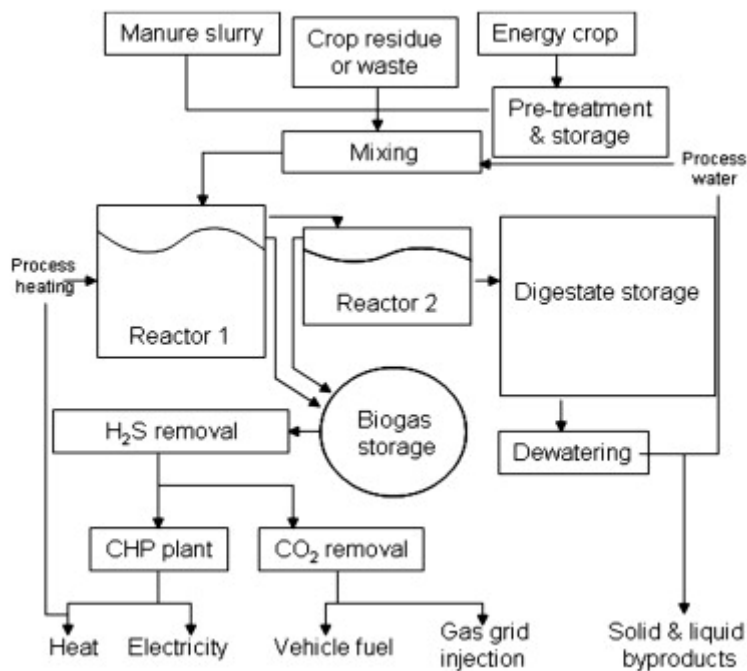
Plug flow reactor har en avlang utforming og en typisk lengde diameterforhold på 5:1, de er plassert på skrå i terrenget med både inn og utløp plassert over bakken som vist i Figur 4-4c. Substratet fylles på i ene enden og bioresten tappes ut i andre enden, ved å ha den skråstilt får man skilt de syredannende fra de metanogene prosessene, og får dannet tofase system. De er lette å vedlikeholde og krever lite tilsyn (Nazir 1991, Rajendran, Aslanzadeh et al. 2012). På Filippinene ble 99 biogassanlegg av denne typen bygget, bare 3 fikk en forsinket oppstart av biogassproduksjon, og ett anlegg fikk de ikke til å virke. Familiene som bygde anleggene hadde tjent de inn igjen på 11 måneder (Moog, Avilla et al. 1997).

4.3 Gårdsanlegg

Mellomstore anlegg eller gårdsanlegg er vanlig i Europa, hvor det er mer enn 4500 slike anlegg, hovedsakelig i Tyskland men også andre land som Østerrike, Sveits og England har en del (Rajendran, Aslanzadeh et al. 2012). I USA er det 162 biogassanlegg som hovedsakelig bruker husdyrgjødsel, de er i snitt større enn de Europeiske og bruker både Plug flow og CSTR reaktorer (AGSTAR 2010). Norge har også noen ganske få gårdsanlegg i drift (Kragseth 2010).

På gårdsanlegg er det vanlig å blande inn tilleggssubstrater for å øke biogassproduksjonen, den største delen av klimagevinsten kommer fra utråkning av husdyrgjødsel, men for å få ett økt biogassutbytte og økt lønnsomhet i anleggene benytter de fleste tilleggssubstrater (Briseid, Morken et al. 2010).

Figur 4-5 viser planskisse for hvordan ett typisk tostegs Europeisk gårdsanlegg ser ut. Inn i biogassanlegget kommer det husdyrgjødsel, avfall fra gårdsbruk, organisk avfall og energivekster. Dette blir forbehandlet etter gjeldende forskrifter og for å få størst tilgjengelig del nedbrytbart organisk materiale. Det er gjerne ett forlager for substratene slik at de er tilgjengelige til enhver tid. Deretter blir substratet ført inn i reaktoren.



Figur 4-5 Vanlig Europeisk prosess diagram for tostegs biogassreaktor med CHP (Wilkinson 2011).

Det kan brukes flere typer reaktorer i ett slikt oppsett, men det vanligste er formene er plug flow reaktorer i Amerika og CSTR i Europa. Siden CSTR er det vanligste i Europa, og det er flest av dem er det den som vil bli behandlet her (Deublein and Steinhauser 2008, AGSTAR 2010).

En CSTR reaktor kan se ut som en fixed dome reaktor, med den forskjellen at i en CSTR er det kontinuerlig, omrøring i substratet i reaktoren. Dette fører til at alt substratet blir godt blandet og man får en mer homogen blanding i tanken. Det blir i de aller fleste tilfeller brukt oppvarming for å fikse prosessen rundt mesofil, 37 °C, eller termofile, 55 °C temperaturer. Dette igjen for å optimalisere forholdene for en maksimal biogassproduksjon. I automatiske systemer blir det fylt på nytt substrat flere ganger til dagen, siden det er omrøring i reaktoren følger det med ut en liten del substrat som ikke har rukket å bli brutt ned. Dette er en av hovedgrunnene til å ha en sekundær reaktor, da vil man få lenger oppholdstid og sikre at mindre deler av substratet går ubehandlet gjennom reaktoren (Wilkinson 2011). Den sekundære reaktoren har gjerne kortere oppholdstid, og kan operere på andre temperaturer enn hovedreaktoren. For å få størst konvertering av substrat burde den sekundære reaktoren ha temperaturer fra 35 – 55 °C (Boe, Karakashev et al. 2009). Bioresten fra den sekundære reaktoren blir pumpet ut i sluttlager, spesielt i Tyskland er det vanlig å ha flytedekke over sluttlageret for å hindre metanutslipp. Biogassen kan til slutt brukes direkte i forbrenning, eller oppgraderes til drivstoffkvalitet (Deublein and Steinhauser 2008).

4.3.1 Tomb landbruksskole

Tom landbruksskole sitt biogassanlegg er den praktiske casen av oppgaven. De ønsker en økning i energiproduksjonen ved biogassanlegget sitt. Oppgaven vil undersøke samme substrater som benyttes ved Tomb, og kommentere potensialet ved å endre på mengden tilført matavfall som delsubstrat.

Tomb har et gårdsbasert CSTR biogassanlegg som fungerer på omtrent samme måten som det gårdsbaserte biogassanlegget beskrevet over. Forskjellene er at på Tomb har de to reaktorer som er koblet i parallell, de har ingen sekundær reaktor. Samlet reaktorvolum på Tomb er 340 m³, og i drift

benyttes kugjødelse fra eget fjøs, sammenblandet med 14 % matavfall som substrat. Biogassen fra anlegget brukes til oppvarming av undervisningsbygg og elevinternat, samt til oppvarming av reaktorene. Anlegget produserer rundt 100 kW nyttbar effekt under drift, og er i drift ca 10 måneder i året. Det gir en årlig energiproduksjon på ca 0,7 GWh (Huseby 2013).

4.4 Bruksområder til biogass

Biogass er en gass på lik linje med naturgass som pumpes opp fra fossile kilder. Begge består hovedsakelig av metan, forskjellen er at biogassen og naturgassen er hvilke andre gasser som følger med. I Tabell 4-1 vises hovedkomponentene som er i biogass og naturgass fra Nordsjøen, samt noen av nøkkelegenskapene. Hoveddelen av både biogassen og naturgassen kommer fra metan, for å kunne bruke biogass i distribusjonsnett laget for naturgass må den oppgraderes ved å fjerne karbondioksid og hydrogensulfid. Den store forskjellen i brennverdi kommer av at det i biogass er mye karbondioksid, som ikke bidrar til økt brennverdi.

Tabell 4-1 Viser bestanddelene og noen egenskaper til naturgass fra Nordsjøen og biogass(Deublein and Steinhauser 2008).

Gas komponent/egenskap	Formel	Enhet	Natur gass, Nordsjøen	Biogass
Metan	CH ₄	Volum %	86,54	45-75
Etan	C ₂ H ₆	Volum %	8,02	0
Propan	C ₃ H ₈	Volum %	2,06	0
Butan	C ₄ H ₁₀	Volum %	0,21-0,6	0
Karbondioksid	CO ₂	Volum %	1,53	25-55
Karbonmonoksid	CO	Volum %	0	<0,2
Oksygen	O ₂	Volum %	0,05	0,01-2
Nitrogen	N ₂	Volum %	1,1	0,01-5
Hydrogen	H ₂	Volum %	0	0,5
Hydrogensulfid	H ₂ S	mgNm ⁻³	5,0	10-30.000
Ammoniakk	NH ₃	mgNm ⁻³	0	0,01-2,5
Øvre brennverdi		kWhNm ⁻³	11,99	5,5-8,2
Relativ tetthet til luft		-	0,65	0,9

Det er alt i dag noen biler, busser og renovasjonsbiler som går på biogass. Det store fortrinnet biogass har i forhold til mye annen fornybar energi er at den kan konverteres til drivstoffkvalitet på en enkel måte. Der biogass i dag blir produsert for å drive små CHP anlegg, er klimagevinsten hovedsakelig basert på reduksjon av metan og lystgasser fra landbruket. 96 % av den elektriske energien i Norge kommer fra fornybare kilder, av dette er 95 % vannkraft, som er en veldig let tilgjengelig resurs. Det er derfor ikke mulig å produsere elektrisitet fra biogass på en lønnsom måte uten store subsidier. Fordelen med biogass er at den kan erstatte fossile energikilder i transportsektoren(Kragseth 2010).

På gårdsanlegg med stort varmebehov kan det være interessant å produsere varme til eget forbruk. Det gjelder spesielt der man har gårder og veksthus i tilknytning til hverandre eller i nærheten. Veksthus har stort behov for varme samtidig som de ønsker en høy konsentrasjon av karbondioksid inne i drivhusene. I dag brukes direkte forbrenning av fossilgass for å oppnå denne effekten. Det behovet kunne vært dekket enda bedre ved bruk av biogass. Biogass har et innhold av karbondioksid på 25 – 55 %, og vil med forbrenning ha potensial på ca 1,7 ganger så mye karbondioksid som fossilgass. Ved bruk av biogass i veksthus må man rense gassen for hydrogensulfid og nitrogenoksider (Hagen, Hung et al. 2011).

5 Hensikten med forsøket

Hensikten med forsøket er å optimalisere metanproduksjon i biogassanlegg med substratene kugjødsel og termisk behandlet matavfall under mesofile forhold, $T \approx 37\text{ }^{\circ}\text{C}$. Samt å analysere substratet og bioresten for å se på teoretisk og reell konvertering til biogass, og finne ut hvor stor organisk belastning som kan brukes før inhibering oppstår. Samt analysere bioresten for ammonium og pH konsentrasjon og se på trendlinjene disse gir, om de kan være med på å forklare inhibering som kan oppstå. Oppgaven vil også bestemme reaksjonsrate data for blandingsforholdene av substrater benyttet i oppgaven.

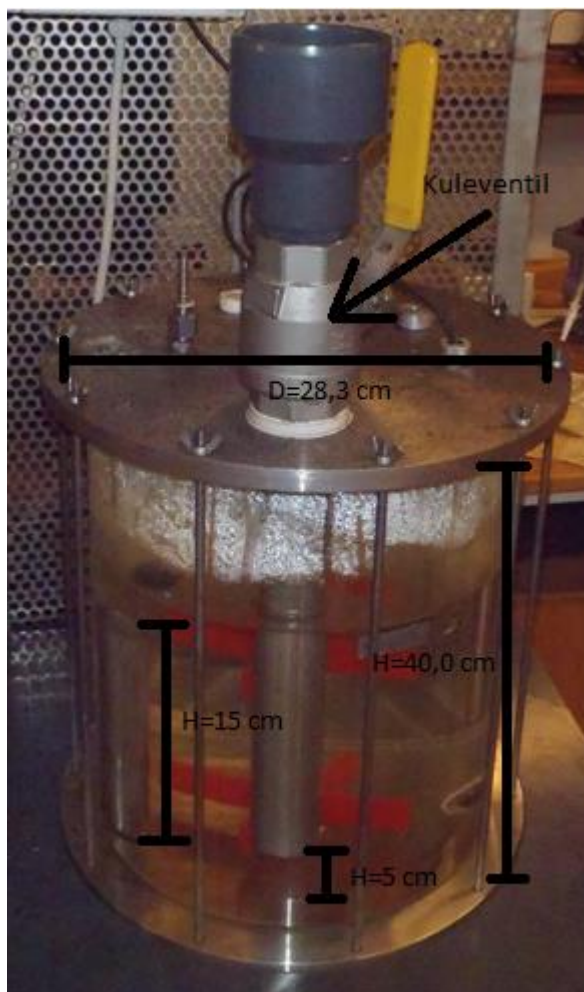
Opgaven vil vurdere potensialet i økt energiproduksjon ved biogassanlegget av typen de har på Tomb landbruksskole.

Metode

6 Forsøksutstyr

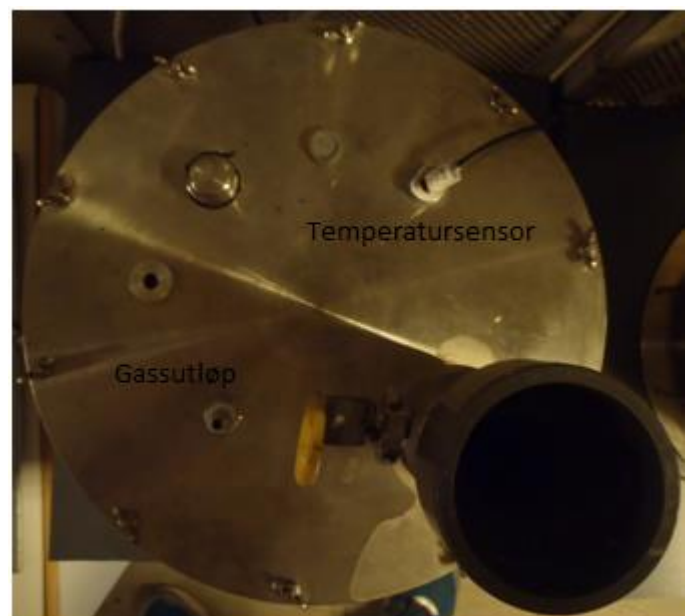
6.1 CSTR forsøksreaktor

Reaktortypen som ble brukt er vist i Figur 6-1, den er bygd opp av en pleksiglass sylinder med syrefast stål i bunn og topp. Reaktoren har ett totalt volum på 25 liter, med innvendige mål: diameter 28,3 cm og høyde 40,0 cm. Det er ett rør inn fra toppen som ender ca 5 cm over bunnen av reaktoren, og to rør for uttapping, det ene er plassert med inntaket ca 15 cm over bunnen, mens det andre har inntaket i bunnplata. Alle rørene har diameter på 5 cm, og er koblet til hver sin kuleventil. I sentrum av reaktoren er det omrøringsrør, som er koblet til motor med frekvensstyring.



Figur 6-1 CSTR forsøksreaktor. Foto: Magnus Gjetmundsen.

Reaktoren er av typen CSTR, Continuous stirred-tank reactor, det vil si at det er kontinuerlig omrøring, og man antar at det er fullstendig sammenblandet substrat i reaktoren og at bioresten man tapper ut har samme sammensetning som resten av substratet i reaktoren (Fogler 2005).



Figur 6-2 CSTR reaktoren sett fra oversiden, med nedløp for temperatursensor og gassrør. Foto: Magnus Gjetmundsen.

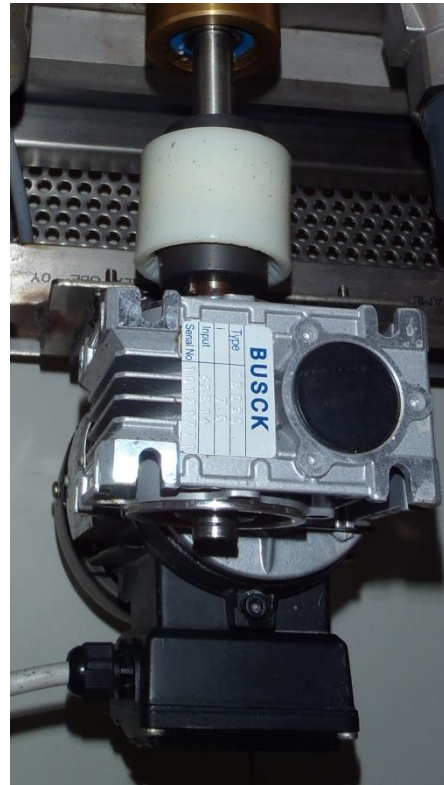
6.2 Oppvarming

Oppvarmingen av reaktoren ble foretatt av ett 200 W varmebelte som ble plassert rundt midten av pleksiglassylindren, som vist i Figur 6-5. Termostaten som styrte varmetilførselen hadde en temperatursensor inne i det aktive reaktorvolumet, ett stålrør med temperatursensor i bunnen, og en temperatursensor som målte omgivelsestemperatur. Termostaten ble satt til å holde 37 °C.

Temperatursensoren er plassert i ett metallrør som stikker halvveis ned i reaktoren. Plasseringen kan ses i Figur 6-2, og røret kan skimtes i høyre kanten av Figur 6-1. Gassutløpet på toppen av reaktoren er der hvor gassen blir ledet ut av reaktoren. Under drift har det vært plassert ett metallrør over gassutløpet, med mulighet for vannavkjøling i vannkappe som går rundt røret for å redusere vanninnhold i gassen.

6.3 Omrøring

Omrøringa i reaktoren blir styrt av en Powerflex frekvensomformer, som har virkeområde fra 0 – 60 Hz. Frekvensomformereren er koblet til en BUSCK synkronmotor, vist i Figur 6-3, som driver omrøringen i CSTR reaktoren, ved hjelp av 2 propeller med 4 vinger hver, en nær bunn og en nær væskeoverflate inne i tanken. Det har vært kontinuerlig røring, på 60 runder per minutt, i forsøksperioden med unntak av under mating og avlesning av telletall på gasspumpa.



Figur 6-3 BUSCK motor som driver omrøringa i reaktoren. Foto: Magnus Gjetmundsen.



Figur 6-4 Gasspumpe, med mekanisk telleverk. Foto: Magnus Gjetmundsen.

6.4 Måleutstyr for gassflow

For å måle mengde gass produsert ble det installert gasspumper på reaktorene. Pumpene blir drevet av en liten elektrisk motor som sitter inne i den hvite boksen vist i Figur 6-4. Pumpa blir koblet inn ved trykkstyring fra trykksensor som sitter under boksen og er koblet til reaktoren med gasslange.

Gasslangen fra reaktoren deler seg under gasspumpa og fordeler seg til trykksensoren og til pumpeverket. Trykksensoren kobler inn gasspumpa ved overtrykk på ca 1 mBar, altså en trykkforskjell fra omgivelser til trykk inne i reaktoren. Gasspumpa pumper ut gassen til det ikke lenger er overtrykk.

Det har blitt foretatt kalibreringer av pumpa med to forskjellige slangetykkelser, der den minste slangediameteren gir pumpevolum på 0,350 ml/telling og den største slangen gir pumpevolum på 0,945 ml/telling. Den relative usikkerheten er på 4 %, ved \pm to standardavvik. Slangene i pumpene har blitt byttet ca en gang hver måned.

6.5 Gassinnhold

6.5.1 Gasskromatograf

For å analysere sammensetningen av gassen ble det brukt en gasskromatograf, SRI gas chromatography instrument (Model 8610 C). GC'en tok automatisk prøver fire ganger daglig. Uttaket var direkte før gasspumpen og GC'en analyserte gassen for innhold av karbondioksid og metan.

Etter at reaktorene ble flyttet fra biogasslaboratoriet, grunnet brann se kapittel 8, ble GC'en sendt til rens og det var ikke lenger mulig å få automatiske målinger av gass-sammensetningen.

6.5.2 Gassanalysator

Apparatet som ble brukt for å måle gass-sammensetningen var da en GA2000 Pluss. Den målte sammensetningen av gassen, og hadde sensorer for metan, karbondioksid, nitrogen og CO.

Gassanalysatoren bruker infrarød sensor for å bestemme sammensetningen av gassen. Det som ble notert ned var karbondioksid og metan konsentrasjon. Sensorene i GA er uavhengige og det var lenge siden den hadde vært til kalibrering så rådataene måtte justeres etter at GA hadde blitt testet mot referansegass med kjent konsentrasjon metan 75,0 %. Målingene av gassen ble gjennomført før mating av reaktorene, altså på slutten av en foringsyklus, det ble målt gass-sammensetning om lag to dager i uken etter at produksjonen i den nye gassbua var noenlunde stabil i alle fire reaktorene.



Figur 6-5 Forsøksoppsett slik det var planlagt, med fire CSTR reaktorer påmontert gasstellere, temperaturstyring, omrøring og koblet til GC. Foto: Magnus Gjetmundsen.

6.6 Montering av utstyret.

Reaktorene ble vasket rene mens de enda var demontert, og montert sammen til ferdige enheter som vist i Figur 6-1. Reaktorene ble deretter montert inn i gulvstativer, der motoren ble koblet til i bunnen og frekvensomformeren på en plate bak reaktoren. Sammen med frekvensomformeren ble termostaten montert, tapet fast på siden, og varmebeltet festet rundt midten av reaktoren. Gasstallerne ble festet på bakplaten og de ble koblet til reaktoren med gjennomsiktige gasslanger. Grunnen til å feste måleutstyret på bakplaten var at det var enkelt å betjene og leste av data. Det ferdige oppsettet av reaktorene med måleutstyr kan ses i Figur 6-5.

7 Gjennomføring av forsøk

7.1 Hensikten med forsøket

Hensikten med forsøket er å finne optimalt blandingsforhold mellom kugjødsel og matavfall for produksjon av metan, ved temperatur på 37 °C. Under produksjon skal konverteringsrate av organisk materialet til biogass bestemmes, samt analysere bioresten for ammonium og pH for å vurdere om de kan virke inhiberende på reaksjonen.

Den bakenforliggende hensikten er å se på potensialet ved Tomb Landbruksskole, ut fra dagsens situasjon.

Utstyret som var tilgjengelig for å undersøke optimalt blandingsforhold mellom matavfall og kugjødsel var fire 25 liters reaktorer, beskrevet i kapittel 6.1. Det var ønskelig å bruke den ene reaktoren som referanse, og mate den med ren kugjødsel for å kunne se hvor stor andel av biogassproduksjonen som kommer fra kugjødsel og hva som kommer fra matavfall. Selv om en sammenblanding av flere substrater sannsynligvis vil gi en høyere produksjon (Deublein and Steinhäuser 2008).

Forsøket ble delt inn i tre faser, først en fase for å stabilisere driften i reaktorene slik at den ble likest mulig og man kunne unngå de mest åpenbare feilkildene som lekkasjer fra reaktorene og feil i måleutstyr. Deretter to driftsfaser i alle de fire reaktorene med ulikt blandingsforhold mellom kugjødsel og matavfall. Det måtte to driftsperioder til for å undersøke et bredt spekter av organiske belastninger, fra 2 til 9 g(VS)/(l*dag) og finne hvor inhibering ville inntreffe.

7.1.1 Inokulum

Inokulum ble hentet fra biogassreaktoren på Tomb Landbruksskole den 12/11-12, der de har ett biogassanlegg som blir driftet på kugjødsel og matavfall, henholdsvis 86 og 14 % av volum. Anlegget på Tomb har vært i drift i rundt 2 år, med samme substrat som forsøket skal behandle. Inokulumet ble tappet av som vanlig biorest fra anlegget, siden det er en CSTR reaktor antar man at innholdet i bioresten er det samme som innholdet i reaktoren. Inokulumet ble fylt på to 60 liters plastbeholdere og kjørt opp til Vollebakk, biogasslabben, og plassert i romtemperatur tre dager før påfylling i reaktorene.

Inokulumet fra Tomb hadde ett gjennomsnittlig VS innhold på $3,59 \pm 0,06$ %.

7.1.2 Kugjødsel

Substratet ble hentet på Tomb landbruksskole, hvor de har melkekyr og det daglig blir produsert om lag 11,2 m³ våt gjødsel. For å få størst overføringsverdi og minst feilkilder ble det benyttet samme kugjødsel og matavfall i forsøket som de bruker på biogassanlegget på Tomb.

Det ble hentet fem 60 liters dunker med kugjødsel den 12/11-12. Kugjødsel ble rørt sammen i blandemaskin ved biogasslabben for å få mest mulig lik blanding, og fylt i dunker på 5 liter. Dunkene ble plassert i kjølerom på labben, som holder 4 °C.

Prøver til VS ble tatt av en av de dunkene som ble tappet midt i settet, det ble tatt 6 prøver av første gjødselparti, mens de på det andre ble tatt tre prøver.

Første ladning med kugjødse 12/11-12, hadde gjennomsnittlig VS innhold på $4,74 \pm 0,10$ %. Det ble brukt fra oppstarten på forsøket frem til 8. februar.

Kugjødse fra slutten av februar hadde gjennomsnittlig VS innhold på $5,17 \pm 0,07$ %. Dette ble brukt fra 9. februar, til forsøket var ferdig.

7.1.3 Matavfall

Matavfallet kommer fra Norsk matreure AS. Det er termisk behandlet og malt opp, slik at det ikke inneholder større partikler enn 12 mm. På Tomb blir det oppbevart i en silo som rommer 10 m^3 , og er plassert utendørs. Matavfallet er fortsatt varmt etter pasteurisering når det blir levert på Tomb. Til forsøket ble det estimert ett behov for matavfall på ca 150 liter, og det ble hentet i to 60 liters dunker og i to 20 liters kanner. For å få samme matavfall som de bruker på Tomb ble dunkene og kanene fylt opp da tankbilen leverte matavfall til Tomb. Matavfallet varierer i sammensetning ut fra sesong, og hva som blir kastet. Det var derfor ønskelig å ha med nok matavfall. Matavfallet for innkjøringsperioden og første forsøksserie ble tappet på halvlitersflasker. Etter at det hadde fått en kraftig omrøring for å få likest mulig sammensetning på. Matavfallet ble oppbevart på kjølerom som holdt $4 \text{ }^\circ\text{C}$.

Matavfall hentet på Tomb 12/11-12 hadde gjennomsnittlig VS innhold på $17,50 \pm 0,45$ %. Dette matavfallet ble brukt fra oppstarten av forsøket og fram til 3. mars.

For andre forsøksperiode ble det behov for mer matavfall og det ble levert av samme firma, men ble levert på Ås, UMB, til ett annet biogassprosjekt. Dette ble tappet på 5 literskanner og satt på kjølerom som holdt $4 \text{ }^\circ\text{C}$. Dette matavfallet ble brukt fra og med 4. mars.

VS innhold til matavfall hentet på UMB 1/3-13 var $16,56 \pm 0,36$ %.

7.2 Innkjøringsfase

Etter at alle reaktorene var montert ble det fylt vann i dem, og potensielle lekkasjer ble tettet. Reaktorene ble også trykktestet ved å påføre overtrykk inne i reaktoren og å se om trykket holdt seg. Alle reaktorene holdt tilfredsstillende på trykket, og da det ikke ble registrert trykkfall over en time, var de klare til å fylles med inokulum.

Selv om inokulumet kommer fra samme sted, og det ble godt blandet før tilføring i reaktorene var det bestemt at de skulle driftes etter samme foringsregime som reaktoren på Tomb ble foret med. Dette på grunn av at det er en veldig komplisert bakterieflora, og at reaktorene som system med gasstellere ikke kunne bli testet før ved ordinær drift.

Hver reaktor ble fylt opp med 15 liter inokulum, som tilsvarer 23,8 cm opp i reaktorene, etter at det var blitt blandet godt sammen. Inokulumet stod i romtemperatur fra 12/11 – 15/11, og holdt en stabil temperatur på $22 \text{ }^\circ\text{C}$. Det ble satt på omrøring og varme umiddelbart etter påfylling, og ved temperatursjekk påfølgende dag hadde temperaturen stabilisert seg på $38 \text{ }^\circ\text{C}$ i alle reaktorene.

15. november ble reaktorene satt i vanlig drift uten å tilføre eller ta ut noe substrat. Reaktorene ble kalt R5, R6, R7 og R8, ut fra rekkefølgen de stod i på labben. Da alt så ut til å produsere jevnt de første dagene, uten ekstra tilført substrat, ble det fra og med 17/11 tilført samme forhold kugjødse og matavfall per reaktorvolum som de brukte på Tomb landbruksskole, og lik organisk belastning. På Tomb tilførte de ca $11,2 \text{ m}^2$ kugjødse daglig, samt at de fylte på med 1820 liter matavfall, dette var

på 289 m³ aktivt reaktorvolum fordelt på to reaktorer. Det gir en gjennomsnittlig hydraulisk oppholdstid på 22,2 dager. For å bruke samme forholdstall i innkjøringsfasen ble oppholdstida også i forsøka satt til 22,2 dager, og daglig påfylling av 580 g kugjødsl og 94,5 g matavfall i hver reaktor.

Påfølgende dager ble det observert dobbelt mengde gass produsert i R5 og R6 sammenlignet med R7 og R8. Det ble en umiddelbar endring i R7 etter bytte av slange, der gassstillingen kom opp på nivå med R5 og R6, mens R8 ikke økte telletallene i like stor grad.

Fra 23/11 ble GCen koblet til, som målte sammensetningen av gassen fortløpende.

Gassammensetningen vil også indikere om det er samme prosessene som foregår i alle reaktorene.

2/12 ble gasstelleren til R8 bytta ut, og fra 3/12- 5/12 var gassproduksjonen på et jevnt nivå, der forskjellen i tallene kan variere noe selv under like forutsetninger. Det er innenfor naturlige svingninger (Callaghan, Wase et al. 2002).

7.3 Forsøksfase 1, fra 12. desember til 2. februar

7.3.1 Forsøksoppsett

Hensikten med forsøksfase 1 var å beregne biogassutbytte fra ett gårdsanlegg der man går ut ifra at de har fast tilgang på kugjødsl som de vil bruke i biogassproduksjon og matavfall er den variable delen av forsøket. Med et slikt forsøksoppsett er det ikke mulig å fikser oppholdstiden, slik at ved økt organisk belastning får man redusert oppholdstid i reaktoren. Det var også ønskelig å ha en reaktor med rent kugjødsl som substrat, siden det ville gi en referanseverdi på ett gårdsanlegg som bare vil benytte seg av egne ressurser. Organisk belastning ble beregnet etter TS og VS analyser av kugjødsla og matavfallet. For å dekke spekteret av organiske belastninger som var ønsket over to forsøksperioder ble det valgt å bruke organiske belastninger nærmest mulig heltall oppover fra 2 – 9 g(VS)/(dag*dm³(reaktorvolum)). Den organiske belastningen fra kugjødsla gav seg selv, siden det der skulle inn en fastsatt mengde, og den organiske belastningen ble 1,82 g(VS)/(dag*dm³(reaktorvolum)). Alle data for de ulike reaktorene er presentert i Tabell 7-1, der man kan lese hvor stor masse som de ulike reaktorene fikk fra ulikt substrat, samt organisk belastning og oppholdstid dette gir. For å få best mulig resultater var det ønskelig å drive forsøket i tre ganger oppholdstiden, det ble da tatt utgangspunkt i en gjennomsnittlig oppholdstid på 20 dager.

Tabell 7-1 Viser prosent matavfall, masse inn av fra de ulike substratene, organisk belastning og oppholdstid i de ulike reaktorene for første forsøksserie.

	Prosent matavfall	Masse matavfall	Masse ku-møkk	Organisk belastning	Oppholdstid
	[%]	[g]	[g]	[g(VS)/(dag*dm ³ (reaktor))]	[dag]
R5	0	0	580	1,82	25,33
R6	14,6	99,5	580	2,98	21,62
R7	24,5	188	580	4,01	19,13
R8	32,2	274,9	580	5,02	17,18

7.3.2 Organisk belastning

Den reelle organiske belastningen ble ikke helt lik den planlagte, dette skyldes nye partier med substrat som hadde små forskjeller i TS og VS innhold i forhold til opprinnelig substrat. Da må det velges om man vil holde på hydrauliske oppholdstida, HRT, eller OLR. Det ble ikke utført TS og VS test

i forkant på gjødselen som ble benyttet fra oppstart til 8. februar, uke 10. Det ble da benyttet samme mengde kugjødse. Matavfallet hentet på Tom ble benyttet fram til 3. mars, og nytt matavfall fra og med 4. mars. På denne tiden var det ikke tilgjengelig analyseverktøy til bestemmelse av TS og VS, det ble derfor gjort på samme måte som over, benyttet samme mengde, for å holde HRT konstant. I stabiliseringsperioden og første forsøksperiode var det ikke noe problem, da det ble benyttet samme substrat gjennom hele perioden, se Tabell 7-2.

Tabell 7-2 Organisk belastning brukt i R5-R8 fra uke 1 til 9.

Substrat inn i reaktor			
	Uke	Spesifikk OLR [g(VS)/(dag*liter)]	Standardavvik [g(VS)/(dag*liter)]
R5	1-9	1,833	0,019
R6	1-9	2,993	0,029
R7	1-9	4,026	0,036
R8	1-9	5,039	0,041

7.3.3 Daglige rutiner

For å få en jevnest mulig gassproduksjon skulle reaktorene mates med nytt substrat hver dag. Det var også ønskelig å gjøre dette til samme tid hver dag så langt det lot seg gjøre for at produksjonene skulle få likest mulige betingelser. Et annet poeng for å gjøre alt så likt som mulig var å ha faste rutiner på labben. Under følger labbrutinene fra første forsøksserie.

Første oppgave var å sette opp omrøringen i alle reaktorene til 60 Hz, dette for å komme nærmest approksimasjonen om tilnærmet perfekt blanding i en CSTR reaktor.

- Deretter var det å finne fram prøveflasker og merke disse med reaktornummer, dato og signatur.
- Skru av omrøringen for å skrive ned gassproduksjon siste døgnet i labboken, for så å skru den på fult igjen.
- Hente substratet fra kjølerommet
- Hente fire literskanner, ei 4 literskanne og ett målebeger på 1 liter

Deretter følger to repetisjoner av følgende rutiner først for R5 og R6 siden for R7 og R8.

- Åpne innmatningsventilen i toppen og tappe av total mengde som skal ut av reaktoren jamfør Fylle 500 g biorest fra hver reaktor helles på prøveflaske mandag og torsdag, i tillegg 80 g på lita prøveflaske de andre dagene i uka, dette blir satt rett inn på fryserom som holder -18 °C.
- Resterende biorest som skal ut av reaktoren helles ut i avløp
- Substratet måles opp i vekt, og måles inn med en usikkerhet på ± 2 g i de to literskannene som ikke er brukt til biorest

- Tabell 7-3, pluss ca 2 dl. Dette tappes fra ventilen i bunn som har innløp midt i reaktoren.
- Skru av omrøringa
- Fyll 500 g biorest fra hver reaktor helles på prøveflaske mandag og torsdag, i tillegg 80 g på lita prøveflaske de andre dagene i uka, dette blir satt rett inn på fryserom som holder - 18 °C.
- Resterende biorest som skal ut av reaktoren helles ut i avløp
- Substratet måles opp i vekt, og måles inn med en usikkerhet på ± 2 g i de to literskannene som ikke er brukt til biorest

Tabell 7-3 Masse biorest ut av reaktoren hver dag.

Reaktor	Masse ut fra reaktor
	[g]
R5	580
R6	679,5
R7	768
R8	855

- Substratet fylles på reaktoren, resten av substratet vaskes ut med bioresten som ble tappet for mye, ca 2 dl
- Når nivået i innmatningsrøret er på høyde med nivået av substrat i reaktoren stenges ventilen
- Omrøringen settes på 20,0 Hz

7.4 Forsøksfase 2, 2. februar – 22. mars.

Ut fra første forsøksserie ble den slutningen trukket at kapasiteten på gasspumpene måtte oppgraderes kraftig, ettersom det har vært problemer med flere gasstellere på samme reaktor. Det ble derfor installert tykkere slange i gasspumpene, og kapasiteten på hver pumpe økte med en faktor på tre. Selv med denne kapasitetsøkningen måtte det brukes to pumper på R8.

Hensikten med å ha to forsøksfaser var muligheten til å undersøke flest mulige organiske belastninger i reaktorene. Da det i første forsøksserie ble benyttet organisk belastning på 1,8, 3, 4 og 5 g(VS)/(dag*dm³(reaktorvolum)), i andre forsøksserie skulle man fortsette på 6, 7, 8 og 9 g(VS)/(dag*dm³(reaktorvolum)). Det var ett problem med å fortsette på samme forsøksoppsett som tidligere. Ved fortsatt å ha fast mengde kugjødsele ville oppholdstida i reaktoren bli svært liten, og ettersom bakteriekulturen må formeres for å holde oppe gassproduksjonen, var det ikke ønskelig. Selv om forsøksoppsettet da ser litt annerledes ut, med en fiksert oppholdstid på 17 dager, og økende organisk belastning. Oppholdstida ble fiksert på 17 dager for å ha en direkte sammenlignbar oppholdstid med R8 i første forsøksserie. Tabell 7-4 viser forholdet mellom innmatning av substrat til de ulike reaktorene. For å få en best mulig overgang fra forsøksserie 1 ble den organiske belastningen i alle reaktorene økt med om lag 4 g(VS)/(dag*(reaktorvolum)). Da fikk alle reaktorene den samme økningen i organisk belastning og man kan gå ut ifra at de vil respondere temmelig likt.

Tabell 7-4 Masse matavfall og gjødsele som skal mates inn i hver reaktor pr dag, viser også organisk belastning og oppholdstid i reaktorene.

	Volumprosent matavfall	Masse matavfall	Masse kugjødsele	Organisk belastning	Oppholdstid
	[%]	[g]	[g]	[g/(dag*dm ³ (reaktor))]	[dag]
R5	45 %	386	478	6,001	17,00
R6	58 %	503	361	6,9994	17,00
R7	72 %	620	244	7,998	17,00
R8	85 %	738	126	9,0048	17,00

7.4.1 Organisk belastning

I andre forsøksperiode ble det mye større variasjon, da det ble bytte til ny kugjødsele etter en uke, og nytt matavfallet etter fire uker. Det førte til en variasjon i organisk belastning, som gjør det vanskelig

å få stabile resultater. Organisk belastning i hver reaktor er vist i Tabell 7-5, der blir det vist at OLR varierer fra 5,91 til 6,151 i R5-2, til å variere fra 8,583 til 9,044 i R8-2, det gir en relativ variasjon i gjennomsnittsverdiene på henholdsvis 3,9 og 5,1 % av organisk belastning. De andre reaktorene har en variasjon av organisk belastning, som ligger mellom disse.

Tabell 7-5 Organisk belastning for forsøksperiode 2, i reaktor R5-2 til R8-2 fra uke 10 til 16.

Substrat inn i reaktor			
	Uke	Spesifikk OLR	STDV
		[g(VS)/(dag*liter)]	[g(VS)/(dag*liter)]
R5-2	10	6,013	0,049
R5-2	11-13,	6,151	0,046
R5-2	14-16	5,910	0,039
R6-2	10	7,008	0,058
R6-2	11-13,	7,113	0,056
R6-2	14-16	6,798	0,047
R7-2	10	8,004	0,067
R7-2	11-13,	8,074	0,066
R7-2	14-16	7,687	0,054
R8-2	10	9,007	0,077
R8-2	11-13,	9,044	0,076
R8-2	14-15	8,583	0,062

7.4.2 Daglige rutiner

Daglige rutiner for innmatning ble fulgt som beskrevet i 7.3.2, bortsett fra to faktorer:

- Nytt blandingsforhold mellom matavfall og kugjødse, her ble Tabell 7-4 brukt
- Det ble bare tatt ut prøver mandag og torsdag, men da i både 0,5 liters flasker og i 80 ml flasker

Fra og med 22/2 ble det innført nye rutiner for innmatning på laboratoriet, på grunn av brannen. Brannen og komplikasjonene den medførte er nærmere beskrevet i kapitel 8.

7.5 Påfylling av vann

Underveis i forsøket ble det observert at nivået i reaktorene sank, dette kan ha mange årsaker, som vil bli drøftet i diskusjonen. For å holde fyllingsgraden på tilnærmet 15 liter, ble det fylt på vann da det var behov for dette. Det ble fylt på vann fire ganger i løpet av hele perioden med reaktorforsøk, om lag en gang i måneden. Ved påfylling ble omrøring i reaktorene stoppet, det ble målt fyllingsgrad ved hjelp av tommestokk, deretter ble det fylt på vann med temperatur på om lag 37 °C.

Vannmengden ble bestemt manuelt, og påfyllingen av vann ble stoppet da nivået i reaktoren kom opp til 23,8 cm.

8 Brann på labben

8.1 Sikkerhetsrutiner etter brannen

For å unngå personskader som følge av mye svevestøv/aske inne i bygningen etter brannen ble det gitt påbud om bruk av heldekkende overtrekksdress samt gassmaske, Figur 8-1 viser hvordan laboratoriet så ut etter brannen og forskriftsmessig oppklødning. Brannvarslingssystemet var satt ut av spill, det samme gjaldt gassdetektorene som skulle varsle om gasslekkasjer på laboratoriet.



Figur 8-1 Oppklødning etter de nye sikkerhetsforskriftene på laboratoriet. Foto: Magnus Gjetmundsen.

Ventilasjonssystemet var stengt ned for å spre minst mulig aske til andre deler av bygget, det ble derfor gitt instruksjoner om at det bare var lov å oppholde seg på labben mellom kl 08:00 og 16:00 i vanlige ukedager. Dette var spesielt viktig de første dagene etter brannen, da forsøket måtte omlokiseres.

8.1 Bytte av reaktorer.

Etter pålegg fra laboratorieansvarlig måtte reaktortypen som var blitt benyttet inntil brannen byttes ut med en annen type som ikke hadde eksternt varmebelte. Det var fire nymonterte reaktorer tilgjengelig som hadde varme i bunnplaten, men de var ikke samkjørt med en innkjøringsfase. Først ble det funnet fram to 5 liters kanner til å tappe av innholdet i reaktorene med, deretter ble alle reaktorene satt til full omrøring, 60 Hz på hastighetsregulatoren, dette gikk i fem minutter før det ble tappet av fra første reaktor. Det er to kuleventiler i bunnen av hver reaktor, en som tapper av gjennom ett rør fra midten av reaktoren og en som tapper av fra bunnen. Først ble det tappet fra røret i midten til nivået av inokulumet hadde sunket til under inntaket, deretter ble bunneventilen

benyttet til alt inokulumet var ute, for å forsikre at alt var kommet ut ble det til slutt tappet fra første ventilen igjen, siden det hadde sprutet noe inokulum opp i det etter sist tømming. Alt inokulumet ble fortløpende fylt over på ny reaktor. Den samme prosedyren ble repetert for alle reaktorene.

I prosessen ved å bytte reaktorer har alt inokulumet blitt tappet av og fylt på ny reaktor, dette har ført til at det er blandet inn en del luft som kan virke inhiberende, siden selve utråtningen skal skje anaerobisk. Den andre store svakheten med å bytte over i nye reaktorer er at en del av inokulumet ble værende igjen i de gamle. Det var ikke mulig å skylle utav dem på en tilfredsstillende måte, og for å ha samme feil i alle ble det de ikke skylt utav i det hele tatt.

Gasspumpene ble deretter flyttet over på de nye reaktorene. GCen måtte sendes til rens sammen med de fleste andre av analyseredskapene, derfor ble det ikke lenger målt gassammensetning kontinuerlig.

8.2 Flytting av reaktorene

Freitag 15. februar ble det gitt beskjed fra laboratorieansvarlig om at biogasslaboratoriet ikke kunne brukes i helga, og at all strømmen skulle bli kuttet fra elektriske maskiner siden det ikke var fungerende brannvarsling i labben.

Reaktorene ble isolert etter beste evne, med to lag skumplast rundt hver, slik at de kunne holde på temperaturen lengst mulig.

Mandag 18. februar ble laboratoriet åpnet igjen for tilsyn, temperaturen i reaktorene var da sunket til 24 °C, som øker risikoen for at reaktorene går sure. De syredannende bakteriene tåler lavere temperaturer enn de metanogene bakteriene, og derfor kan reaktorene bli sure ved lave temperaturer(Weiland 2010).

Tirsdag 19. februar ble det hentet en liten container, kaller den for ei bu, fra Tomb. Dette er IMT sin bu, den har stått på Tomb for oppbevaring av måleutstyr, men ble ikke brukt. Bua ble plassert på utsiden kjellerinngangen til biogasslaboratoriet, slik at det ikke skulle være noe farlig om det begynte å brenne, vist i Figur 8-2. Inne i bua ble det akkurat plass til tre reaktorer langs langveggen og en reaktor ved innerste kortvegg. Bua er isolert, men det trekker fra døra og fra lufteluke oppe med taket. Reaktorene ble stående inne på biogasslabben en dag til, uten varme, siden bua ikke ble ferdig før utpå ettermiddagen.



Figur 8-2 Den nye biogassbua, de fire nye reaktorene ble plassert i bua, og det ble montert avtrekksvifte og varmeovn.
Foto: Magnus Gjetmundsen.

Onsdag 20. februar ble alle reaktorene flyttet ut i bua, og det ble koblet opp en vifteovn på 2000 W for å få temperaturen i bua og reaktorene opp fortest mulig. Temperaturen i rektorene da de ble satt inn i bua var på 22 °C, samme ettermiddag hadde de kommet seg opp på vanlig driftstemperatur på 37 °C. Det ble tappet prøver som ble kjørt bort på Bioforsk labben, og analysert der. Resultatene på pH målingene er vist i Tabell 8-1, der man kan se at alle reaktorene har en pH innenfor det normale (Capela, Rodrigues et al. 2008, Marañón, Castrillón et al. 2012). På bakgrunn av fin pH startet matingen av reaktorene opp igjen.

Tabell 8-1 pH målt i reaktorene 20/2-13, før ny innmatning av substrat etter opphold på 5 dager, med ett temperaturdrøpp i reaktorene fra 37 °C til 22 °C og tilbake igjen til 37 °C.

Reaktor	R5	R6	R7	R8
pH	7,92	7,90	7,88	7,89

8.3 Avslutning av laboratorieforsøk

22. mars hadde to av reaktorene R6 og R8 allerede gått begynt å inhibere for en stund siden, og R8 hadde ikke blitt matet siden 12. mars da det bobla biorest ut i gasspumpa. Bioresten var da oljeaktig og tyktflytende, noe som førte til skumdannelse i reaktoren. Dagen da gasspumpa stoppet ble det stort overtrykk i reaktoren. Da gassledningen ble fjernet fra toppen sprutet det biorest rett opp i taket og regnet ned i hele biogassbua. Forsøket ble da ikke videreført.

9 Analyser og analysemetoder

9.1 TS og VS

TS og VS analyser ble gjennomført etter prosedyrer beskrevet i *Standard methods for the examination of water and wastewater* 1985 metode 209 a og d (APHA., AWWA. et al. 1985). Utstyret som ble benyttet var aluminiums beger til prøvene, vekt med nøyaktighet på 0,0001 g, ovn som holder 105 °C og en ovn som kunne varmes opp til 550 °C.

- Først måler man vekten til begeret
- Deretter tilsetter man 80 – 120 g substrat eller biorest og veier inn på nytt
- Prøvene settes i ovn på 105 °C i 24 timer, de er da per definisjon uten vann, og veies i avkjølt tilstand
- Til slutt settes de i ovn som varmes opp til 550 °C og holder den temperaturen i 2 timer, for deretter å kjøles ned. Her skal alt organisk materiale brenne opp, og bare askeresten være igjen, og sluttvekten veies.

Formler for beregning av TS og VS er beskrevet under kapittel 10 som Formel 10-1 og Formel 10-2.

9.2 pH

Måleinstrumentet som ble benyttet til pH analyser var Thermo Scientific pH elektrode, før målingen av pH i bioresten ble analysert ble måleinstrumentet kalibrert. Kalibreringen ble gjennomført med tre standardbuffer løsninger med pH på henholdsvis 4,01, 7,00 og 10,01. Deretter ble alle prøvene ristet grundig før måling av pH, det ble foretatt 3 separate pH målinger av hver prøve. Grunnen til at det var ønskelig med 3 målinger fra hver prøve er at det da er mulig å finne standardavvik i prøven.

9.3 Ammonium

For å bruke instrumentet Thermo Scientific Orion Ammonia Electrode må bioresten tynnes ut med en ione stabiliserende væske, ISA, ionic strength adjustment buffer. ISA væsken ble blandet til som beskrevet i manualen til instrumentet. Først tok man en 500 ml destillert vann i en flaske, tilsatte så 28,7 ml vannfri eddiksyre i vannet, målte opp 53,6 g magnesium acetat og tilførte til blandingen, før man til slutt fylte opp med vann til det ble 1 liter samlet ISA. Prøvene med biorest skal tilføres 1:10 ISA, før de kan analyseres med Thermo Scientific ammoniums elektrode. Alle prøvene ble temperert til romtemperatur før analyse.

10 Formler til beregninger

10.1 TS og VS

Formelen for å regne ut TS innholdet kan skrives som Formel 10-1:

$$TS [\%] = \frac{M_{tørr} - M_{begeer}}{M_{våt} - M_{begeer}} * 100 \% \quad \text{Formel 10-1}$$

Formel for beregning av VS innhold er vist i Formel 10-2

$$VS[\%] = \frac{M_{tørr} - M_{aske}}{M_{våt} - M_{begeer}} * 100 \% \quad \text{Formel 10-2}$$

TS[%] - Tørrstoff prosent av total prøve

VS[%] - Volatile solids prosent av total prøve

M_{begeer} - Massen til begeret

$M_{våt}$ - Massen til prøven, før tørking

$M_{tørr}$ - Massen til prøven etter tørkning

M_{aske} - Massen til prøven etter utbrenning

10.2 Gassutbytte

Andel VS som blir konvertert i biogassreaktoren gir virkningsgraden η .

- η -- virkningsgrad
- C_0 – VS i % av substratet
- C_e – VS i % av bioresten
- m_0 – massen til substratet
- m_e – massen til bioresten
- y – spesifikk gassproduksjon
- y_{max} – maksimal gassproduksjon
- r_a -- reaksjonsrate
- k -- reaksjonsratekonstant
- ρ_0 – tetthet til substratet
- ρ_e – tetthet til bioresten

Formel 10-3 viser teoretisk virkningsgrad til en biogassreaktor, der man ser på andel VS som blir brutt ned, VS tilført minus VS ut av reaktor, dividert på VS tilført.

$$\eta = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \quad \text{Formel 10-3}$$

Ved hjelp av Formel 10-3 er det logisk at gassproduksjon y må være produktet av teoretisk maksimumsproduksjon, y_{max} , og virkningsgrad η , som vist i Formel 10-4.

$$y = y_{max} * \eta \quad \text{Formel 10-4}$$

Setter man sammen Formel 10-3 og Formel 10-4 og løser ligningen med hensyn på maksimal teoretisk gassproduksjon får man Formel 10-5.

$$y_{max} = y * \frac{C_0}{C_0 - C_e} \quad \text{Formel 10-5}$$

Mähnert og Linke 2009 har utledet en formel for biogassproduksjon ved hjelp av første ordens reaksjonsrate og ser på reaksjonsratekonstanten, k , for å beskrive hastigheten i biogassproduksjonen (Mähnert and Linke 2009). I oppgaven vil det være interessant å se på k – verdier for de ulike blandingsforholdene av kugjødsel og matavfall. Derfor vil utledningen bli gjennomgått og beskrevet stegvis.

Førsteordens reaksjon er en modell der man går ut ifra at raten som substrat blir konvertert i, $-r_a$, avhenger proporsjonalt med reaksjonsratekonstanten, k , og konsentrasjonen av substratet, C_0 , Formel 10-6. Ordenen til reaksjonen navngis ut fra potensen til C_0 , og finnes eksperimentelt (Fogler 2005).

$$-r_a = k * C_0 \quad \text{Formel 10-6}$$

Massebalanse til organisk materiale i en biogassreaktor kan beskrives som masse VS inn – masse VS ut – masse gass = 0.

Setter man det opp på med symboler kan det skrives som Formel 10-7.

$$m_0 * c_0 - m_e * c_e - m_G = 0 \quad \text{Formel 10-7}$$

Massen av gass produsert kan også beskrives som Formel 10-8, volumet i reaktoren multiplisert med tettheten til bioresten og en reaksjonsrate, $r(c)$, som gassen blir produsert med. Tettheten til bioresten vil være det samme som tettheten inne i reaktoren ved å anta en ideell CSTR reaktor med komplett blanding.

$$m_G = V_R * \rho_e * r(c) \quad \text{Formel 10-8}$$

Ved å anta førsteordens reaksjon med reaksjonsratekonstant k , Formel 10-9, volumet til reaktoren kan beregnes ut fra m_0 , c_0 og OLR, Formel 10-10, og m_G kan bli skrevet som Formel 10-11.

$$r(c) = k * c_e \quad \text{Formel 10-9}$$

$$V_R = \frac{m_0 * c_0}{OLR} \quad \text{Formel 10-10}$$

$$m_G = \frac{m_0 * c_0}{OLR} * \rho_e * k * c_e \quad \text{Formel 10-11}$$

Biogassproduksjonen kan også skrives som gassproduksjonen multiplisert med VS(g) inn og tettheten til gassen, Formel 10-12.

$$m_G = y * m_0 * c_0 * \rho_G \quad \text{Formel 10-12}$$

Setter man sammen Formel 10-11 og Formel 10-12, og løser med hensyn på y får man Formel 10-13.

$$y = \frac{c_0}{OLR} * \frac{\rho_e}{\rho_G} * k * \frac{c_e}{c_0} \quad \text{Formel 10-13}$$

Så langt er det gjengitt hva Mähnert og Linke 2009 har kommet fram til. Men ut ifra data fra forsøkene kan det gjøres forenklinger videre som ikke blir analoge med Mähnert og Linke 2009. Hovedforskjellen blir at de har tatt utgangspunkt i forenklingen der $\frac{c_e}{c_0} = \frac{y_{max} - y}{y_{max}}$ og kommet fram til Formel 10-14, der $\bar{k} = k * \frac{\rho_e}{\rho_G}$. Ved å forkorte direkte fra Formel 10-13 kan man komme fram til ett annet uttrykk for \bar{k} Formel 10-15.

$$y = \frac{c_0}{OLR} * \bar{k} * \left(\frac{y_{max} - y}{y_{max}} \right) \quad \text{Formel 10-14}$$

$$\bar{k} = \frac{y}{c_e} * OLR \quad \text{Formel 10-15}$$

For å finne y(OLR) kan man rokkere på Formel 10-15, og får ut Formel 10-16 hvis y samles på ene siden og man uttrykker alt annet med konstantene \bar{k} , c_0 og y_{max} .

$$y = y_{max} * \frac{\bar{k} * c_0}{\bar{k} * c_0 + y_{max} * OLR} \quad \text{Formel 10-16}$$

Resultater og diskusjon

11 Oppsett av resultater og diskusjon

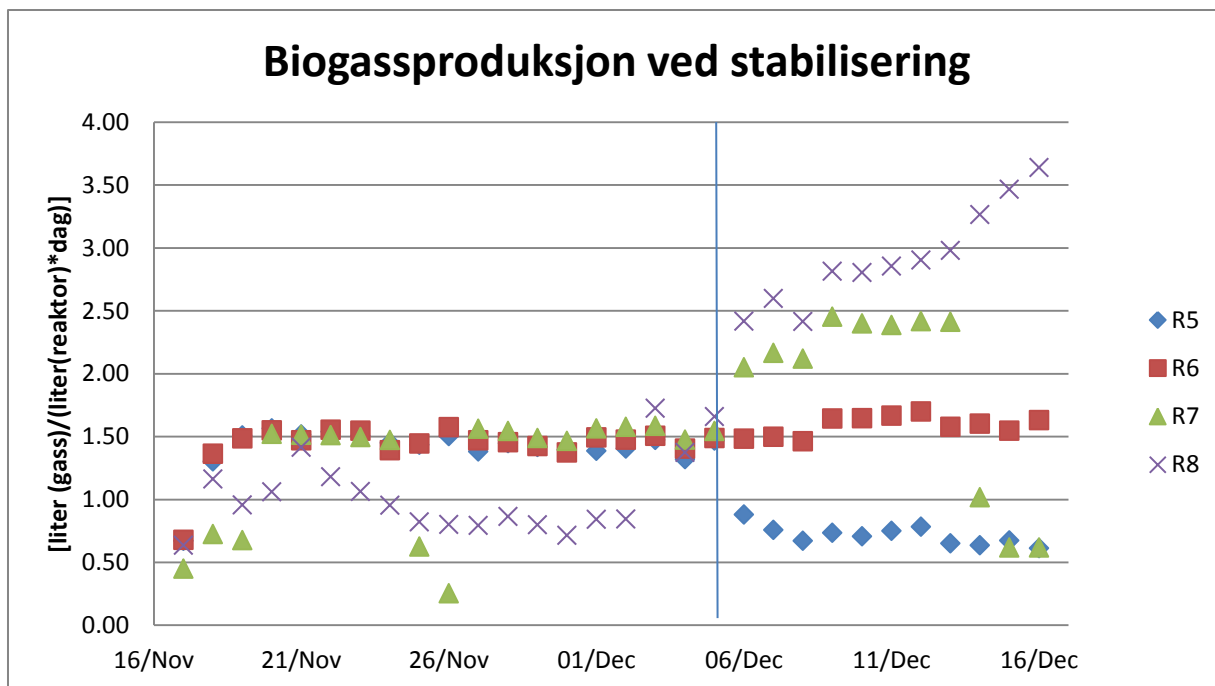
Resultatene blir i hovedsak presentert etter ukenummer, da prøver til analyse ble tatt en gang i uken mens både gassammensetning og gassproduksjon ble målt hver dag. I Tabell 11-1 viser oppsettet som blir brukt i oppgaven, med ukenummer der uke 1 er starten av første forsøksserie, den varer til uke 9. Andre forsøksserie går fra uke 10 – 16, mens stabiliseringsperioden ble det bare analysert data for i en uke, uke 0, mens det er data for gassproduksjon tilbake til 17. november.

Tabell 11-1 Oppsett for prøver med dato prøvene er tatt, hvilke ukenummer de hører til, periode for gassmåling og gassammensetning, nummerert fra uke 0 - 15.

Uke nr	Prøvedato	Dato	
		Fra	Til
0	29.11.2012	26.11.2012	02.12.2012
1	06.12.2012	03.12.2012	09.12.2012
2	13.12.2012	10.12.2012	16.12.2012
3	21.12.2012	17.12.2012	23.12.2012
4	28.12.2012	24.12.2012	30.12.2012
5	04.01.2013	31.12.2012	06.01.2013
6	10.01.2013	07.01.2013	13.01.2013
7	17.01.2013	14.01.2013	20.01.2013
8	24.12.2013	21.01.2013	27.01.2013
9	31.03.2013	28.01.2013	03.02.2013
10	07.02.2013	04.02.2013	10.02.2013
11	14.02.2013	11.02.2013	17.02.2013
12	22.02.2013	18.02.2013	24.02.2013
13	28.02.2013	25.02.2013	03.03.2013
14	07.03.2013	04.03.2013	10.03.2013
15	14.03.2013	11.03.2013	17.03.2013
16	18.03.2013	18.03.2013	24.03.2013

12 Innkjøringsfase

Forsøket ble startet opp med en stabiliseringsfase, der formålet var å stabilisere driften i reaktorene med hensyn på gassproduksjon, ved like betingelser. Fra 16. november fram til 5. desember ble det foretatt målinger av biogassproduksjon, ved lik organisk belastning på alle reaktorene. Den organiske belastningen som ble benyttet var lik som på biogassanlegget ved Tomb landbruksskole. Inokulumet ble hentet på Tomb, der benyttet de 14 % matavfall og 86 % kugjødse. Det gir en organisk belastning på 2,934 g(VS)/(l reaktorvolum*dag). Reaktorene har aktivt volum på 15 liter.



Figur 12-1 Biogassproduksjon i reaktor R5-R8 fra 17. november til 16. desember. Innkjøringsfasen ble avsluttet 5. desember som indikert ved den vertikale linjen.

Figur 12-1 viser biogassproduksjonen i reaktor R5-R8 fra innkjøringsfasen startet 16. november til 16. desember, som var tidlig i første forsøksserie. Dette for å illustrere avvikene i innkjøringsfasen, samt når reaktorene begynte å vise verdier som var tilnærmet like. Fra 3 – 5. desember var det en gjennomsnittlig biogassproduksjon på $1,535 \pm 0,117$ liter gass per liter reaktorvolum, per dag, $[l/(l \cdot \text{dag})]$, for alle reaktorene. Det er en relativ forskjell på 7,6 %, men må kunne sies og være stabilisert på likt nivå.

Det ble foretatt en måling av TS og VS 29. november for å se på sammensetningen til bioresten, vist i Tabell 12-1. Bioresten har ett gjennomsnittlig TS innhold på 5,340 %. De største avvikene ligger på +0,108 og -0,056 % poeng, det gir en relativ usikkerhet på 2,0 %. Dette fører til at usikkerheten i målingene er større enn største avvik i serien, og man kan si at de har tilnærmet lik konvertering av substrat, noe som indikerer at de er sammenlignbare ved oppstart av første forsøksserie.

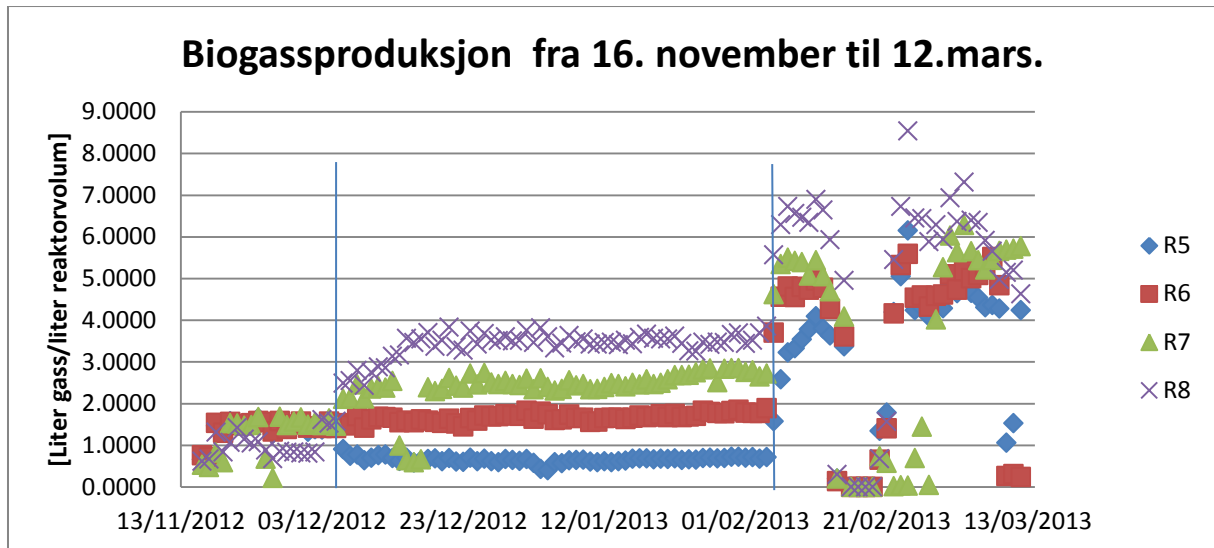
Tabell 12-1 TS og VS til bioresten fra R-5 til R-8 i uke 0, som er siste uke før første forsøksserie blir igangsatt.

Biorest ut av reaktor					
Uke		Snitt TS [%]	Snitt VS [%]	STDV TS	STDV VS
0	R5	5,382	3,749	0,064	0,055
0	R6	5,284	3,669	0,062	0,055
0	R7	5,248	3,639	0,037	0,031
0	R8	5,448	3,803	0,076	0,064

13 Gassproduksjon

Gassproduksjonen blir framstilt i Figur 13-1, der er gassproduksjon i liter gass per liter reaktorvolum plottet mot dato. Dette er en oversiktsfigur som viser alle målepunktene og man ser perioder med stabil drift, spesielt i første forsøksperiode. Det er lett å se når det er avvik i gassproduksjonen, eller i

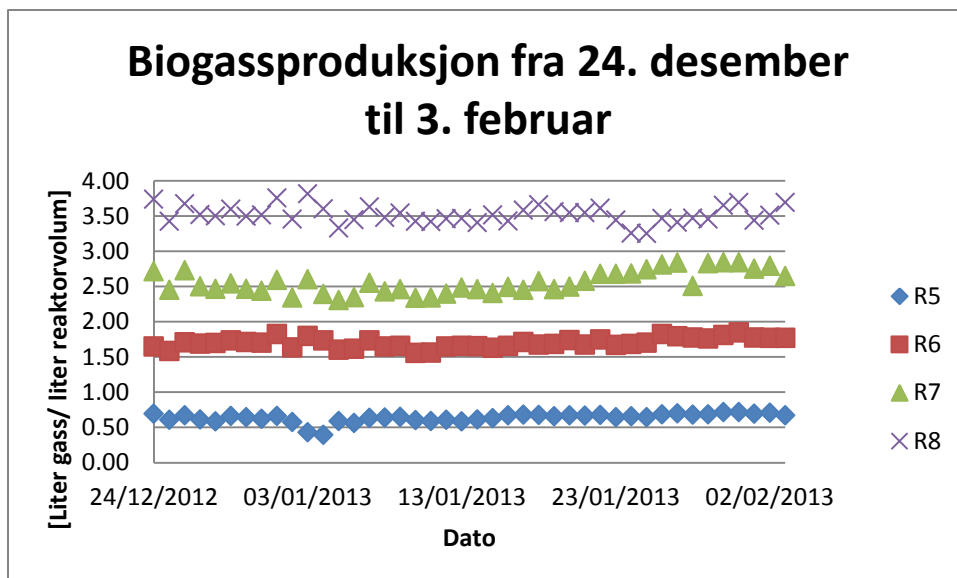
gassmålingene. Det er mange store avvik i andre forsøksperiode, og noen avvik i innkjøringsperioden. Første forsøksserie derimot går stort sett jevnt og fint. Noen trendlinjer kan også anes, det er tydelig at det tar noe tid fra man endrer mengde tilført substrat til responsen i gassproduksjon stabiliserer seg. Det andre som er veldig tydelig i overgangen mellom første og andre forsøksserie, er veldig rask respons i systemet. Fra dagen man tilfører ekstra substrat tar det veldig kort tid før det blir produsert mer biogass. Dette viser fleksibiliteten i systemet, og at biogassreaktoren kan produsere store mengder gass på kort varsel, være et fleksibelt system.



Figur 13-1 Viser gassproduksjon fra 16. november til 12. mars som er hele driftsperioden til reaktorene. Samtidig indikerer de vertikale strekene perioden for innkjøring, første og andre forsøksserie.

13.1 Biogassproduksjon første forsøksserie, uke 1-9.

I første forsøksserie ser man ut fra Figur 13-1 at det er stabil gassproduksjon på alle reaktorene etter en stabiliseringsfase. Det er også noen få avliggerer som forkludrer bilde noe, men i det store og hele er det stabil produksjon av biogass. For å se nærmere på første måleserie blir det presentert ett snitt av Figur 13-1, som tar for seg den mest stabile perioden i første forsøksserie, fra 24. desember til 3. februar. Snittet er vist i Figur 13-2 der man kan se produksjonen av biogass per reaktorvolum for reaktor R5 – R8 i perioden 24. desember til 3. februar, som tilsvarer fra og med uke 4 til og med uke 9.



Figur 13-2 Biogassproduksjon i liter biogass per liter reaktorvolum, for R5- R8 fra 24. desember til 3. februar

Gassproduksjonen som gjennomsnittsverdier for hver uke i første forsøksperiode, Tabell 13-1, gir det samme bilde som Figur 13-2. Uke 1 har store variasjoner i alle reaktorene, som gir utslag på standardavviket, mens R5 og R6 stort sett stabiliserer seg etter uke 1. R7 og R8 derimot har høy usikkerhet helt til uke 4 hvor de har omtrent samme relative usikkerhet som R5 og R6.

Tabell 13-1 Biogassproduksjon i reaktor R5 – R8 gjennom hele første forsøksperiode.

Uke	Biogassproduksjon [l/l]				Standardavvik			
	R5	R6	R7	R8	R5	R6	R7	R8
1	1,043	1,498	1,913	2,138	0,355	0,104	0,382	0,544
2	0,685	1,616	1,697	3,113	0,068	0,055	0,909	0,310
3	0,640	1,555	2,155	3,514	0,039	0,065	0,668	0,199
4	0,641	1,683	2,553	3,565	0,039	0,050	0,120	0,110
5	0,549	1,703	2,432	3,560	0,099	0,090	0,121	0,174
6	0,616	1,639	2,430	3,489	0,026	0,061	0,077	0,074
7	0,658	1,678	2,478	3,529	0,025	0,038	0,052	0,089
8	0,668	1,729	2,716	3,427	0,020	0,062	0,089	0,135
9	0,697	1,788	2,745	3,560	0,018	0,031	0,125	0,116

13.1.1 Avvikspunkter i gassmålingen

Ved mating av R8 12/12 ville ikke substratet synke ned i materøret ved innmatning, fordi gassproduksjonen var høyere enn gasspumpe kunne pumpe ut. Det førte til en oversvømmelse i R8, fordi den stod uten tilsyn i en time med innmatningsventilen åpen. Tidligere hadde det fungert å la reaktorene få litt tid hvis nivået på substratet ikke sank, det var ikke nok denne gangen. Substrat fra R8 hadde blitt presset ut av reaktoren igjen og det var om lag ett par dl som hadde flommet ut. For å unngå samme problem igjen ble det montert på en ekstra gasspumpe på R8. Ved måling av trykk i de resterende reaktorene ble det funnet at R5 og R6 lå på 1-2 mBar noe som var som forventet mens R7 hadde overtrykk på 84 mBar. Et så høyt trykk er ikke heldig da vil det bli større usikkerhet i gassmålingene, siden trykket øker, og det konstante volumet som blir pumpet ut vil inneholde flere

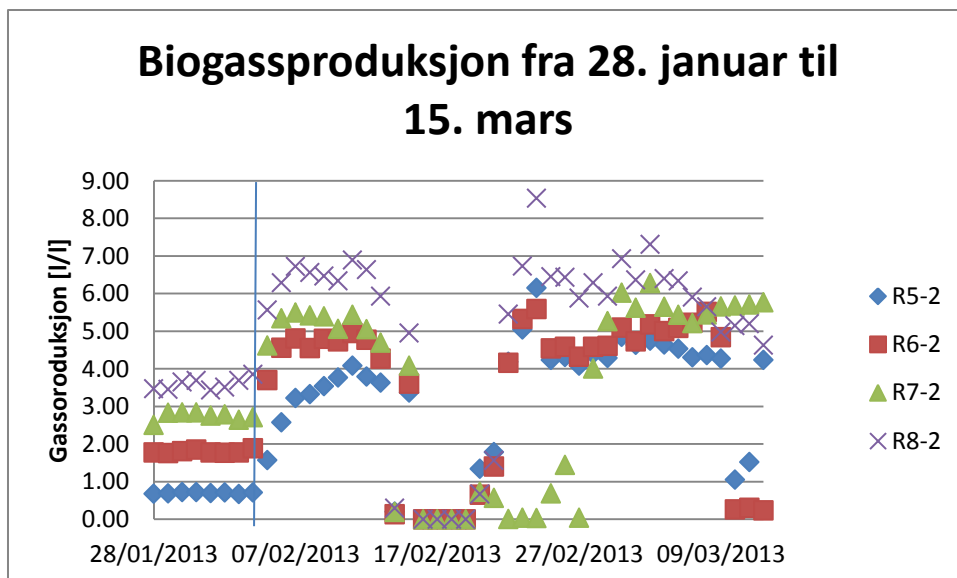
gassmolekyler enn de andre pumpene. Det ble observert for høyt trykk i ca 4 timer, det var ikke flere gasspumper tilgjengelig derfor ble det ikke satt inn ny pumpe umiddelbart.

14/12 ble det montert på ekstra gasspumpe på R7, det gav en umiddelbar respons i negativ retning. Gassproduksjonen sank med over 50 % fra tidligere, som førte til mistanke om feil ved måleutstyr. 15/12 ble det tatt prøver fra R6 og R7 ca 70 ml på små glassflasker som ble satt på omrøring i varmeskap. Resultatene fra denne enkle testen viste at det var feil i det mekaniske systemet rundt reaktoren, for trykket som ble målt var høyere i R7 enn i R6, noe som indikerer en frisk bakteriekultur. Det ble undersøkt for lekkasjer, men det ble ikke funnet noen. 17/12 ble den ekstra gasspumpa fjernet fra systemet, og fra og med 18/12 ble det målt fine verdier igjen.

Det montert ekstra gassteller igjen 21/1, dette ble vellykket og det ble registrert noe høyre gassproduksjon på R7 for slutten av fase 1. Måleserien i Figur 13-2 viser at gassproduksjonen i R7 etter 22/1 hadde en økning i gassproduksjonen på rundt 10 % for dagene fra 22/1 til 4/2 sammenlignet med starten av første forsøksserie. Siden det ikke er en lik trend i de andre reaktorene kan man gå ut fra at økningen i gassproduksjon skyldes ny gasspumpe. Som på slutten arbeidet under like trykkforhold som de andre gasspumpene. Selv om det var en signifikant økning i gassproduksjon har ikke denne økningen blitt tatt hensyn til, utover de økte verdiene etter installeringen av ny gasspumpe. Grunnen til at de tidligere verdiene ikke har blitt oppjustert er at dataene som er brukt er justert minst mulig og at det kan være naturlige svingninger i gassproduksjonen. Selv om det er lite trolig at det skal være et naturlig oppsving i gassproduksjonen som korrelerer med installeringen av ny gasspumpe kan man ikke se bort ifra muligheten.

13.2 Biogassproduksjon i andre forsøksserie, uke 10-16.

I andre forsøksserie, som er siste del av Figur 13-1 kan man se at det er svært store svingninger i gassproduksjonen. En hel del av variasjonen kan forklares, men med så stor variasjon er det vanskelig å få entydige svar. Det er mange faktorer som spiller inn, en del det kunne vært gjort noe med, og mange faktorer var ikke mulig å kontrollere. Den organiske belastningen beskrevet i kapittel 7.3.2 kunne vært fiksert, men valget falt på å beholde konstant oppholdstid i stede. Det ble også byttet reaktortype underveis i forsøket, noe som har veldig stor betydning. Strømmen ble stanset til hele labben fra 16. – 19. februar, det ble ikke gitt tillatelse til mating av reaktorene de første dagene etter brannen 13. februar. Brannen er nærmere beskrevet i kapittel 13.2.1.1 og tar for seg flere faktorer som har innvirkning på gassmålingene.



Figur 13-3 Biogassproduksjon fra 28. januar til 15. mars, fra siste uke i forsøksserie 1 og ut forsøksserie 2.

Til tross for en svært varierende gassproduksjon er det en del data som fortsatt kan diskuteres ut fra andre forsøksperiode. Figur 13-3 viser utsnitt av biogassproduksjon fra 28. januar til 15. mars. Dette er fra og med siste uke i forsøksserie 1 og ut forsøksserie 2. Grunnen til å ta med uke 9, var å se på responsen i anlegget. Fra det blir fylt på ny blanding av substrat 5. februar er det en umiddelbar respons i gassproduksjon, den organiske belastningen øker med 4 g VS pr liter reaktor, i alle reaktorene i andre forsøksserie. Responsen er en økt gassproduksjon på om lag 3 l gass per liter reaktorvolum etter 2-3 dager i R6-2 til R8-2, mens R5-2 har en litt svakere respons. Grunnen til en svakere respons i R5-2 er sannsynligvis at i R5 i første forsøksperiode hadde ren kugjødsel som substrat, mens alle de andre reaktorene brukte blanding av matavfall og kugjødsel. Bakteriene var allerede tilpasset matavfallet, og en økning av det hadde ikke like mye å si som å tilføre nytt tilleggssubstrat.

Det store fallet i biogassproduksjon fra 12. februar skyldes brann på labben, som blir tatt opp i eget kapittel 13.2.1.1. Det er også en del indirekte følger av brannen som blir omhandlet i kapittelet som har stor betydning på variasjonen i gassmålingene.

Tabell 13-2 Biogassproduksjon ved reaktor R5-2 til R8-2 ukevis gjennom hele andre forsøksserie, uke 10 – 16.

Uke	Biogassproduksjon [l/l]				Standardavvik			
	R5-2	R6-2	R7-2	R8-2	R5-2	R6-2	R7-2	R8-2
10	2,674	4,147	4,864	5,969	1,136	1,068	0,996	1,003
11	3,017	3,547	3,891	4,941	1,597	1,978	2,126	2,704
12	3,701	3,425	0,277	4,591	2,081	2,271	0,348	3,369
13	4,401	4,638	3,300	6,325	0,260	0,236	2,520	0,353
14	3,990	4,442	5,625	5,960	1,307	1,856	0,336	0,805
15	2,882	0,270	5,740	4,913				

Tabell 13-2 viser gjennomsnittlig produsert biogass uke for uke, og man kan se at det er veldig store variasjoner både i gjennomsnittet og i standardavvikene. Tallene for uke 15 består bare av tall fra to

dager, og har som følger av det ingen standardavvik, da det gir for lite utvalg til å regne standardavvik. Men de er tatt med i Tabell 13-2 og i Figur 13-3 for å vise at gassproduksjonen både i R6-2 og R8-2 faller mot slutten av perioden. Grunnen til at produksjonen faller her er antagelig inhibering av biogassproduksjonen. Bioresten som ble tappet av fikk en annen konsistens og lukt enn det bioresten hadde ut av de andre reaktorene. Avvik i pH og ammoniumkonsentrasjon som grunn for eller resultat av inhibering blir beskrevet nærmere i kapittel 17.

13.2.1 Avvik i gassmåling

12/2 ble det montert en ekstra gasspumpe på R7 og R8 med stor kapasitet. På grunn av brannen kvelden 12/2 var det ikke grunn til å mistenke store avvik som følger av ekstra gasspumpe i R7, før etter gjenoppstart 20/2. Da det var veldig mange mulige feilkilder.

13.2.1.1 Brann på labben

Tirsdag 12. februar kl 20:44 var det brann i biogasslaboratoriet. Reaktorene ble matet som vanlig ettermiddagen 12/2 kl 14:43. Onsdag 13. februar ble det diskutert mye fram og tilbake om biogasslaboratoriet kunne brukes eller ei, det var kommet mye svevestøv/aske over alt. Labben var helt sota ned og alle analyseapparater og datamaskiner hadde stoppet opp. Det var også aske over alt. Selv om mugger og målebeger ble vasket før bruk kan det godt være at det har kommet med aske inn i reaktorene da de har blitt matet. På kvelden onsdag 13. februar ble det åpnet opp for at reaktorene kunne mates, men det var kommet streng anmodning om å bytte reaktortype til en ny variant, som har varme i bunnplaten og ikke bruker varmebelte rundt pleksiglasset. Temperaturen i reaktorene var nede i 33 °C ved mating onsdag. Strømmen ble kuttet under brannslukninga, og gasstallerne fortsatte å gå rundt, men tellingen sluttet å fungere. Ved å koble dem fra strømmettet og tilbake viste det seg at det var alt som skulle til, for at gasstallerne skulle fungerte fint igjen.

Torsdag 14. februar ble reaktorene som var brukt fram til brannen erstattet med nye typer reaktorer med varme i bunnplaten. Dette ble gjort siden reaktorene som ble benyttet fram til brannen, var av samme type som den reaktoren som brant opp. Disse reaktorene hadde eksterne varmebelte som var plassert rundt pleksiglasset, og varmebelte hadde innebygd termostat av bimetall som skulle skru av varmen ved 60 °C. En mulig brannårsak kan ha vært at bimetallbryteren fikk tretthetsbrudd og forårsaket kortslutning. Andre mulige årsaker kan være at brannen startet i en gammel dataskjerm, eller i en kobling mellom PC og skjerm.

13.2.1.2 Usikkerhet ved nye reaktorer

Som beskrevet i kapittel 12 Innkjøringsfase, er det mange ulike parametere å ta hensyn til ved oppstart av nye reaktorer. De nye reaktorene var ferdig montert, og var trykktestet før brannen. Selv med dette utgangspunktet var det ikke ønskelig å bytte reaktorer underveis i forsøket. Spesielt ved høy organisk belastning er det veldig små forandringer som skal til før reaksjonen blir påvirket, og faren for inhibering øker. Selv om reaktorene holdt trykket ved trykktesting er det heller ikke sikkert at alle kilder til lekkasjer blir oppdaget før under kontinuerlig drift.

Torsdag 21. februar kan det se ut som om det har blitt noen problemer etter flyttingen fra gamle til nye reaktorer. Reaktor 7 ser ut som om den har sluttet å produsere gass, den måler ikke gass lenger. Gasspumpene virker som de skal, og det har ikke blitt funnet noen lekkasje i reaktoren. Alle reaktorene ble matet som før. Flaskeforsøk ble gjennomført på bioresten og det viste tydelig

gassproduksjonen i R7, som burde ligge mellom produksjon i R6 og R8. Da kan man gå ut ifra at det ikke er det bakterielle samfunnet som har død ut, men at det er lekkasje fra reaktor eller gassteller.

Søndag 24. februar ved kontroll av reaktorene viste de en alt for høy temperatur, sannsynligvis målefeil på grunn av vifteovn som har stått i bua og gitt en alt for høy utvendig temperatur. Termostaten i reaktorene er stilt slik at de har en utvendig temperatursensor som måler omgivelsestemperatur, og den skal være på rundt 25 °C. Siden utvendig temperatur denne dagen var på nærmere 37 °C, er det grunn til å tro at dette er skyld i temperatur i reaktorene på 46-49 °C. I dette temperaturområdet vil vannet i reaktorene fordampe og være med på å forklare den høye gassproduksjonen. Samt at ved høyere temperatur vil en del av bakteriene også kunne få bedre vilkår for å produsere gass.

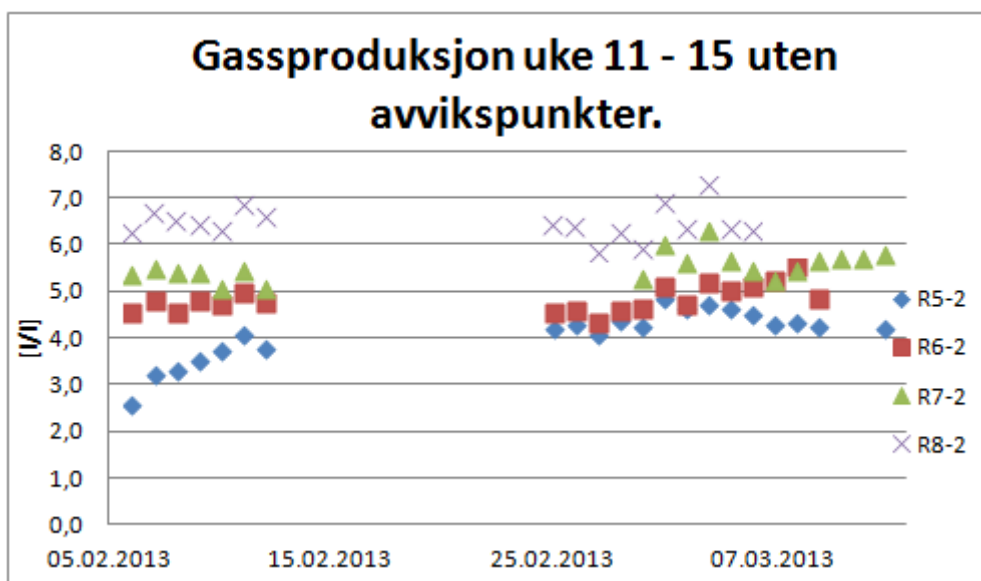
28. februar ble den ene gasspumpa koblet av R7 som ett siste forsøk på å finne feilen i gassmålingene, fra og med 1. mars var registreringen av gass igjen som forventet. Grunnen til at det ble målt større mengde gass med en gasspumpe enn med to, er ukjent, men det har vært lignende problemer tidligere.

10. mars sluttet gasspumpene å virke i R5 og R6, det ble da ett voldsomt trykk i reaktorene, en gummipropp fra R6 hadde blitt skutt ut, den virket som sikkerhetsventil. Mens i R5 var trykket fortsatt høyt, det ble tappet av, og gasspumpene ble erstattet med nye 11/3. Grunnen til at gasspumpene hadde sluttet å pumpe ut gassen er ikke kjent. Gasspumpene ble testet etter at nye gasspumper var montert på reaktorene, og det ble da ikke funnet noen feil ved de gamle gasspumpene.

13.2.2 Kvasistabil periode andre forsøksserie

Trenden i forsøksserie 2 er at det er veldig stor usikkerhet. Ved å pynte på dataene, og ved å fjerne klare feilpunkt, kan det vises tendenser. Første opprasjon er å fjerne alle dataene fra 13. til 25. februar, da det ikke er datagrunnlag i denne perioden grunnet brann, samtidig som det ble byttet reaktortyper. På R7-2 vil det bli fjernet punkter fra 13. februar fram til 1. mars, da det var problemer med gasstellersen etter brannen. Fra 10. -13. mars blir punktene til R6 fjernet, da det er etter at denne reaktoren har inhibert. Det samme gjelder R8-2 etter 6. mars. R5-2 hadde problemer med gasspumpa 10. og 11. mars og punktene derifra fjernes. For bare å ta med den mest stabile perioden begynner datasettet 7. februar.

Setter man sammen dataene som beskrevet over vil de danne grafen i Figur 13-4. Der kan vi se at reaktor R8-2 produserer mellom 6 og 7 liter biogass per liter reaktorvolum. R7-2 produserer mellom 5 og 6, mens R6-2 ligger på rundt 5 og R5-2 på mellom 4 og 5 liter biogass per liter reaktorvolum. Disse verdiene er ikke holdbare da de bare representerer et utvalg av måleverdiene. Selv om de ikke er sikre kan de vise en trend som viser at økning i organisk belastning øker biogassutbytte på kort sikt. Økningen i biogassutbytte ser derimot ikke ut til å følge en lineær trend som i første forsøksserie, men hopper opp og ned fra dag til dag. Før brannen var sammenhengen mer lineær enn etter brannen, noe som indikerer at brannen har større innvirkning enn den høye organiske belastningen.



Figur 13-4 Gassproduksjon i andre forsøksperiode uten stabiliseringsfase og feil målinger.

13.3 Systematisk feil ved påfylling av vann

Tilført vannmengde varierte fra ca 1 liter til nærmere 2 liter i hver reaktor ved påfylling av vann. Det ble fylt på vann 15/12, 14/1, 7/2 og 1/3 for å kompensere for tap av masse i reaktoren. Tap i reaktorene er avhengig av biogassproduksjonen, og reaktor R8 har størst tap mens R5 har minst tap. Grunne til størstedelen av tapet kommer fra biogassen. Det blir ikke tatt hensyn til massetap fra biogass ved mating av reaktorene. Dette står for tap på opp mot 50 g/dag for R8 i andre forsøksserie, og burde vært tatt hensyn til i beregninger av mengde biorest som skulle vært tappet av. Andre små feilkilder kan være biorest som blir værende igjen på målekanner, og at kuleventilene i bunnen av reaktorene av og til lakk ut noe biorest. Variasjon i aktivt reaktorvolum har innvirkning på organisk belastning da substratmengden er lik mens volumet det blir tilført forandrer seg ved en gitt rate. Dette blir ikke justert for i datasettet. En økning i organisk belastning på grunn av synkende mengde i reaktoren blir kompensert for ved at høyere organisk belastning gir høyere biogassutbytte per reaktorvolum. Siden grafene for gassproduksjon ikke har systematisk fall, som følger syklusen til påfylling av vann, kan man gå ut ifra at økningen i organisk belastning kompenserer for tap i aktivt reaktorvolum. Dette kan i sin tid være med på å framskynde inhibering av reaktorene, og er en svakhet ved forsøksoppsettet. På den andre siden er det vanskelig å estimere gassproduksjonen på forhånd og da sette grensene for uttak av biorest. Det beste hadde vært og kjørt reaktorene til stabil drift, analysert for gassproduksjon og deretter justert uttaket av biorest. Selv om forsøksoppsettet hadde mangler når det kom til dette punktet, har gassmålingene gitt stabile resultater for innkjøringsfasen og forsøksserie 1, mens forsøksserie 2 har større kilder til feil enn det massetap i reaktoren kan tilskrives.

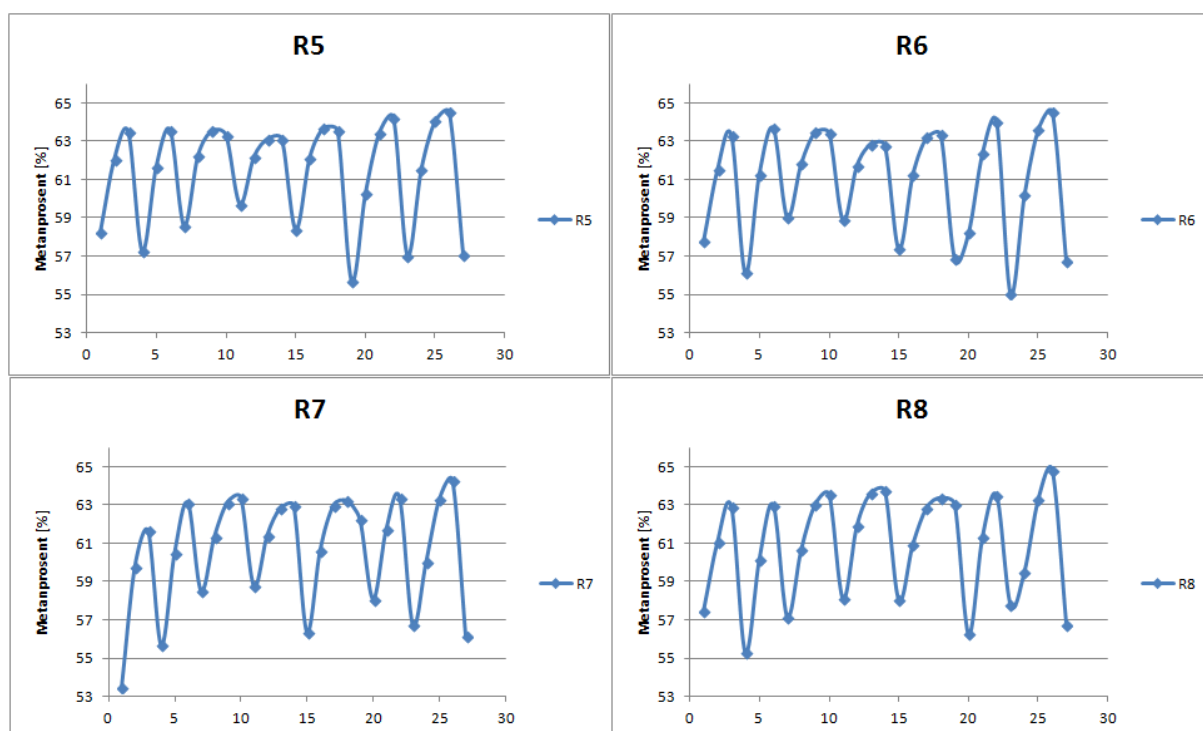
13.4 Gassammensetning

Ved oppstart av forsøksserie 1 var det godt samsvar i gassammensetninga for de ulike reaktorene, vist i Tabell 13-3, det er en relativt stor usikkerhet i målingene, med relative usikkerheter på opp til 4,8 % i R7. Gjennomsnittet av alle reaktorene gir gjennomsnittlig metaninnhold på 60,93 % med en relativ usikkerhet på 4,6 %.

Tabell 13-3 Sammensetning av metan og karbondioksid fra reaktor R5 - R8 i uke 0.

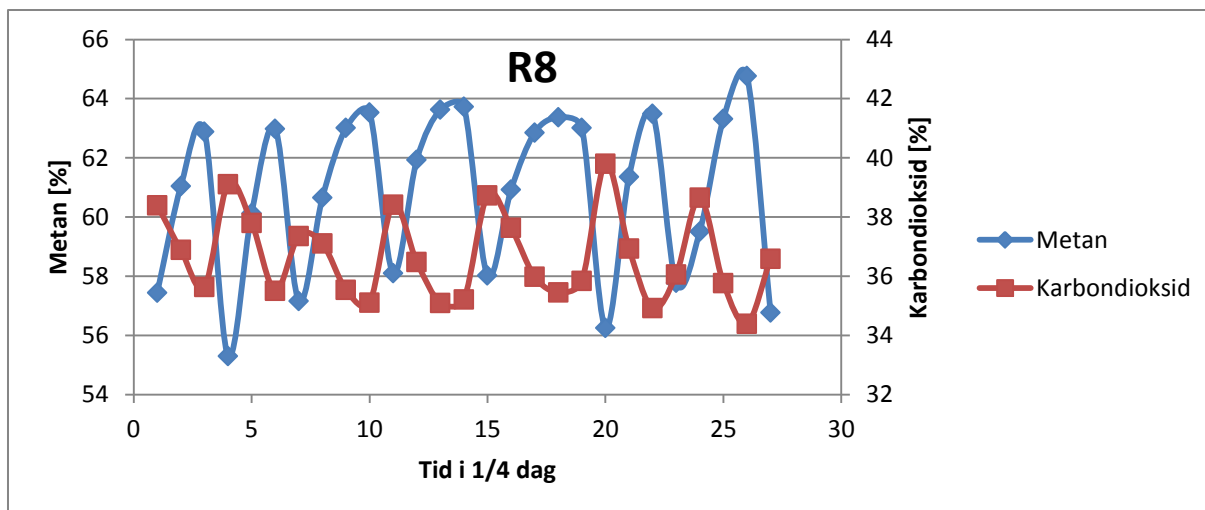
uke		Metan		Co2	
		Gjennomsnitt	Standardavvik	Gjennomsnitt	Standardavvik
0	R5	61,41	2,66	36,42	1,85
0	R6	60,87	2,83	36,82	1,74
0	R7	60,57	2,91	36,86	1,67
0	R8	60,85	2,79	36,68	1,47

Grunnen til stor usikkerhet i målingen er den automatiske målingen av gassammensetning. Ved rutiner for mating av reaktoren blir det blandet inn noe luft og denne luften gir opphav til variasjoner i metan- og karbondioksidinnhold. Dette kan ses ved å plote metanprosent fra ett utvalg og se på variasjonene i denne. GC'en behandler en og en prøve, det er derfor små tidsvariasjoner mellom reaktorene. Figur 13-5 viser variasjonen av metaninnhold for alle reaktorene, og man kan tydelig se at det er periodisk variasjon, med ett metaninnhold høyere enn gjennomsnittet skal tilsi. Samtidig gir det stor usikkerhet på grunn av den periodiske svingningen. Det kan være flere grunner til en periodisk svingning. Spesielt hastigheten til nedbrytningen av fett, protein og karbohydrat vil føre til en variasjon i metanfraksjonen. Også luft fra innmatning kan være en feilkilde.



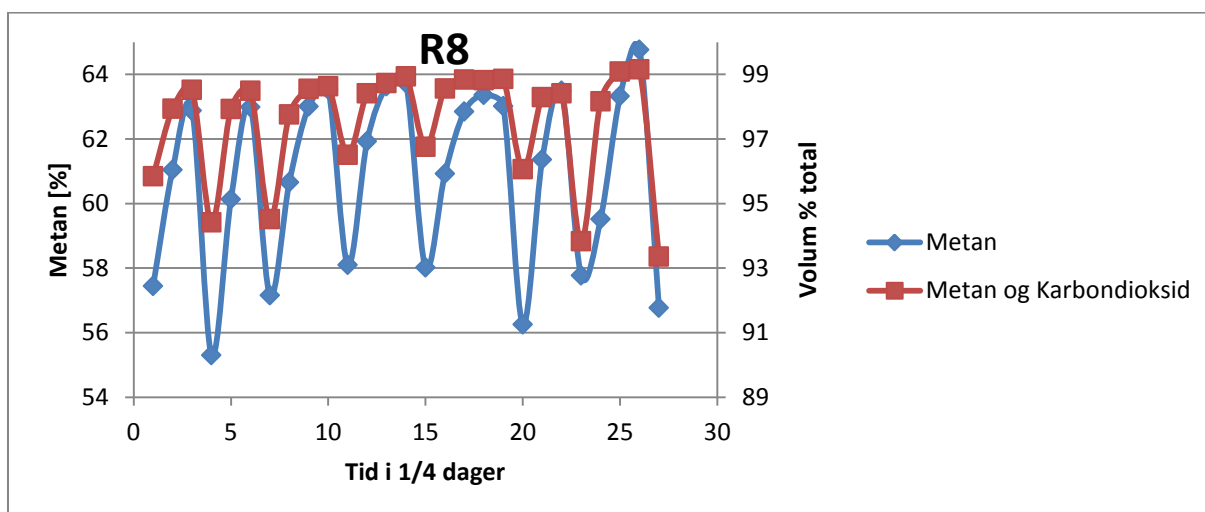
Figur 13-5 Metanprosenten som funksjon av tid, der hver dag består av 4 punkter, fra uke 1.

Figur 13-6 indikerer at det er en forskjell i nedbrytningshastigheten av ulike komponenter i substratet og at man derfor ikke kan tilskrive all variasjonen i metaninnhold til luft som slipper inn ved mating. Hvilke komponenter som blir brutt ned først er vanskelig å si noe sikkert om ut fra dataene, men det kan virke som om det er en tendens til at metannivået er lavere rett etter mating og at det sammenfaller med en forhøyning i karbondioksidnivået. Større andel karbondioksid og mindre metan indikerer at karbohydrat blir brutt ned fortere enn protein og fett.



Figur 13-6 Forholdet mellom metan og karbondioksid i volum % av total biogass i R8 gjennom uke 1.

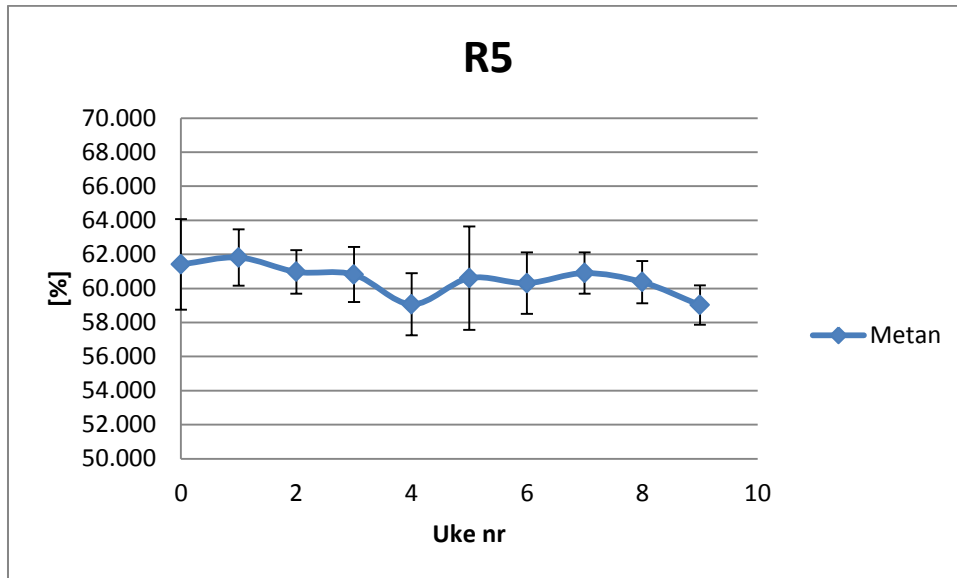
Det er fremdeles en tendens som kan ses i Figur 13-6 at variasjonen i metaninnhold varierer mer enn variasjonen i karbondioksidinnhold. Dette blir enklere å se på Figur 13-7 der summen av karbondioksid og metan er plottet sammen med metankonsentrasjonen for å danne ett bilde av forholdet produsert biogass. Det er hovedsakelig karbondioksid og metan som blir produsert i biogassreaktoren, men ut fra Figur 13-7 vises det at summen av disse ikke er konstant, de varierer rundt ett gjennomsnitt på $97,53 \pm 1,74$ %. Siden denne variasjonen er periodisk, kan man trekke slutningen om at nedbrytningen av substratets komponenter skjer til ulik tid. Og at det kommer inn noe luft ved mating av reaktorene, som spiller en rolle på usikkerheten til metan og karbondioksidfraksjonen.



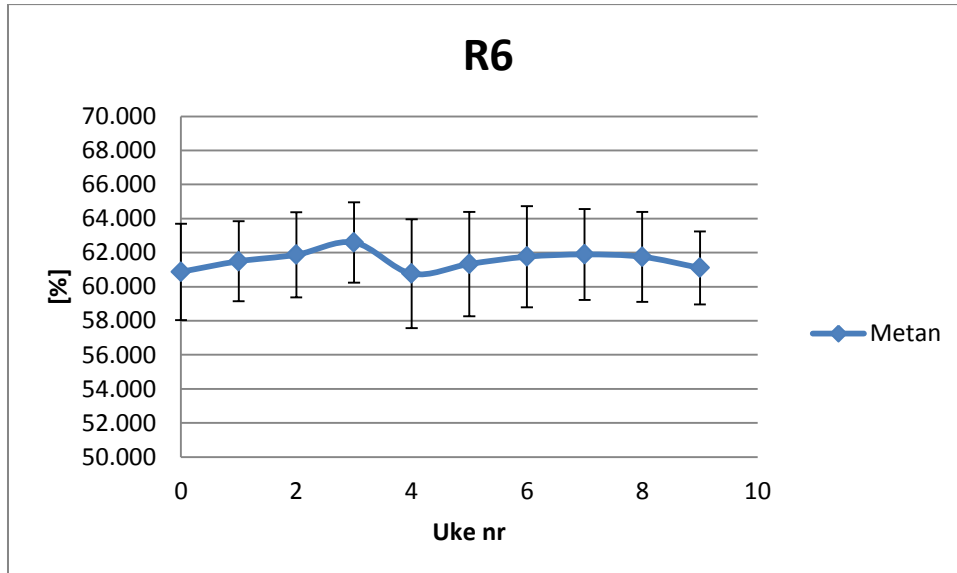
Figur 13-7 Forholdet mellom summen av metan og karbondioksid og metan som funksjon av tid i R8 i løpet av uke 1.

Det er også en tendens til at metaninnholdet i reaktorene varierer ikke bare fra måling til måling, men også fra en ukes gjennomsnitt til en annen. Det kan ses i Figur 13-8, Figur 13-9, Figur 13-10 og Figur 13-11, det er også en tydelig tendens til at usikkerheten øker ettersom organisk belastning stiger, fra R5 til R8. For å sjekke om det var signifikant forskjell mellom metaninnholdet i R5 – R8 ble det foretatt en t-test i excel, som gir en sannsynlighet for at det er signifikant forskjell mellom måleserier. T-testen ble foretatt på data fra uke 1 – 9, og sammenlignet verdiene til to og to

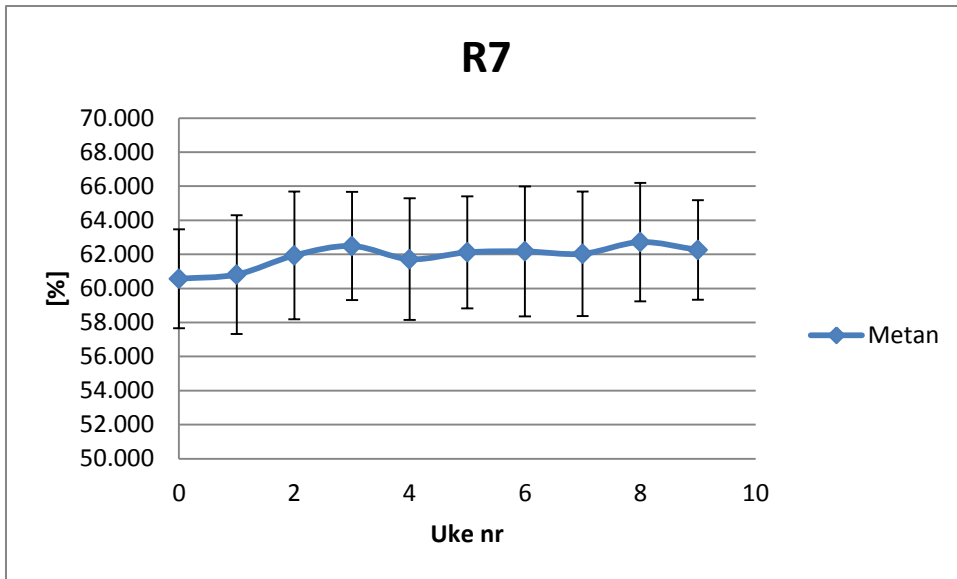
måleserier. Ved 95 % sannsynlighet for at to serier er forskjellige kalles det signifikant i denne oppgaven. Det ble funnet at det er signifikant forskjell mellom metaninnholdet i R5 og R6, der sannsynligheten for at de er like var på under 0,1 %. Forskjellen på metaninnhold i R6 og R7 var ikke signifikant forskjellig, de hadde en usikkerhet på 13,3 %. R7 og R8 hadde en usikkerhet på 21,5 % og er derfor ikke signifikant forskjellig. R6 og R8 er derimot signifikant forskjellige med en sannsynlighet for å være like på 0,9 %.



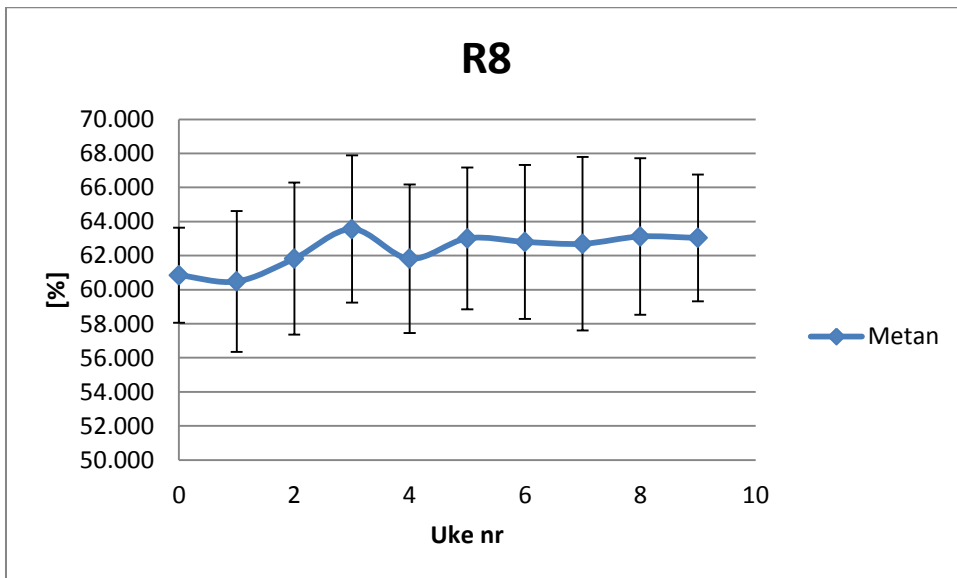
Figur 13-8 Gjennomsnitt og standardavvik av metanprosent for R5 fra uke 0- 9.



Figur 13-9 Gjennomsnitt og standardavvik av metanprosent for R6 fra uke 0- 9.



Figur 13-10 Gjennomsnitt og standardavvik av metanprosent for R7 fra uke 0- 9.



Figur 13-11 Gjennomsnitt og standardavvik av metanprosent for R8 fra uke 0- 9.

For å summere opp gassammensetningen over hele første forsøksperiode vist i Tabell 13-4, det blir indikert at metanfraksjonen fra biogass stiger ved økning i andel matavfall, og forhøyet OLR. Denne effekten kan delvis bortforklares ved stigende usikkerhet. Ut ifra tallene i Tabell 13-4 kan ikke en slik sammenheng underbygges, siden alle snittverdiene ligger innenfor usikkerhetsmarginene. Ut fra t-testen er imidlertid metaninnholdet i R5 signifikant lavere enn i R6 og R6 signifikant lavere enn i R8. Det kan derfor vises at det er en svak positiv sammenheng mellom metaninnhold og økning i OLR grunnet økt andel matavfall.

Tabell 13-4 Gjennomsnittlig verdi av volumprosent i metan og karbondioksid for uke 1-9.

Reaktor	Metan		Co2	
	Gjennomsnitt	Standardavvik	Gjennomsnitt	Standardavvik
R5	60,41	1,92	35,49	1,46
R6	61,61	2,67	36,46	1,89
R7	62,04	3,45	36,37	2,92
R8	62,49	4,39	36,14	3,97

13.4.1 Andre forsøksserie

For andre forsøksserie ble det bare foretatt målinger av gassammensetninga mot slutten av perioden da gassproduksjonen hadde stabilisert seg. Her er det lite data, bare 3 målinger før inhibering av R6-2 og R8-2, og 6 målinger av R5-2 og R7-2. Målingene ble tatt rett før innmatning av substrat, det vil også være med på å gi høyere verdier enn for første måleserie. Tabell 13-5 viser at metanfraksjonen er høyere i andre forsøksserie enn i første.

Tabell 13-5 Metaninnholdet fra slutten av andre forsøksserie.

Reaktor	Metaninnhold
	[%]
R5-2	66,8 ± 1,6
R6-2	61,7 ± 11,4
R7-2	68,3 ± 2,5
R8-2	64,8 ± 4,3

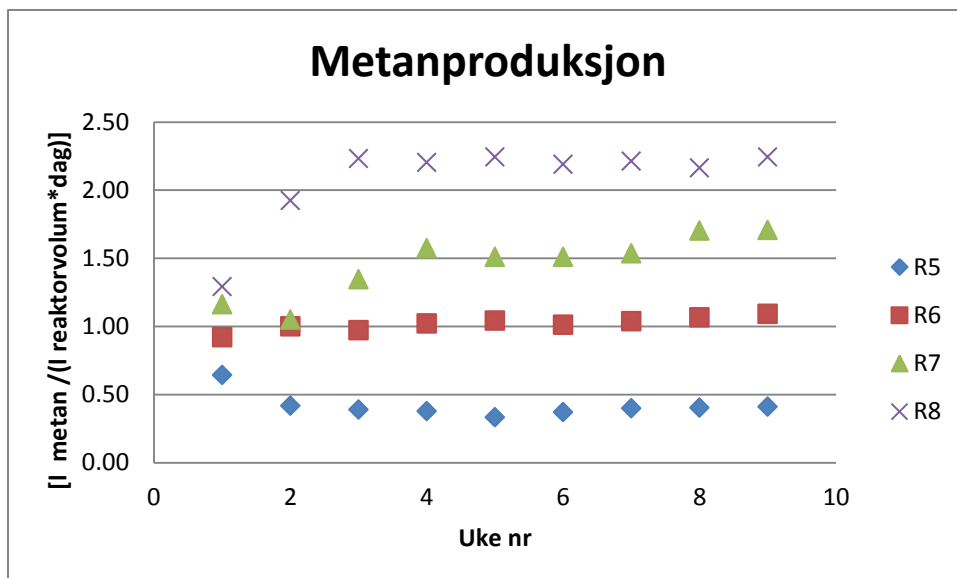
Dataene fra andre forsøksserie blir ikke behandlet videre siden det ikke er gode nok måleverdier til å gi sikre resultater.

13.5 Metanproduksjon

Metan er energibæreren i systemet, og det mest interessante er hvor mye metan som blir produsert. Da kobles dataene for gassproduksjon med dataene for metaninnhold. Det er vanlig å operere med standardvolumer der gassmengden blir målt ved standard trykk og temperatur, 1 atm og 0 °C. Dette har ikke blitt gjort i dette forsøket, gassmengden er blitt målt ved romtemperatur og trykket som til en hver tid var i labben under forsøkene. Gassproduksjonen er heller ikke justert i ettertid ved hjelp av ideell gasslov, da trykket i labben ikke har vært registrert. Selv om størstedelen av avviket skyldes temperatur som i labben lå på rundt 22 K høyere enn standardtemperatur, som er 8 % over.

13.5.1 Første forsøksserie

For ikke å få for store datasett blir det presentert spesifikk metanproduksjon som gjennomsnittsverdier for hver uke, fra uke 1 til 9. For å komme fram til snittet brukes gjennomsnittsverdier for både metanprosent og gassmengde fra hver uke. Metanproduksjon per reaktorvolum er presentert i Figur 13-12, sammenhengene mellom metanproduksjon og gassproduksjon er veldig stor, siden det er en relativt liten variasjon i metanprosenten i de ulike reaktorene.



Figur 13-12 Metanproduksjon per reaktorvolum fra uke 1 – 9.

Usikkerheten i målingene er stor i starten av forsøket, men minker etter hvert, grunnen til forskjellene er hovedsakelig gassmålingene i starten av forsøket ga en del feilmålinger. Tabell 13-6 viser de relative usikkerhetene i alle reaktorene fra uke 1 – 9, fra uke 4 stabiliserer verdiene seg noenlunde. Den relative usikkerheten stiger med økt metanproduksjon. Usikkerheten i R5 er på ca 4 %, R6 ca 5 %, R7 gode 6 % og R8 ca 8 %.

Tabell 13-6 Relativ usikkerhet i metanproduksjonen for R5 – R8 fra uke 1 – 9.

Uke	Realativ usikkerhet			
	R5	R6	R7	R8
1	34,19 %	7,93 %	20,80 %	26,33 %
2	10,21 %	5,29 %	53,91 %	12,29 %
3	6,58 %	5,62 %	31,42 %	8,85 %
4	6,83 %	6,05 %	7,46 %	7,71 %
5	18,65 %	7,26 %	7,25 %	8,22 %
6	5,15 %	6,07 %	6,90 %	7,51 %
7	4,35 %	4,87 %	6,27 %	8,51 %
8	3,59 %	5,57 %	6,45 %	8,28 %
9	3,25 %	3,92 %	6,55 %	6,75 %

13.6 Spesifikk metanproduksjon uke 1 – 9

Mengden metan produsert per g VS tilført reaktoren kalles spesifikk metanproduksjon. Spesifikk metanproduksjon er spesielt interessant å se på siden det gir et inntrykk av energiproduksjon, i liter metan, i forhold til hver enhet tilført substrat. Enheten for spesifikk metanproduksjon er $[l(CH_4)/(g(VS))]$. Ved forsøksoppsettet i forsøksserie 1 er det en faktor man skal være spesielt oppmerksom på, det er forskjellig oppholdstid i de forskjellige reaktorene.

Tabell 13-7 Spesifikk metanproduksjon med relativ usikkerhet i første forsøksserie.

Uke	Spesifikk metanproduksjon, [l(CH ₄)/(g(VS))]				Relativ usikkerhet			
	R5	R6	R7	R8	R5	R6	R7	R8
1	0,352	0,308	0,289	0,257	34,21 %	7,99 %	20,82 %	26,34 %
2	0,228	0,334	0,261	0,382	10,26 %	5,37 %	53,92 %	12,32 %
3	0,212	0,325	0,335	0,443	6,67 %	5,70 %	31,43 %	8,88 %
4	0,206	0,342	0,391	0,437	6,91 %	6,12 %	7,51 %	7,75 %
5	0,182	0,349	0,375	0,445	18,68 %	7,32 %	7,30 %	8,26 %
6	0,203	0,338	0,375	0,435	5,26 %	6,14 %	6,96 %	7,55 %
7	0,219	0,347	0,382	0,439	4,47 %	4,97 %	6,33 %	8,55 %
8	0,220	0,357	0,423	0,429	3,73 %	5,66 %	6,51 %	8,32 %
9	0,225	0,365	0,425	0,445	3,41 %	4,04 %	6,61 %	6,79 %

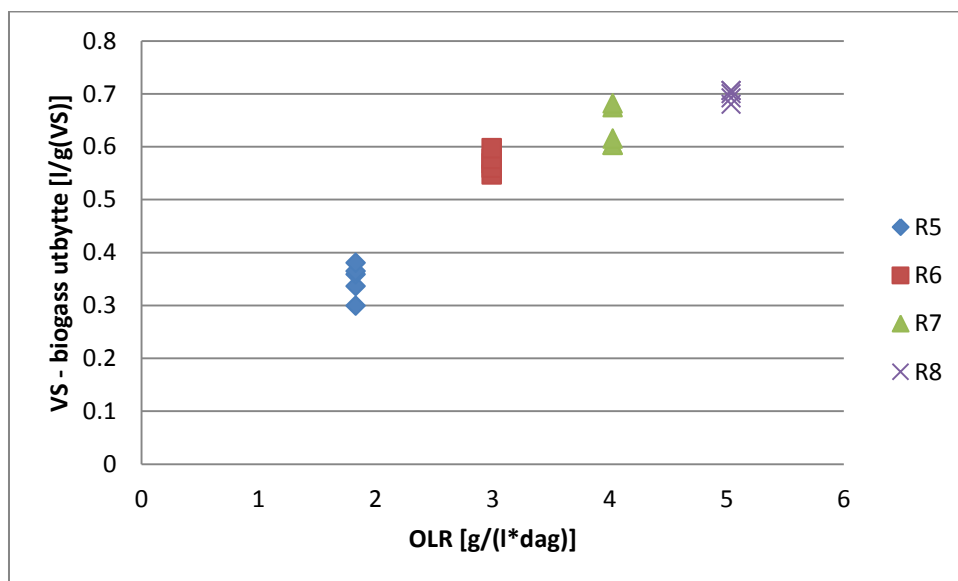
Spesifikk metanproduksjon for de ulike reaktorene er vist i Tabell 13-7, der blir det vist at det er lavest spesifikk metanproduksjon i R5 som bare får kugjødse. Gjennomsnittsverdiene for spesifikk metanproduksjon fra uke 4 – 9 er på 0,209, 0,350, 0,395 og 0,438 l(CH₄)/(g(VS)) for henholdsvis reaktor R5 – R8. Det er signifikant forskjell mellom alle seriene. Ut ifra disse dataene kan det virke som om det er en sterk synergieffekt i å blande substrat for produksjon av biogass. Det er uventet at den spesifikke metanproduksjonen stiger ved økende organisk belastning, og redusert oppholdstid. En økende organisk belastning vil til vanlig redusere spesifikk metanproduksjon (Lindorfer, Corcoba et al. 2008, Menardo, Gioelli et al. 2011).

13.6.1 Energiutbytte fra matavfall og kugjødse

For å undersøke nærmere hvilke effekt matavfallet har i blanding med kugjødse som tilleggssubstrat ble det fra målingene fra R6 til R8 trukket fra metanproduksjonen forårsaket av kugjødse, tilsvarende R5. Det ble antatt at kugjødse gav samme metanutbytte i alle reaktorene. Deretter ble spesifikk metanproduksjon som følge av matavfall, i sammenblanding med kugjødse, undersøkt i R6 – R8, under stabil periode fra uke 4 til uke 9. Dette gav gjennomsnittsverdier for spesifikk metanproduksjon i R6 – R8 på 0,571, 0,551 og 0,570 l(CH₄)/(g(VS matavfall)). En ttest viser at det ikke er signifikant forskjell mellom gjennomsnittsverdiene for noen av seriene. Selv om oppholdstida varierer, vil det si at tilførsel av matavfall i størrelsesorden fra 14 – 31 % vil gi en konstant energimengde pr gram ekstra VS tilført. Energimengden produsert fra hver kilo VS fra matavfall er 6,2 kWh. Tilsvarende for kugjødse som eneste substrat er energiutbytte på 2,3 kWh per kg VS. Det er en synergieffekt med i bilde som fører til at en sammenblanding av flere substrater gir høyere energiutbytte per gram VS, den blir ikke tatt hensyn til i disse beregningene (Deublein and Steinhauser 2008).

Effekten av å blande to substrater kommer tydelig fram i Figur 13-13, figuren viser at ved økende organisk belastning går spesifikk biogassproduksjon opp. Hadde energiutbytte fra hvert av substratene vært like ville all logikk tilsi en motsatt sammenheng. Sammenhengen mellom organisk belastning og spesifikk metanproduksjon blir omhandlet i artikkelen til Männert & Linke 2009 hvor de

undersøker kinetikken til kugjødning med rug, bete og mais ensilasje som tilleggssubstrat, hvor en økende OLR fører til en nedgang i spesifikk biogassproduksjon (Mähnert and Linke 2009). Matavfall har derimot den effekten som tilleggssubstrat at energiutbytte per gram er nesten tre ganger så stort som for kugjødning, og da vil en ekstra tilførsel av matavfall føre til større spesifikk biogassproduksjon.



Figur 13-13 Sammenheng mellom ORL og biogassutbytte, ved økede OLR som følger av matavfall øker også biogassutbytte.

13.7 Diskusjon av spesifikt biogassutbytte

Biogassproduksjon fra sammenrøtning av kugjødning og matavfall har tidligere vært undersøkt i flere forsøk. Matavfallet som blir brukt som tilleggssubstrat i de ulike forsøkene varierer i sammensetning og næringsinnhold, men de er sammenlignbare på bakgrunn av at samtlige har høye VS konsentrasjoner (Callaghan, Wase et al. 2002, Capela, Rodrigues et al. 2008, Macias-Corral, Samani et al. 2008, El-Mashad and Zhang 2010, Marañón, Castrillón et al. 2012). Nøkkeldata for disse forsøkene er satt opp i Tabell 13-8.

Tabell 13-8 Tidligere forsøk med kugjødning og matavfall som tilleggssubstrat, operert både i batch og CSTR modus, samt egne data for 14 og 32 % innblanding av matavfall. * I batch modus, som tørrkompostering.

Tilleggssubstrat [%]	Metan konsentrasjon [%]	Metanproduksjon [l/g(VS)]	OLR [g(VS)/dag]	HRT [dag]	Kilde
75		0,25	Batch	50	(Capela, Rodrigues et al. 2008)
32	62	0,28	Batch	30	(El-Mashad and Zhang 2010)
48	59	0,31	Batch	30	(El-Mashad and Zhang 2010)
91	73	0,10	*Batch		(Macias-Corral, Samani et al. 2008)
20	--	0,23	4,22	21	(Callaghan, Wase et al. 2002)
50	--	0,45	5,01	21	(Callaghan, Wase et al. 2002)
30	66-69	0,60	1,2	22	(Marañón, Castrillón et al. 2012)
14	61	0,35	2,99	22	Egne resultater
32	61	0,44	5,04	17	Egne resultater

Fra tabellen blir det vist at batch forsøkene har en spesifikk metanproduksjon på 0,25 – 0,31 l/g(VS), som er vesentlig lavere enn CSTR forsøkene 0,23 – 0,60 l/g(VS). Grunnen til dette kan være at batch forsøkene ikke har brukt inoculum, og har derfor ikke hatt bakteriekulturer tilpasset nedbrytning av substratene, noe CSTR forsøkene har. En høy innblanding av matavfall 30 %, og lav organisk belastning har den høyeste spesifikke metanproduksjonen på 0,60 l/g(VS). Dette samsvarer godt med kinetikkparameterne som ble utarbeidet i oppgaven, som forventer større spesifikk biogassproduksjon ved lavere organisk belastning. På tilsvarende måte kan man forklare økningen i spesifikk metanproduksjonen som Callaghan et al. 2002 fikk fra 20 – 50 % innblanding av matavfall. En høyere innblandingsrate vil gi større reaksjonsrate konstant og for tilnærmet konstant organisk belastning vil spesifikk metanproduksjon være mye høyere. Callaghans verdier øker fra 0,23 til 0,45 liter metan per gram VS tilført. Ut fra tabellen synes verdiene beregnet av spesifikt biogassutbytte fra oppgaven å stemme godt overens med tilsvarende forsøk.

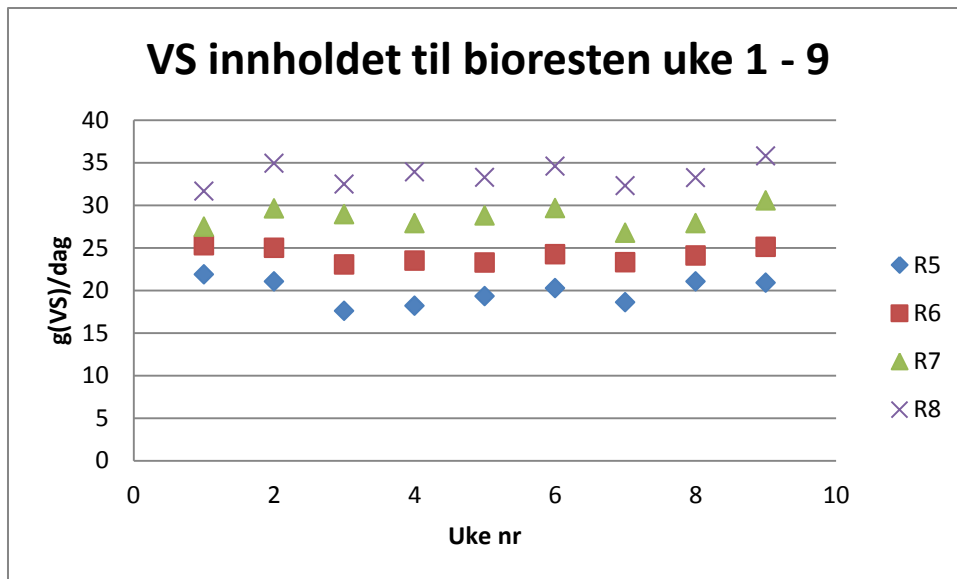
14 Konvertering av organisk materiale til biogass

Konverteringen av organisk materiale til biogass er en måte å beskrive hvor bra effektiviteten til reaktorene er. Dersom en stor andel av tilført organiske materiale blir brutt ned har systemet en god virkningsgrad. Det tar lang tid for systemet å komme i likevekt etter en forandring i organisk belastning, siden det er en CSTR reaktor. Substratet som blir tilført blandes fullstendig med innholdet i reaktoren og bioresten som tappes av består av denne blandingen. Bioresten består av alt fra substrat som er fylt på fra dagen før til substrat som kan ha vært i reaktoren i flere oppholdstider. Virkningsgraden er bare interessant etter den tiden der VS innholdet i bioresten har stabilisert seg.

14.1 VS innhold i biorest uke 1 – 9

Ved oppstart av første forsøksserie ble den organiske belastningen i alle reaktorene endret. I innkjøringsfasen ble det benyttet samme organiske belastning, $2,934 \text{ g(VS)/(l reaktorvolum} \cdot \text{dag)}$, samme som på Tomb landbruksskole hvor inokulumet ble hentet fra. Referansereaktoren R5 som ble matet med bare kugjødse og fikk en nedgang i organisk belastning fra $2,934$ til $1,832 \text{ g(VS)/(l reaktorvolum} \cdot \text{dag)}$, R6 var på omtrent samme organisk belastning som gjennom innkjøringsfasen og gikk fra $2,934$ til $2,993 \text{ g(VS)/(l reaktorvolum} \cdot \text{dag)}$, mens R7 og R8 fikk en økt organisk belastning fra $2,934$ til henholdsvis $4,026$ og $5,039 \text{ g(VS)/(l reaktorvolum} \cdot \text{dag)}$. I starten av forsøksserie 1 vises det i Figur 14-1 at VS innholdet i R5 synker, mens det i R6 er relativt stabilt, mens det i R7 og R8 kan anes en økning i VS innhold. Ut fra Figur 14-1 blir det imidlertid vist at innholdet av VS stabiliserer seg etter få uker. Det kan se ut som om naturlige variasjoner av VS innhold etter de første 3 ukene. Det kan indikere at VS innholdet i bioresten stabiliserer seg forttere enn forventet.

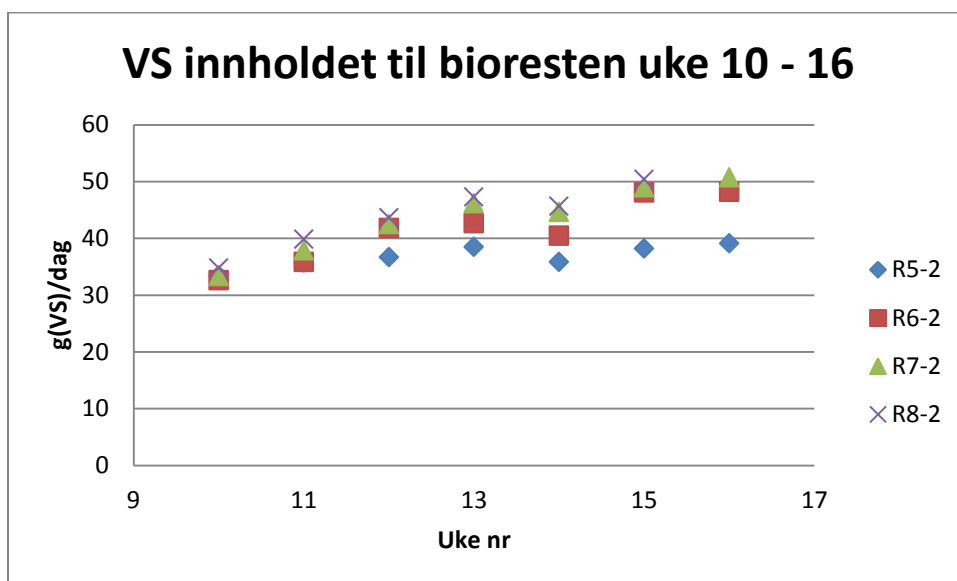
Gjennomsnittlig relativ usikkerhet i målingene var på 1,8, 1,3, 5,3 og 1,6 % for R5 – R8 gjennom hele første forsøksperiode. Grunnen til den store usikkerheten i R7 er en måling fra uke 3 som trekker snittet for hele usikkerheten opp. Ser man bort fra verdiene i uke 3 på R7 ligger den relative usikkerheten på 1,9 %, som er på nivå med de andre reaktorene.



Figur 14-1 Gjennomsnittlig masse av VS innholdet til bioresten tappet ut av reaktoren hver dag fra uke 1 - 9.

14.2 VS innhold i biorest uke 10 - 16

Overgangen fra forsøksserie en til to ble gjort raskt, ved at man fra en dag til den neste økte den organiske belastningen med om lag 4 g VS per dag per liter i alle reaktorene. Det er en mye større forandring enn i første forsøksserie, men den er lik i alle reaktorene. Hovedforskjellen her er at R5 går fra bare å bruke kugjødssel som substrat til å bruke en blanding av kugjødssel og matavfall.



Figur 14-2 Gjennomsnittlig masse VS innhold i bioresten tappet ut av reaktorene hver dag fra uke 10 - 16.

Figur 14-2 viser gjennomsnittlig masse VS i biorest fra reaktorene R5-2 til R8-2 fra uke 10 - 16. Trendlinjene viser at innholdet av VS i bioresten ikke stabiliserer seg i løpet av forsøksserien, men er på oppadgående kurs gjennom hele forsøksserien. Det er også svært liten forskjell på mengden VS i bioresten til R6-2, R7-2 og R8-2, det vises i figuren at verdiene ligger omtrent samlet. Det er heller ikke signifikant forskjell mellom noen av disse måleseriene, eneste signifikante forskjell finnes mellom R5-2 og R8-2. Dette indikerer at forsøksserien har vært for kort til å få stabil konvertering. Tatt i betraktning at reaksjonen begynte å inhibere i to av reaktorene før det ble jevne verdier av VS i

bioresten, viser at det var en for rask overgang, eller at det ble for stor organisk belastning i noen av reaktorene. Siden VS ikke har stabilisert seg på ett nivå er det også med stor usikkerhet at verdiene blir brukt til å finne virkningsgrad for reaktorene. Disse virkningsgradene må ses i sammenheng med datagrunnlaget, og kan indikere verdier virkningsgraden går mot i større grad enn å tallfeste den. Som vist i metoddelen varierer også den organiske belastningen noe i løpet av uke 10 – 16 som også er med på å vannskliggjøre ett stabilt innhold av VS i bioresten.

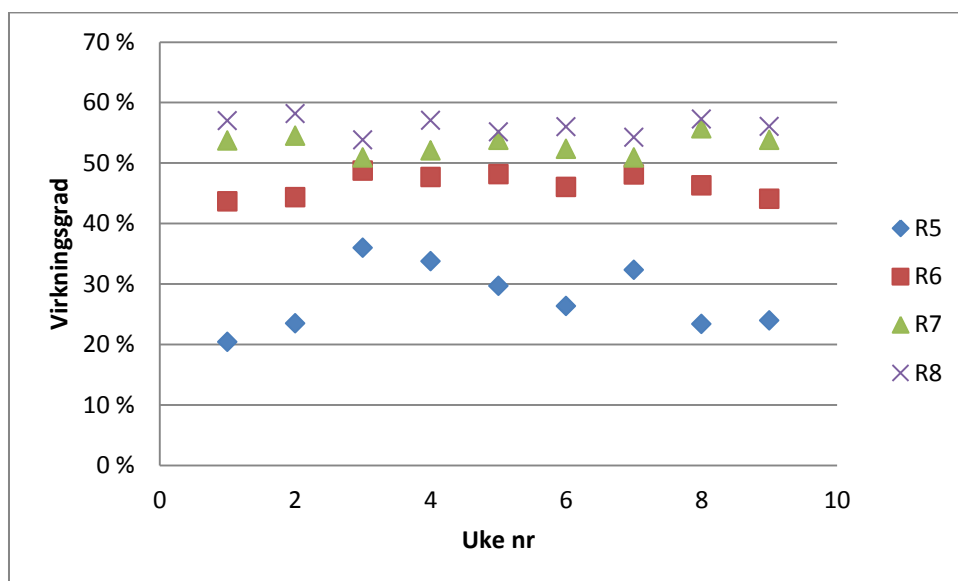
Den relative usikkerheten i målingene fra R5-2 til R8-2 var på 1,6, 4,0, 3,0 og 1,8 % for andre forsøksperiode.

15 Virkningsgrad

Virkningsgraden beskriver hvor stor andel av tilført organisk materiale som blir brutt ned i reaktoren. Det viktigste for å kunne si noe om virkningsgraden på systemet som helhet er at verdiene er stabile og ikke endrer seg. Går VS innholdet oppover eller nedover uten å stabilisere seg har ikke reaktorsystemet oppnådd likevekt og det er ikke mulig å si noe sikkert om virkningsgraden. Det er mulig å peke på trender og antyde verdier virkningsgraden går mot.

15.1 Første forsøksperiode, uke 1-9

Fra første forsøksperiode er det ikke lett å trekke en klar slutning på om virkningsgraden endrer seg vesentlig i løpet av forsøksperioden. R6 sin organiske belastning blir omtrent videreført fra innkjøringsfasen og skulle i utgangspunktet være stabil i hele perioden. Ut fra variasjonene i R6 er det vannsklig å si at ikke R7 og R8 også har samme stabilitet i hele forsøksperioden. Ser man bare på de tre første ukene kan man se at virkningsgraden går ned på R7 og R8 mens den går opp på R5. Dette er logisk siden R5 får en redusert organisk belastning, tilført mindre VS og det tar noe tid før bioresten ikke lenger hovedsakelig består av organisk materiale fylt på tidligere med den gamle organiske belastningen. På tilsvarende måte kan man forklare nedgangen i virkningsgrad for R7 og R8 de første 3 ukene, vist i Figur 15-1.



Figur 15-1 Virkningsgraden for hver uke i første forsøksperiode i reaktor R5 – R8

Grunnen til at virkningsgraden i R5, etter tre uker, begynner å falle er mer uklar. Etter oppstart blir R5 matet kun med kugjødtsel, og det kan være at bakteriene må tilpasse seg nytt substrat og derfor ikke klarer å omdanne like stor del av substratet. Med unntak av uke 7 ser det ut som om R5 stabiliserer seg på en virkningsgrad på rundt 24 %. Tar man snittverdien fra uke 4 til 9 får man gjennomsnittlig virkningsgrad på 29 %. Reaktor R7 og R8 har ikke samme utvikling som R5, de er stabile etter uke 3 og varierer med omtrent samme utslag som R6. Gjennomsnittlig virkningsgrad for reaktor R6 – R8 er på 47, 53, og 55 %, alle er signifikant forskjellige. Sammenlignet med tilsvarende forsøk gjort med matavfall og kumøkk er konverteringen i samme størrelsesområde. Callaghan et al. 2002 fikk en reduksjon av VS innhold på rundt 50 % (Callaghan, Wase et al. 2002). Marañón et al. 2012 kom fram til en reduksjon på om lag 55 % (Marañón, Castrillón et al. 2012). Den relative usikkerheten for hver enkelt uke er vist i Tabell 15-1, der kan man se at det jevnt over ligger på lave verdier, under 5 %, mens det er noen av målingene som er betydelig mer usikre med relativ usikkerhet på over 15 %. Grunnen til så store avvik kan være klumper av organisk materiale i bioresten. Grunnen til at det er større relativ usikkerhet i R5 enn i de andre reaktorene er ikke kjent.

Ut fra Figur 15-1 kan vi se at matavfallet brytes lettere ned enn kugjødsele fordi virkningsgraden går opp ved høyere andel matavfall selv om den organiske belastningen øker samtidig. Økning i organisk belastning og reduksjon i oppholdstid vil føre til dårligere konverteringsrate, når det motsatte er tilfelle ved sammenblanding av kugjødtsel og matavfall kan slutningen trekkes om at matavfall brytes lettere ned enn kugjødtsel.

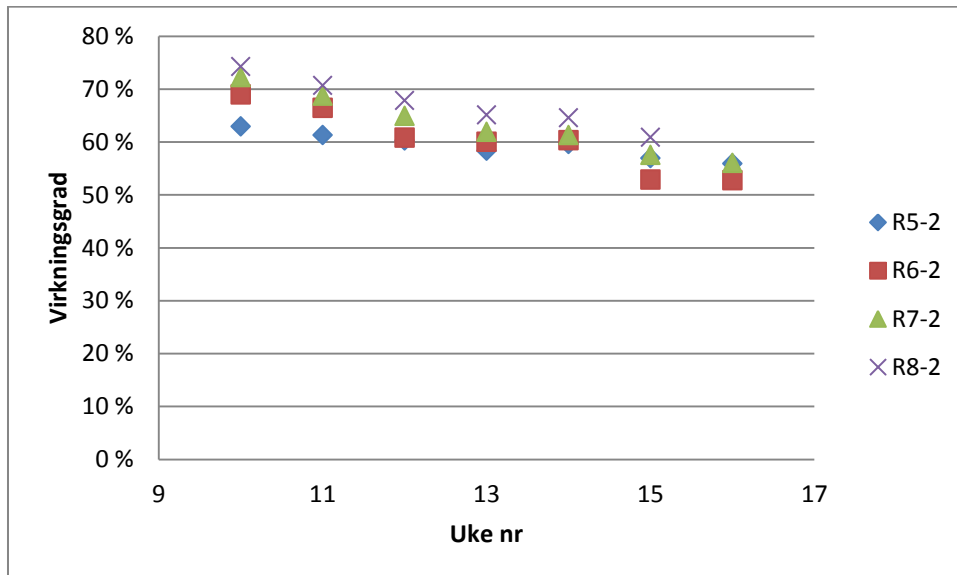
Tabell 15-1 Relativ usikkerhet i virkningsgrad for R5 – R8 i første forsøksperiode.

Relativ usikkerhet i virkningsgrad				
Uke	R5	R6	R7	R8
1	5,8 %	3,2 %	2,8 %	3,3 %
2	14,0 %	3,6 %	3,4 %	2,5 %
3	9,8 %	3,4 %	15,9 %	2,8 %
4	4,7 %	4,3 %	2,6 %	2,2 %
5	6,6 %	3,1 %	3,2 %	3,2 %
6	7,5 %	4,5 %	6,8 %	2,5 %
7	5,6 %	4,2 %	3,6 %	4,7 %
8	6,8 %	4,2 %	3,0 %	3,3 %
9	7,4 %	3,8 %	3,1 %	3,7 %

15.2 Andre forsøksperiode, uke 10 – 16

Andre forsøksserie har hatt veldig ustabile driftsforhold, med bytte av både reaktortype og opphold i driften. VS innholdet i bioresten er ett tregt system og vil ikke bli påvirket i samme grad som gassproduksjonen. Faktorer som blir drøftet i kapitel 14.2 som omhandler VS innholdet i bioresten virker proporsjonalt på virkningsgraden. Derav følger en reduksjon i virkningsgraden fra oppstart av andre forsøksserie og utover. En nedadgående trend i virkningsgrad blir vist veldig tydelig i Figur 15-2, som viser virkningsgraden for hver uke fra uke 10 – 16. Siden VS innholdet ikke stabiliserer seg er det ikke riktig å kalle det en virkningsgrad i ordets rette forstand. På grunn av forsinkelse i systemet er det ikke kun biorest fra påfylt substrat som blir tappet av før VS innholdet stabiliserer seg. Ingen av reaktorene når en stabil virkningsgrad over flere uker, og det er derfor ikke mulig å

tallfeste de virkelige virkningsgradene i reaktorene. Usikkerheten i målingene er små med henholdsvis 3, 4, 4, og 3 % relativ usikkerhet fra R5-2 til R8-2. Virkningsgraden går mot 55 % som kan være rimelige tall, fra både egne forsøk og fra litteraturen (Callaghan, Wase et al. 2002, Marañón, Castrillón et al. 2012). Uten stabile resultater blir grunnlaget for lite til å si at virkningsgraden er på 55 %.



Figur 15-2 Virkningsgrad for hver uke i andre forsøksserie i reaktor R5-2 til R8-2.

16 Kinetikk

Kinetikken til systemet beskriver hastigheten til reaksjonen, i dette tilfellet hastigheten i omdanning av substrat til biogass. Ved hjelp av første ordens reaksjon kan man finne reaksjonsratekonstanten k . Ved en kjent reaksjonsratekonstant kan man finne ut av forventet produksjon av biogass for ulike organiske belastninger (Mähnert and Linke 2009). Forutsetningen er konstant blandingsforhold mellom kugjødtsel og matavfall, konsekvensen er endret oppholdstida ved endring i OLR.

16.1 Beregning av kinetiske parametre

Tettheten til biogass og til bioresten ble ikke bestemt i forsøket, verdier for dette er hentet fra Mähnert & Linke 2009 som fant tettheten til biogass fra ulike blandinger ensilasje og kugjødtsel til, $\rho_G = 1,245 \pm 0,037 \text{ kg/m}^3$, og tettheten til substratet inn ble antatt å være på 1000 kg/m^3 , siden det stort sett er vann (Mähnert and Linke 2009). Oppgaven tar utgangspunkt i en tetthet på biogass på $1,2 \text{ kg/m}^3$ og 1000 kg/m^3 for substrat.

Ved beregning av reaksjonsratekonstant er utgangspunktet gjennomsnittsverdier fra uke 4 – 9, som er den mest stabile perioden. Reaksjonsratekonstanten kan bli brukt til å finne uttrykk for spesifikk biogassproduksjon som funksjon av OLR. Det er ikke blitt gjort forsøk på ulik organisk belastning ved likt blandingsforhold av substrat for å undersøke holdbarheten til funksjonen, og graftene i Figur 16-1. Mähnert & Linke 2009 fant at førsteordens reaksjonsrate var en god antagelse for biogasssystemet ved substratene mais ensilasje, rug ensilasje og kugjødtsel (Mähnert and Linke 2009). Derfor blir det antatt at førsteordens reaksjonsrate også stemmer for substratene kugjødtsel og matavfall, med innblanding opp til 32,2 %, innenfor OLR fra $1 - 6 \text{ g(VS)/(l*dag)}$.

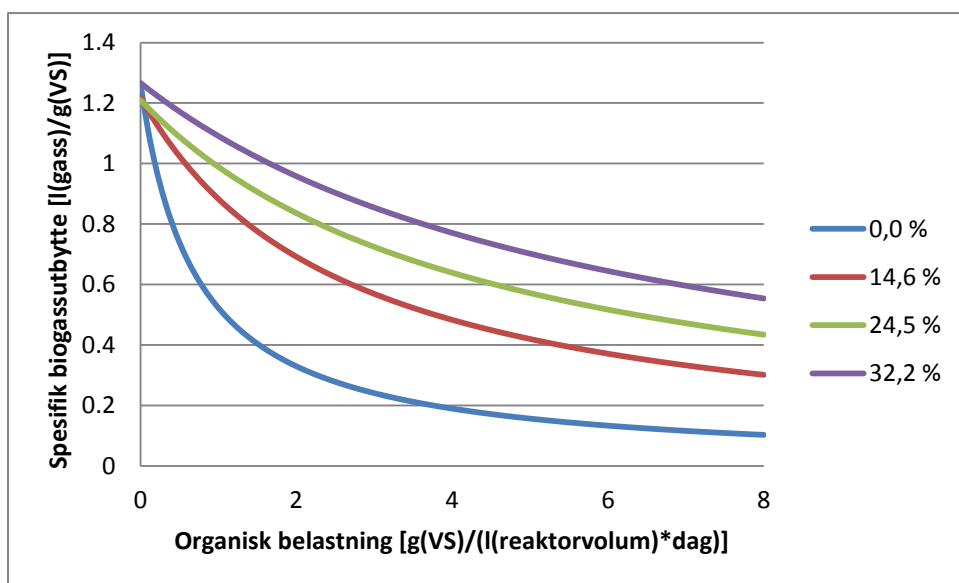
Tabell 16-1 Gjennomsnittlig verdier for uke 4 – 9. VS konsentrasjon i substrat C_0 , y_{max} - maksimalt teoretisk spesifikk biogassproduksjon, parameter \bar{k} og reaksjonsratekonstant k .

Reaktor	Substrat		C_0 [% VS]	y_{max} [l/g(VS)]	\bar{k} [dag ⁻¹]	k [dag ⁻¹]
	Kugjødsele [g]	Matavfall [g]				
R5	580	0	4,7 %	1,26	18,8	0,023
R6	580	99,5	6,6 %	1,22	48,4	0,058
R7	580	188	7,9 %	1,21	68,8	0,083
R8	580	274,9	8,8 %	1,27	89,0	0,107

Gjennomsnittlig VS innhold i substratet øker mellom hver reaktor. Teoretisk maksimal spesifikk biogassproduksjon er ikke signifikant forskjellig mellom noen av reaktorene. Reaksjonsratekonstanten k øker ved økende innhold av matavfall i kugjødsele, \bar{k} er en parameter funnet ved å multiplisere k med $\frac{\rho_e}{\rho_g}$. Dette er vist i Tabell 16-1, verdiene i tabellen blir brukt i Formel 10-16 som viser sammenhengen mellom spesifikt biogassutbytte og OLR, og blir plottet i Figur 16-1. Innvirkningen OLR har på spesifikk biogassproduksjon blir vist i Figur 16-1, grafene gjelder for innblandingsforholdet av matavfall på 0, 14,6, 24,5 og 32,2 % til konstant mengde kugjødsele. Områdene som er brukt for å bestemme grafene i Figur 16-1 er en OLR på 1,83, 2,99, 4,03 og 5,04 g(VS)/(l*dag) henholdsvis for grafene på 0, 14,6, 24,5 og 32,2 % matavfall innblandet.

16.2 Modelering av utbytte

Når de substratspesifikke parameterne, k og y_{max} , er kjent er det enkelt å beregne biogassutbytte man kan forvente fra anlegg. Eller man kan begynne på den andre siden og fastlegge mål for biogassutbytte og dimensjonere anlegget ut ifra hvor lang oppholdstid man må ha for å oppfylle målet på biogassutbytte.



Figur 16-1 Spesifikk biogassutbytte som funksjon av organisk belastning for ulike blandingsforhold mellom kugjødsele og matavfall, blandingsforholdene som ble undersøkt var ren kugjødsele 0 % matavfall og med 14,6, 24,5 og 32,2 % matavfall innblandet i konstant mengde kugjødsele, vist i Tabell 16-1.

16.2.1 Gyldighetsområdet til Figur 16-1

Gyldighetsområdet til grafen går mot en organisk belastning på 7 g(VS)/(l*dag) da det ble funnet at reaksjonen innhiberte ved denne organiske belastningen. Organisk belastning på 7 g(VS)/(l*dag) ble undersøkt ved 58,2 % matavfall. Til tross for at det ikke ble funnet innhibering i reaktoren som fikk 8 g(VS)/(l*dag) i andre forsøksserie, kan man ikke se bort fra innhibering som inntraff ved lavere organisk belastning. Øvre grense for gyldighetsområdet må derfor ligge under 7 g(VS)/(l*dag). Den høyeste organiske belastningen som ikke gav innhibering var på 6 g(VS)/(l*dag) og er øvre grense for funksjonen, ved innblanding av matavfall. Nedre grense er i dette tilfellet ikke så interessant siden en lav organisk belastning gir mindre biogassproduksjon og en lenger oppholdstid per liter reaktorvolum. Det som man imidlertid kan vises med nedre grenseverdi er at biogassproduksjonen går mot teoretisk maksimum. Å oppnå teoretisk maksimalt biogassutbytte er ikke mulig da det er fraksjoner av substratet, som lignin, som ikke vil bli brutt ned uavhengig av oppholdstid (Deublein and Steinhauser 2008).

16.2.2 Beregning av eksempelanlegg

På en gård har man tilgang på en fast mengde, 8 tonn, kugjødsel hver dag, og det blir planlagt å bygge ett biogassanlegg for oppvarming av drivhus på nabogården. Naboen har ett effektbehov på 200 kW fra september til juni, 10 måneder, det tilsvarer rundt 1,5 GWh energi årlig. I tillegg slipper han å brenne naturgass for produksjon av CO₂, siden biogassen har et høyt innhold CO₂ naturlig.

Prisen på anlegget er helt avgjørende og den avhenger sterkt av størrelsen. Naboene har derfor blitt enige om å se på muligheten ved å blande inn matavfall i kugjødsela for å øke produksjonen av biogass. De har funnet data for kinetikk i Tabell 16-1.

De antar VS innhold i kugjødsel til 4,7 % og i matavfall til 17,5 %, og en tetthet på 1000 kg/m³. Videre blir det antatt 60 % metan i biogassen og 11,25 kWh energi per m³ metan. Da må det produseres 711 m³ biogass om dagen.

Organisk belastning kan finnes ved Formel 16-1, som er en omrokering av Formel 10-16.

$$OLR = \frac{\bar{k}C_0 * \frac{y_{max}}{y} - \bar{k}C_0}{y_{max}} \quad \text{Formel 16-1}$$

Bare kugjødsel:

Ved bare å bruke ren kugjødsel som substrat har de 8 tonn bløtgjødsel hver dag, det er 376 kilo VS, for at de skal kunne produsere 711 m³ biogass må hver kilo VS gi 1,89 liter biogass. Det er langt over y maksimalt på 1,2 m³/kg VS, vist i Figur 16-1 og det er derfor ikke mulig å dekke behovet for energi ved hjelp av bare kugjødselen de har disponibelt.

14,6 % matavfall sammenblandet med kugjødsel:

De har fortsatt 376 kilo VS fra kugjødselen men nå sper de på med 1170 kilo matavfall, som bidrar med 205 kilo VS. Da trenger de et spesifikt biogassutbytte på 1,22 m³/kg VS. Figur 16-1 viser utbytte på 1,22 m³/kg VS ligger helt på lik linje med y_{max}. Da må organisk belastning gå mot null og oppholdstiden mot uendelig, det er også utenfor grensene til grafen skissert over.

24,5 % matavfall sammenblandet med kugjødssel:

Fra 8 tonn kugjødssel får man 375 kilo VS, og fra 2600 kilo matavfall får man 454 kilo VS, ved dette blandingsforholdet får de samlet 830 kg VS per dag. De trenger spesifikk biogassutbytte på

$$\frac{711 \text{ m}^3}{830 \text{ kg VS}} = 0,86 \frac{\text{m}^3}{\text{kg VS}}$$

Grafisk i Figur 16-1 finnes organisk belastning til ca 2 kg(VS)/(m³(reaktorvolum)*dag), og ved hjelp av Formel 16-1 finnes den mer eksakt til 1,83 kg(VS)/(m³(reaktorvolum)*dag). Dette er innenfor grensebetingelsene. Hvor stort reaktorvolum som er nødvendig kan regnes ut ved å dividere tilført organisk tørrstoff på organisk belastning.

$$\text{Reaktorvolum} = \frac{830 \frac{\text{kg VS}}{\text{dag}}}{1,83 \frac{\text{kg VS}}{\text{dag} \cdot \text{m}^3}} = 454 \text{ m}^3$$

De trenger reaktorvolum på 354 m³ for å produsere 711 m³ biogass, med en oppholdstid på $\frac{454 \text{ m}^3}{8+2,6 \frac{\text{m}^3}{\text{dag}}} = 43$ dager.

32,2 % matavfall sammenblandet med kugjødssel:

Brukes samme framgangsmåte som over har de 1040 kg VS hver dag. Da trenger de 0,68 m³/kg VS, det er i gyldighetsområdet til Figur 16-1, og en beregning med Formel 16-1 gir en organisk belastning på 5,35 kg(VS)/(m³(reaktorvolum)*dag). Da trenger de aktivt reaktorvolum på 195 m³, og oppholdstid på 16,5 dager.

Regneeksempelet viser en av anvendelsene kinetikkdataene kan brukes til, man kan også låse andre av parameterne, for eksempel oppholdstida og finne ut hvilket biogassutbytte man kan forvente seg ved en bestemt oppholdstid.

17 Inhiberende faktorer

Ved stor organisk belastning kan akkumulering av ammonium, eller nedgang i pH virke inhiberende. Inhibering er en tilstand der bakteriene får dårligere levetilstand, og reaksjonen blir hemmet. Da kan positiv tilbakekobling inntreffe og reaksjonen vil gå dårligere og dårligere. Positiv tilbakekobling er ett fenomen der en opphopning av for eksempel fettsyrer fører til ett surere miljø, som igjen fører til at de metanogene bakteriene reduserer metanproduksjon fra fettsyrer, og det vil hopes opp enda flere fettsyrer. Dette er en negativ spiral som kan forårsake driftsstans i en biogassreaktor.

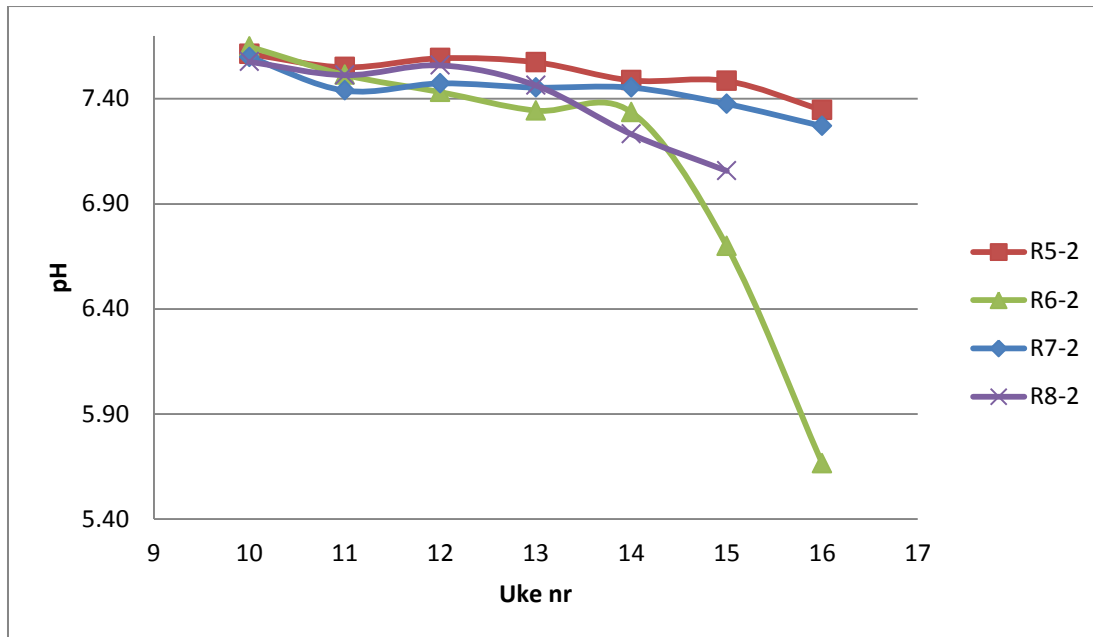
17.1 pH

pH verdiene til systemet indikerer om systemet fungerer bra eller om det er på vei mot inhibering. I første forsøksserie lå alle pH verdiene stabilt, med en pH forskjell på 0,1 mellom R5 som bare fikk tilført kugjødssel og R6 – R8 som fikk en blanding av kugjødssel og matavfall, vist i Tabell 17-1.

Tabell 17-1 Gjennomsnittlig pH uke 1 – 9, der R5 som blir matet med ren kugjødssel har pH som ligger 0,1 over R6 – R8 som blir matet med blanding av kugjødssel og matavfall.

pH			
R5	R6	R7	R8
7,75 ± 0,07	7,65 ± 0,06	7,64 ± 0,08	7,64 ± 0,07

Andre forsøksserie gav ikke stabile pH verdier, der var det en gjennomgående trend med synkende pH for alle reaktorene, vist i Figur 17-1. I reaktor R6-2 og R8-2 faller pH mer enn i reaktor R5-2 og R7-2. I både R6-2 og R8-2 begynte bioresten å få annerledes konsistens, bli mer viskøs, noe som førte til at gassen ikke unnslopp bioresten i samme rate som den ble dannet. Dette førte til skumdannelse som fylte gasspumpene med biorest. Det var grunnen til at R8-2 ble stanset i uke 15. I reaktor R6-2 ble omrøringen skrudd på maks og videre skumdannelse ble stoppet. Forsøket kunne drives videre og inhiberingen fortsatte, pH verdiene falt ytterligere siste forsøksuke.



Figur 17-1 pH fra uke 10 – 16, pH i R6-2 og R8-2 faller tidligere og mer enn i R5-2 og R7-2. Alle reaktorene har en negativ tendens i forsøksserien.

I takt med en synkende gassproduksjon blir det observert fallende pH, dette kommer aller klartest fram i R6-2 og R8-2. I disse reaktorene faller pH mest og begge går inn i en fase der de produserer lite biogass. En større reduksjon i pH vil føre til lavere biogassproduksjon, med positiv tilbakekobling som resultat. Ved en pH på mellom 7,5 og 7,0 faller toleransen for løst eddiksyre i reaktoren, og faren for inhibering er eksponentielt større ved synkende pH (Deublein and Steinhäuser 2008). Resultatene blir underbygd av Comino et al. 2010 hvor en økning i organisk belastning fra 5,15 til 7,78 g(VS)/(l*dag) førte til en fjerdedels biogassutbytte og pH som falt fra 7,84 til 6,98 (Comino, Rosso et al. 2010). Det er derfor grunn til å tro at en pH verdi som faller ned mot 7 vil føre til markant nedgang i biogassproduksjon og inhibering. Hva som ville skjedd med R5-2 og R7-2 hvis forsøket hadde blitt videreført er derimot ikke sikkert. Det kan se ut som om pH verdiene er på nedadgående kurs, men det kan også hende de ville funnet en ny likevektstilstand.

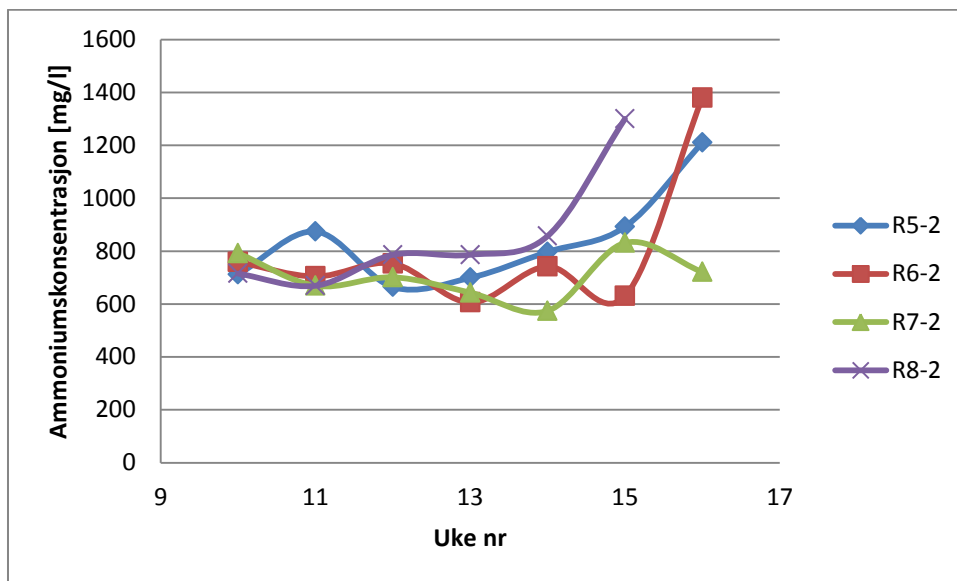
17.2 Ammonium

For høye konsentrasjoner av ammonium kan føre til inhibering. Ved analyse av bioresten i første forsøksserie ble det ikke funnet noen trend som tilsier opphopning av ammonium. R5 hadde noe høyere verdier enn de andre reaktorene, men verdiene fra uke til uke spriker såpass mye at usikkerheten blir høy, vist i Tabell 17-2.

Tabell 17-2 Ammoniumkonsentrasjon i første forsøksserie.

Første forsøksserie	
Reaktor	[mg/l]
R5	634 ± 83
R6	601 ± 39
R7	571 ± 44
R8	593 ± 45

Andre forsøksperiode viser at det begynner en opphopning av ammonium mot slutten av perioden. Konsentrasjonen av ammonium kommer opp mot 1400 mg/liter i tre av reaktorene, R5-2, R6-2 og R8-2 i siste uke. Fram til uke 13 ligger ammoniumnivået i alle reaktorene på samme jevne nivå, dette kan ses i Figur 17-2.



Figur 17-2 Ammoniumkonsentrasjon i andre forsøksserie, det er en klar tendens til opphopning av ammonium i slutten av forsøksserien i alle reaktorene bortsett fra R7-2.

Selv om det er en opphopning av ammonium mot slutten av andre forsøksperiode er ikke konsentrasjonene av ammonium veldig høy. Koster og Lettinga 1984 viste at metanogenesen opphører ved konsentrasjoner av ammonium på over 1700 – 2000 mg/liter, og synker gradvis fra konsentrasjoner på over 700 mg/liter (Koster and Lettinga 1984). Ved gradvis overgang til høyere ammoniumkonsentrasjoner er det vist aktivitet av metanogene bakterier ved konsentrasjoner på 6000 mg/liter (Parkin, Speece et al. 1983). Får de metanogene bakteriene tid til å tilpasse seg en høyere konsentrasjon av ammonium kan de tåle konsentrasjoner på opp til 6 ganger mer enn de kunne uten noen tilpassning (Koster and Lettinga 1988). Dermed skulle det tilsi at konsentrasjoner på 1400 mg/liter ikke skulle ha stor inhiberende virkning på reaksjonen. Da reaktorene har fått lang tid på tilvenning av ammonium i moderate konsentrasjoner. Men man kan heller ikke avskrive at økt ammoniumkonsentrasjon har vært med på å redusere biogassproduksjonen, da konsentrasjonen har oversteget 700 mg/liter.

Konklusjon

I dette forsøket har biogasspotensialet ved sammenrøtning av kugjødsel og matavfall, blitt undersøkt i fire anaerobisk CSTR reaktorer ved 37 ± 2 °C. Metanutbytte fra kun kugjødsel og kugjødsel blandet med henholdsvis 14.6, 24.5, og 32.2 % matavfall ble bestemt til 0.209, 0.350, 0.395 og 0.438 $l(CH_4)/(g(VS))$. Metaninnholdet i biogassen varierte fra 60 – 62 %. Konverteringsraten av organisk nedbrytbart materiale var på 29, 47, 53, og 55 %. Ved høyere andel matavfall blir en større del organisk materiale brutt ned. Tilgjengelig energi per kilo VS kugjødsel er beregnet til 2,3 kWh, mens tilsvarende tall for matavfall er 6,2 kWh. Dette viser at matavfall er veldig godt egnet som tilleggssubstrat for økt biogassproduksjon. For kun kugjødsel og kugjødsel med innblanding av 14.6, 24.5, og 32.2 % matavfall, ble volumetrisk metanproduksjon i de fire reaktorene bestemt til 0.38, 1.05, 1.59 og 2.21 liter metan per liter reaktorvolum, da den organiske belastningen var på henholdsvis 1.83, 2.99, 4.03 og 5.04 $g(VS)/(l \cdot dag)$.

Det ble observert stabile verdier av både pH og ammonium gjennom hele forsøksserien. Det har ikke vært observert inhibering i reaktorene før ved innblanding av 58 % matavfall med organisk belastning på 7,0 $g(VS)/(l \cdot dag)$. Da falt pH markant og reaktoren produserte nesten ikke mer biogass.

Resultatene fra forsøkene viser at gårdsbaserte biogassanlegg kan øke biogassproduksjonen med 481 % ved å gå fra kun kugjødsel til innblanding av 32,2 % matavfall.

Kildeliste

AGSTAR (2010). "U.S. Farm Anaerobic Digestion Systems, a 2010 Snapshot." Retrieved 8/4-2013, 2013, from http://www.epa.gov/agstar/documents/2010_digester_update.pdf.

Alves, M. M., et al. (2001). "Effects of lipids and oleic acid on biomass development in anaerobic fixed-bed reactors. Part II: Oleic acid toxicity and biodegradability." Water Research **35**(1): 264-270.

APHA., et al. (1985). Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington, DC, APHA.

Avfallsregnskapet (2013). Retrieved 3/4-2013, 2013, from <http://www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/avfregno>.

Boe, K., et al. (2009). "Effect of post-digestion temperature on serial CSTR biogas reactor performance." Water Research **43**(3): 669-676.

Briseid, T., et al. (2010). Klimatiltak i jordbruket

Behandling av husdyrgjødsel og våtorganisk avfall med mer i biogassanlegg. 1. utgave Bioforsk Report Vol. 5 Nr. 2 2010, Bioforsk: 1-44.

Buswell, A. and H. Mueller (1952). "Mechanism of methane fermentation." Industrial & Engineering Chemistry **44**(3): 550-552.

Bækken, Ø. and S. Bekkevold (1993). Håndbok i ensilering. Trondheim, Stiftelsen RUBIN.

Callaghan, F. J., et al. (2002). "Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure." Biomass and Bioenergy **22**(1): 71-77.

Capela, I., et al. (2008). "Impact of industrial sludge and cattle manure on anaerobic digestion of the OFMSW under mesophilic conditions." Biomass and Bioenergy **32**(3): 245-251.

Carlsson, M. and M. Uldal (2009). Substrathandbok för biogasproduktion, Svenskt gastekniskt center AB.

Celis-Garcia, M. L. B., et al. (2004). "Sulphide and oxygen inhibition over the anaerobic digestion of organic matter: Influence of microbial immobilization type." Environmental Technology **25**(11): 1265-1275.

Chen, L., et al. (2012). "The progress and prospects of rural biogas production in China." Energy Policy **51**(0): 58-63.

Chen, Y., et al. (2008). "Inhibition of anaerobic digestion process: A review." Bioresource Technology **99**(10): 4044-4064.

Chen, Y., et al. (2010). "Household biogas use in rural China: A study of opportunities and constraints." Renewable and Sustainable Energy Reviews **14**(1): 545-549.

Christensen, T. H. (1998). Affaldsteknologi. København, Teknisk Forlag.

Comino, E., et al. (2010). "Investigation of increasing organic loading rate in the co-digestion of energy crops and cow manure mix." Bioresource Technology **101**(9): 3013-3019.

Deublein, D. and A. Steinhauser (2008). Biogas from waste and renewable resources: An introduction. Weinheim, Wiley-Vch.

Dolfing, J. (2001). "The microbial logic behind the prevalence of incomplete oxidation of organic compounds by acetogenic bacteria in methanogenic environments." Microbial ecology **41**(2): 83-89.

Edwards, R., et al. (2011). "Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context." Concawe, JRC, EUCAR.

El-Mashad, H. M. and R. Zhang (2010). "Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste." Bioresource Technology **101**(11): 4021-4028.

Elsertifikatorordningen (2012). Elsertifikatorordningen. O. o. energidepartementet.

Eurostat, R. (2012). "Renewable energy statistics." Retrieved 21/3, 2013, from http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Renewable_energy_statistics.

Fjørtoft, K. (2013). Muntlig kommunikasjon

Fogler, H. S. (2005). Elements of chemical reaction engineering. Upper Saddle River, N.J., Prentice-Hall PTR.

FOR 2007-10-27 nr 1254 (2007). Forskrift om animalske biprodukter som ikke er beregnet på konsum. Lovdata.

Fornybarandel (2011). Mål om norsk fornybarandel på 67,5 prosent i 2020. O. o. energidepartementet.

Gerber, M. and R. Span (2008). "An analysis of available mathematical models for anaerobic digestion of organic substances for production of biogas." Paper IGRC.

Hagen, Ø., et al. (2011). Forutsetninger for biogassproduksjon i Norge- En flerfaglig case-studie av Ørland og Frosta. Trondheim, SINTEF.

Henriksen, P. (2012). "Lindum biogass er åpen." Retrieved 2/4-2013, 2013, from <http://www.vvsforum.no/artikkel/6327/lindum-biogass-er-aapnet.html>.

Huseby, K. (2013). Driftsansvarlig for biogassanlegget på Tomb landbruksskole, personlig kommunikasjon

Hwu, C.-S. and G. Lettinga (1997). "Acute toxicity of oleate to acetate-utilizing methanogens in mesophilic and thermophilic anaerobic sludges." Enzyme and Microbial Technology **21**(4): 297-301.

Jørgensen, P. J. (2009). Biogas-Green Energy: Process, Design, Energy Supply, Environment. Aarhus, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet.

Koster, I. W. and G. Lettinga (1984). "The influence of ammonium-nitrogen on the specific activity of pelletized methanogenic sludge." Agricultural Wastes **9**(3): 205-216.

Koster, I. W. and G. Lettinga (1988). "ANAEROBIC-DIGESTION AT EXTREME AMMONIA CONCENTRATIONS." Biological Wastes **25**(1): 51-59.

Kragseth, P. (2010). Biogass som drivstoff for busser. Bergen, HOG Energi.

Lindorfer, H., et al. (2008). "Doubling the organic loading rate in the co-digestion of energy crops and manure – A full scale case study." Bioresource Technology **99**(5): 1148-1156.

Macias-Corral, M., et al. (2008). "Anaerobic digestion of municipal solid waste and agricultural waste and the effect of co-digestion with dairy cow manure." Bioresource Technology **99**(17): 8288-8293.

Marañón, E., et al. (2012). "Co-digestion of cattle manure with food waste and sludge to increase biogas production." Waste Management **32**(10): 1821-1825.

Mattheeuws, B. (2012). "State of The Art of Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste in Europe Municipal Solid Waste in Europe." Retrieved 6/4-2013, 2013, from http://www.dakofa.dk/Aktiviteter/konferencer_seminarer/120207/Materiale/1415,%20Bruno%20Mattheeuws.pdf.

Menardo, S., et al. (2011). "The methane yield of digestate: Effect of organic loading rate, hydraulic retention time, and plant feeding." Bioresource Technology **102**(3): 2348-2351.

Moog, F., et al. (1997). "Promotion and utilization of polyethylene biodigesters in smallhold farming systems in the Philippines." Livestock Research for Rural Development **9**(2).

Mosey, F. (1983). "Mathematical modelling of the anaerobic digestion process: regulatory mechanisms for the formation of short-chain volatile acids from glucose." Water Science & Technology **15**(8-9): 209-232.

Mähnert, P. and B. Linke (2009). "Kinetic study of biogas production from energy crops and animal waste slurry: Effect of organic loading rate and reactor size." Environmental Technology **30**(1): 93-99.

Nazir, M. (1991). "Biogas plants construction technology for rural areas." Bioresource Technology **35**(3): 283-289.

Nedland, K. T. (2005). Gjennomgang og justering av KOSTRA-dataene for avløpslam fra 2005, Aquateam AS.

Nedland, K. T. (2011). Utvikling av biogass i Norge – kostnader ved biogassproduksjon i Norge, Sverige og Danmark.

Nedland, K. T. and K. Ohr (2010). Utvikling av biogass i Norge – forprosjekt.

NOU 2002: 19 (2002). Avfallsforebygging. Miljøverndepartementet, Regjeringen.

Nørbech, T. (2013). "Kombinert hurtiglader for elbil og fyllestasjon for biogass." Retrieved 2/4-2013, 2013, from <http://www.transnova.no/project/utbygging-av-gronne-fyllestasjoner-for-biogass-og-el>.

Parkin, G. F., et al. (1983). "Response of Methane Fermentation Systems to Industrial Toxicants." Journal (Water Pollution Control Federation) **55**(1): 44-53.

Pathak, H., et al. (2009). "Global warming mitigation potential of biogas plants in India." Environmental Monitoring and Assessment **157**(1-4): 407-418.

Raadal, H., et al. (2008). Potensialstudie for biogass i Norge UMB, Enova. Østfoldforskning AS.

Raadal, H. L. and K. Lorentzon (2007). Sluttrapport SNAB svensk-norske løsninger for avfall og biprodukter., Østfoldforskning.

Rajendran, K., et al. (2012). "Household Biogas Digesters—A Review." Energies **5**(8): 2911-2942.

Samferdselsdepartementet (2007). Fra biomasse til biodrivstoff. Et veikart til Norges fremtidige løsninger. Trondheim/Oslo.

Smith, P. H. and R. A. Mah (1966). "Kinetics of acetate metabolism during sludge digestion." Applied microbiology **14**(3): 368-371.

SSB, A. (2013). "Avfallsregnskap for Norge.". Retrieved 18/2-2013, 2013, from <http://www.ssb.no/avfregno/>.

SSB, E. (2013). "Produksjon, import, eksport og forbruk av elektrisk kraft." Retrieved 21/3, 2013, from <http://www.ssb.no/energi-og-industri/statistikker/elektrisitetaar/aar/2013-03-20?fane=tabell&sort=nummer&tabell=104192>.

St.meld.nr.39 (2008-2009). Klimautfordringene – landbruket en del av løsningen. L. o. matdepartementet. Oslo.

Sustainable Living (2013). "DIY Methane Generator." Retrieved 8/4-2013, 2013, from http://www.small-farm-permaculture-and-sustainable-living.com/methane_generator.html.

Sørensen, B. (2007). Renewable energy conversion, transmission, and storage. Burlington, Academic Press.

Tortora, G. J., et al. (2010). Microbiology: an introduction. San Francisco, Calif., Benjamin Cummings.

Twidell, J. and T. Weir (2012). Renewable Energy Resources. Hoboken, Taylor and Francis.

Veeken, A. and B. Hamelers (1999). "Effect of temperature on hydrolysis rates of selected biowaste components." Bioresource Technology **69**(3): 249-254.

Wang, X. and Y.-c. Zhao (2009). "A bench scale study of fermentative hydrogen and methane production from food waste in integrated two-stage process." International Journal of Hydrogen Energy **34**(1): 245-254.

Wayne, R. P. (2000). Chemistry of atmospheres: an introduction to the chemistry of the atmospheres of earth, the planets, and their satellites. Oxford, Oxford University Press.

Weiland, P. (2010). "Biogas production: current state and perspectives." Applied microbiology and biotechnology **85**(4): 849-860.

Wilkinson, K. G. (2011). "A comparison of the drivers influencing adoption of on-farm anaerobic digestion in Germany and Australia." Biomass and Bioenergy **35**(5): 1613-1622.

ZERO (2013). "Drivstoffkart." Retrieved 2/4-2013, 2013, from <http://www.klimabiler.no/kart/>.