



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

NIBIO RAPPORT | NIBIO REPORT

VOL.: 2, NR.: 121, 2016

Biogassproduksjon fra settefiskslam i sentraliserte og desentraliserte biogassanlegg

Rapport til AP3 i prosjektet "Fiskeslam som ressurs for bioenergi
og plantevekst" (Slam BEP) finansiert av Regionalt Forskningsfond
i Midt Norge med prosjektnummeret RFF 277401



RUTH GEBAUER¹⁾, JOSHUA FENTON CABELL¹⁾, OLA WEEN²⁾

¹⁾ NIBIO – Divisjon for Miljø og naturressurser, ²⁾ Møreforskning Ålesund AS

TITTEL/TITLE

Biogassproduksjon fra settefiskslam i sentraliserte og desentraliserte biogassanlegg

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

RUTH GEBAUER, JOSHUA FENTON CABELL, OLA WEEN

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
25.11.2016	2/121/2016	Åpen	20249.20	2016/2004
ISBN-NR./ISBN-NO:	ISBN DIGITAL VERSJON/ ISBN DIGITAL VERSION:	ISSN-NR./ISSN-NO:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:
978-82-17-01722-6	Versjon nr	2464-1162	75	

OPPDRAGSGIVER/EMPLOYER:

Smøla klekkeri og settefisk AS

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Per Gunnar Kvenseth

STIKKORD/KEYWORDS:

Fiskeoppdrett, settefisk, slam, biogass, anaerob behandling

Fish farming, smolt, sludge, biogas, anaerobic treatment

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Bioressurser og kretsløpsteknologi

Bioresources and Recycling Technologies

SAMMENDRAG/SUMMARY:

I denne undersøkelsen ble biogassprosessen med fersk avvannet fiskeslam (15,9% TS) fra settefiskoppdrett blandet med husdyrgjødsel fra melkekyr undersøkt i 4 laboratoriereaktorer ved mesofil temperatur (33°C). Podeslammet ble tatt fra et biogassanlegg for husdyrgjødsel. Den enkleste måten å oppnå en stabil biogass prosess med fiskeslammet fra prosjektanleggene i en totalomblandet reaktor (CSTR) og å utnytte dets energi potensial vil være å behandle det i blanding et annet substrat med høyere C/N-forhold enn fiskeslam. I biogassanlegg for gjødsel med totalomblandet tankreaktor (CSTR) bør innblandingen være på maksimalt 20 vol%. Med denne innblandingen kan en doble volumetrisk metanproduksjon.

In this study anaerobic digestion of fresh de-watered fish sludge (15,9% DM) from a smolt hatchery blended with liquid manure from dairy cattle was investigated in four laboratory-scale reactors under mesophilic conditions (33°C). The inoculum was taken from a biogas plant that treats liquid manure from dairy cattle. The simplest method for achieving a stable biogas process with fish sludge in a CSTR-type reactor, and to fully realize its energy potential, will be to treat it in combination with another feedstock with a higher C/N ratio than fish sludge. For CSTR-type AD reactors that are based on manure, a mixture with fish sludge should be maximum 20% (volume) fish sludge. This blend can double volumetric methane production.

LAND/COUNTRY: Norge
FYLKE/COUNTY: Møre og Romsdal
KOMMUNE/MUNICIPALITY: Tingvoll
STED/LOKALITET: Tingvoll

GODKJENT /APPROVED



TORMOD BRISEID

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



JOSHUA F. CABELL



FORORD

Denne rapporten gjengir aktiviteten i AP3 (arbeidspakke 3) i prosjektet ”Fiskeslam som ressurs for bioenergi og plantevekst” (Slam BEP) finansiert av Regionalt Forskningsfond i Midt Norge med prosjektnummeret RFF 277401. Dette prosjektet bygger på resultatene fra forprosjektet i 2012, finansiert med kvalifiseringsstøtte fra Regionalt Forskningsfond i Midt Norge, ”Utnyttelse av slam fra akvakultur i behandlingsanlegg for biogassproduksjon: teknologi og muligheter”, prosjektnummer RFF 217409). I slutten av prosjektperioden har NIBIO brukt av interne midler for å få ferdigsilt projektrapporten på denne utførlige måten

Målet med AP3 er å ”etablere ny kunnskapsplattform vedrørende prosess for biogassproduksjon, ... for å kunne tilrettelegge for effektiv og lønnsom biogassproduksjon med fiskeslam som substrat, enten lokalt ved det enkelte settefiskanlegg eller ved et sentralt anlegg ...” Dette skulle gjennomføres ved å «undersøke potensialet til ferskt og bearbeidet slam i biogassproduksjon” i laboratorieforsøk med anaerob behandling/utråkning. Det skulle gjennomføres forsøk angående behandling både i sentraliserte biogassanlegg og i desentraliserte biogassanlegg ved settefiskanleggene, med både fersk oppkonsentrert fiskeslam og med fiskeslam som ble behandlet/tørket med Global Environmental metoden. – På grunn av kapasitetsproblemer ble undersøkelsene kun gjennomført med fersk fiskeslam.

Alta, 25.11.16

Ruth Gebauer

SAMMENDRAG

I denne undersøkelsen ble biogassprosessen med fersk avvannet fiskeslam (15,9% TS) fra settefiskoppdrett undersøkt i 4 laboratoriereaktorer ved mesofil temperatur (33°C). Podeslammet ble tatt fra et biogassanlegg for husdyrgjødsel.

I første delen ble prosessen undersøkt i CSTRs (Continuously Stirred Tank Reactors), sammen med husdyrgjødsel fra melkekyr, for å simulere behandling av fiskeslam sammen med husdyrgjødsel i sentraliserte biogassanlegg. Forsøkene ble først drevet med husdyrgjødsel og så drevet med henholdsvis kun fiskeslam og en blanding av 80 vol% husdyrgjødsel og 20 vol% fiskeslam. Gjennom hele forsøksperioden ble organisk belastning holdt konstant på 2 g KOF/l slam per døgn (KOF: kjemisk oksygenforbruk) og skifte av substratene forløp uten driftsforstyrrelser.

Metanproduksjonen fra fiskeslammet ble målt til minst 238 ± 6 l/kg KOF, 457 ± 11 l/kg VS (organisk tørrstoff) og $60,5 \pm 1$ l/kg fiskeslam eller Nm^3/tonn fiskeslam (med 15,9% tørrstoff).

Energiproduksjonen fra fiskeslammet var dermed minst: 593 ± 7 kWh/tonn fiskeslam = $2,13 \pm 0,03$ MJ/kg fiskeslam. Volumetrisk metanproduksjon i prosessen med ren fiskeslam var $0,51 \pm 0,07$ l/l slamvolum per døgn. Grunnet utfordringer med kalibreringen av gassmålerne kan metanproduksjonen fra fiskeslammet ha vært opp mot 30% høyere enn oppgitt ovenfor. Metanproduksjonen var 3 ganger høyere enn spesifikk og volumetrisk metanproduksjon fra gjødselen i forsøkene på 77 ± 5 l/kg KOF, 131 ± 6 l/kg VS (organisk tørrstoff) og $0,16 \pm 0,05$ l/l slamvolum per døgn.

Prosessen med fiskeslam kunne imidlertid kun drives i 28 døgn, opptil 20 vol% fiskeslam i reaktoren, før konsentrasjonen av VFA (flyktige fettsyrer) begynte å stige som tegn på driftsforstyrrelser. Driftsforstyrrelsene skyldtes sannsynligvis ammoniumkonsentrasjonen i reaktoren som da var steget til 3000 – 4000 mg/l.

Biogassprosessen med en blanding av 80 vol% gjødsel og 20 vol% fiskeslam kunne drives uten driftsforstyrrelser, selv om ammoniumkonsentrasjonen var steget til 6000 mg/l. Dette kan forklares med lengre akklimatisasjonstid for mikroorganismene enn ved substratskifte til fiskeslam og lavere organisk belastning av de metanogene mikroorganismene enn ved drift med kun fiskeslam. Både spesifikk og volumetrisk metanproduksjon fra blandingen var mer enn dobbelt så høy som fra gjødselen, på 175 ± 11 l/kg KOF, 304 ± 19 l/kg VS (organisk tørrstoff) og $0,34 \pm 0,07$ l/l slamvolum per døgn.

I andre delen ble prosessen undersøkt i en semi-kontinuerlig batch-prosess som ble startet med podeslammet fra biogassanlegget for husdyrgjødsel men ble drevet med tilsats av kun fiskeslam i 7 måneder. Disse forsøk skulle simulere behandlingen i desentraliserte biogassanlegg - utformet etter semi-kontinuerlig batch prinsippet - ved de enkelte settefiskanlegg, gjennom vinteren, hvor et ikke er tillatt å spre våtgjødsel på jordene. Prosessen ble undersøkt med to forskjellige regimer for tilsats av fiskeslam, henholdsvis daglig tilsats av like mengder fiskeslam og daglig tilsats av varierende mengder slam, i henhold til variasjonen i slamproduksjonen i testanleggene i prosjektet.

Etter en oppstartsperiode på kun 4 uker, oppnådde reaktorene kun 70% av kapasiteten til å omsette fiskeslam til biogass som prosessene i forsøkene i første delen. Organisk belastning var dermed etter oppstarten 1,4 g KOF/l slam per døgn og så synkende.

Biogassproduksjonen kom raskt i gang og nådde høye nivåer i løpet av 30 døgn. Spesifikk metanproduksjon var høyt i de første 100 døgn etter oppstart i reaktorene med konstant tilsats og i 120 døgn i reaktorene med varierende tilsats, på hhv. 94% og 100% av den i de semi-kontinuerlige forsøk i første delen. Så falt den kontinuerlig, til den i reaktorene med konstant tilsatts stoppet helt opp etter 220 døgn drift, ved 55 vol% fiskeslam i reaktoren, og matingen ble stoppet. I reaktorene med varierende tilsats falt den kontinuerlig til ca. 20% på slutten av driftsperioden på dag 288. Gjennomsnittlig spesifikk metanproduksjon for hele driftsperioden var i prosessene med konstant og varierende tilsats henholdsvis ca. 71 og ca. 89% av den som ble målt i de semi-kontinuerlige forsøk i første delen.

Prosessene med konstant og varierende tilsats av slam kunne drives stabilt i hhv. 72, 45 døgn og 131 døgn, til hhv. 20 vol% og 40 vol% og 33 vol% fiskeslam i reaktoren og ammonium-konsentrasjoner på hhv. 10000 mg/l, 8000 mg/l og 10000 mg/l, før VFA-konsentrasjonen begynte å stige. Høyere toleranse for ammonium i batch-prosessene kan forklares med økt konsentrasjon av mikroorganismer i prosessen, lengre akklimatiseringstid for mikroorganismene og 30% lavere organisk belastning enn i den semi-kontinuerlige prosessen i første delen.

I reaktorene med konstant mating steg VFA etter 45 og 72 døgn, kontinuerlig til 22000 og 28000 mg/l på slutten av driftsperioden. VFA fortsatte å stige også etter at matingen ble stoppet. I reaktorene med varierende mating forble VFA-konsentrasjonen i hele driftsperioden under 3000 mg/l, store deler under 1000 mg/l. I begge prosessene ble det observert en periode med spesielt høy omsetning av VFA og metanproduksjon ved ammoniumkonsentrasjoner mellom 10000 og 150000 mg/l.

På slutten av forsøkene var bioresten tyntflytende med 5,0-5,9 vektprosent tørrstoff, bortsett fra et tynt lag med bunnfall av grovt materiale. B luktet sterkt anaerobt slam og ammoniakk, men ikke verre enn ubehandlet husdyrgjødsel. Den fortykket dårlig uten tilsats av kjemikalier, etter 4 timers sedimentering var utgjorde slamfasen 70% og etter 24 timer 50% av det opprinnelige slamvolumet.

Ut fra forsøksresultatene trekkes det følgende konklusjoner:

Fiskeslammets biogasspotensial i denne undersøkelsen var på linje med biogasspotensialet som tidligere ble målt i stabile prosesser uten inhibering.

Nitrogeninnholdet (opp mot 2% i mesteparten av prøvene) i fiskeslammet fra prosjektanleggene er for høyt til at i en biogassprosess i en totalomblandet reaktor (CSTR) kan drives stabilt over tid med kun dette fiskeslammet.

Den enkleste måten å oppnå en stabil biogass prosess med fiskeslammet fra prosjektanleggene i en totalomblandet reaktor (CSTR) og å utnytte dets energi potensial vil være å behandle det i blanding et annet substrat med høyere C/N-forhold enn fiskeslam.

I biogassanlegg for gjødsel med totalomblandet tankreaktor (CSTR) bør innblandingen være på maksimalt 20 vol%. Med denne innblandingen kan en doble volumetrisk metanproduksjon.

Biogassprosessen med innblanding av fiskeslam må antakelig fortsatt optimaliseres for å være økonomisk lønnsomt.

I forsøkene ble det observert en metanogen kultur som var spesielt effektivt ved 10 000 – 15000 mg ammonium/l og som åpner for muligheter til effektivisering av biogassprosesser med fiskeslam.

SUMMARY

In this study anaerobic digestion of fresh de-watered fish sludge (15,9% DM) from a smolt hatchery was investigated in four laboratory-scale reactors under mesophilic conditions (33°C). The inoculum was taken from a biogas plant for liquid manure from dairy cattle.

In the first phase the process was tested in CSTRs (Continuously Stirred Tank Reactors), together with liquid manure from dairy cattle, in order to simulate treatment of fish sludge and liquid manure together in a centralized biogas facility. The experiments were first conducted with liquid manure and then transitioned to respectively only fish sludge and a blend of 80% (by volume) manure and 20% fish sludge. Throughout the entire experiment the organic load rate (OLR) was held constant at 2 g COD/l substrate per day (COD: Chemical Oxygen Demand) and shifting of substrates proceeded without disruptions in the operation.

Methane production from the fish sludge measured at least 238 ± 6 l/kg COD, 457 ± 11 l/kg VS (volatile solids) and $60,5 \pm 1$ l/kg fish sludge or Nm^3/ton fish sludge (with 15,9% DM). Energy production from the sludge was therefore at least: 593 ± 7 kWh/ton fish sludge = $2,13 \pm 0,03$ MJ/kg fish sludge. Volumetric methane production during the process with pure fish sludge was $0,51 \pm 0,07$ l/l sludge volume per day. Due to challenges calibrating the gas counters it is possible that methane production from fish sludge was 30% higher than stated above. Methane production was 3 times higher than both specific and volumetric methane production from the liquid manure used in the experiment at 77 ± 5 l/kg COD, 131 ± 6 l/kg VS and $0,16 \pm 0,05$ l/l sludge volume per day.

It was only possible to operate the process with fish sludge for 28 days, up to 20 volume % in the reactor, before VFA (Volatile Fatty Acid) concentration began to climb indicating operational disruptions. The disruptions are most likely the result of a high ammonium concentration in the reactor, reaching 3000 – 4000 mg/l.

AD with a blend of 80% (volume) liquid manure and 20% (volume) fish sludge was operated without disruption, despite the fact that the ammonium concentration rose 6000 mg/l. This can be explained by a longer acclimation period for the microorganisms than for the transition to pure fish sludge and a lower OLR of the methanogenic bacteria than the blend with pure fish sludge. Both specific and volumetric methane production were double that of liquid manure, at 175 ± 11 l/kg COD, 304 ± 19 l/kg VS and $0,34 \pm 0,07$ l/l sludge volume per day.

In the second phase of the study a semi-continuous batch process was studied. The process was started with digestate from a full-scale biogas facility that treats liquid dairy cattle manure but was then driven with pure fish sludge for a period of 7 months. These experiments were intended to simulate treatment in decentralized biogas facilities – modelled after the semi-continuous batch principle – located at individual hatcheries where the sludge is stored during winter until possible to apply to the soil in spring. To regimes for adding fish sludge were tested, daily addition of the same amount of fish sludge and a daily addition of various amounts based on actual sludge production at the test hatcheries used in the study.

After an initial period of only 4 weeks the reactors reached only 70% of the capacity to convert fish sludge to biogas compared with the processes in the first phase. OLR began at 1,4 g COD/l sludge per day and dropped caused by increase in the sludge volume.

Biogas production initiated quickly and reached high levels within 30 days. Specific methane production was high during the first 100 days after startup in the reactors with constant loading

and 120 days for the reactors with variable loading, with respectively 94% and 100% of that from the first phase. Then production fell continuously until it stopped completely after 220 days in the reactors with constant loading when they reached 55% (volume) fish sludge in the reactors and the loading was stopped. Production fell continuously in the reactors with variable loading to 20% at the conclusion of operation after 288 days. The average specific methane production for the whole operation period with constant and variable loading was ca. 71 and 89%, respectively, of what was measured during the semi-continuous experiment during the first phase.

The processes with constant and variable loading of sludge were operated stably for respectively 72, 45 and 131 days and respectively 20% (volume), 40% and 33% fish sludge in the reactors and ammonium concentrations of respectively 10000 mg/l, 8000 mg/l and 10000 mg/l, before VFA-concentrations began to rise. Higher tolerance for ammonium in the batch processes can be explained by an increased concentration of microorganisms in the process, longer acclimatization for the microorganisms and 30% lower OLR than in the semi-continuous process during the first phase.

VFA rose after 45 and 72 days in the reactors with constant loading until it reached 22000 and 28000 mg/l at the end of the operational period. In the reactors with variable load VFA remained under 3000 mg/l during the entire test, and in large part under 1000 mg/l. In both processes it was observed a period with especially high conversion of VFA and methane production at ammonium concentrations between 10000 and 15000 mg/l.

At the conclusion of the study the digestate was thin with 5,0-5,9 DM by weight, with the exception of a thin layer of sediment composed of coarse material. The digestate smelled strongly of anaerobic sludge and ammonia, but no worse than untreated liquid animal manure. It thickened poorly without the addition of thickening agents and after 4 hours of settling the liquid phase accounted for 70% and after 24 hours 50% of the original sludge volume.

Based on the research results the following conclusions are drawn:

Fish sludge's biogas potential in this study was in line with the potential measured in previous studies without inhibition.

The nitrogen content (up to 2% in most of the samples) in fish sludge taken from the participating hatcheries is too high for CSTR-type reactors to be operated stably over time with only fish sludge as a feedstock.

The simplest method for achieving a stable biogas process with fish sludge in a CSTR-type reactor, and to fully realize its energy potential, will be to treat it in combination with another feedstock with a higher C/N ratio than fish sludge.

For CSTR-type AD reactors that are based on manure a mixture with fish sludge should be maximum 20% (volume) fish sludge. This blend can double volumetric methane production.

AD with a blending of fish sludge must be further optimized in order for it to be economically profitable.

In the experiments, a methanogenic culture was observed that was especially effective in the range of 10000 – 15000 mg ammonium/l and presents opportunities for improving the AD process with fish sludge.

INNHold

1	INNLEDNING	12
2	METODER	14
2.1	Bakgrunn og formål.....	14
2.1.1	Behandling av fiskeslam i sentraliserte biogassanlegg (Forsøk 3.1a i søknaden).....	14
2.1.2	Behandling av fiskeslam i desentraliserte biogassanlegg (Forsøk 3.2 i søknaden)	14
2.2	Substrat og podeslam	15
2.2.1	Fiskeslam.....	15
2.2.2	Husdyrgjødsel til forsøkene om sentraliserte biogassanlegg (Forsøk 3.1a)	16
2.2.3	Podeslam til forsøkene om sentraliserte biogassanlegg (Forsøk 3.1a)	16
2.2.4	Podeslam til batch-forsøkene om desentraliserte biogassanlegg (Forsøk 3.2)	16
2.2.5	Tørrstoff og organisk stoff i fiskeslam, gjødsel og podeslam.....	16
2.3	Utforming og drift av forsøksreaktorene	17
2.4	Forsøksoppsett og reaktordrift	17
2.4.1	Forsøk til behandling av fiskeslam i sentraliserte biogassanlegg (Forsøk 3.1)	17
2.4.2	Forsøk til behandling av fiskeslam i desentraliserte biogassanlegg (Forsøk 3.2)	18
2.5	Analysér – prosedyrer og analysehyppighet.....	22
2.5.1	pH-verdi	22
2.5.2	Gassmengde.....	22
2.5.3	Metaninnhold i biogassen (vol%).....	23
2.5.4	Ammonium i råtneresten.....	23
2.5.5	Flyktige fettsyrer (VFA)	23
2.5.6	Tørrstoff (TS) og organisk/flyktig tørrstoff (VS)	23
2.5.7	Kjemisk oksygenforbruk (KOF).....	24
2.5.8	Langkjedete fettsyrer.....	24
2.6	Beregning av energien i biogassen.....	24
3	RESULTATER	25
3.1	Behandling av fiskeslam i sentraliserte biogassanlegg (Forsøk 3.1a)	25
3.1.1	Oppstart og drift med gjødsel.....	25
3.1.2	Drift med fiskeslam	28
3.1.3	Drift med blanding av 80 vol% gjødsel og 20 vol% fiskeslam	31
3.1.4	Drift av prosessen med fiskeslam etter ustabiliteten	34
3.1.5	Sammenfatning av resultatene fra forsøkene om sentraliserte biogassanlegg	37
3.2	Behandling av fiskeslam i desentraliserte biogassanlegg (Forsøk 3.2)	38
3.2.1	Biogass og metanproduksjon.....	38
3.2.2	Forholdene i reaktorene	42
3.2.3	Sammenfatning av resultatene.....	49
4	DISKUSJON.....	50

4.1	Behandling av fiskeslam i sentraliserte biogassanlegg (Forsøk 3.1a)	50
4.1.1	Drift med gjødsel	50
4.1.2	Drift med fiskeslam	51
4.1.3	Drift med blanding av 80 vol% gjødsel og 20 vol% fiskeslam	54
4.1.4	Driften av prosessen med fiskeslam etter ustabiliteten	56
4.1.5	Maksimal metanproduksjon fra fiskeslam	58
4.1.6	Maksimal/optimal innblanding av fiskeslam	58
4.2	Behandling av fiskeslam i desentraliserte anlegg (Forsøk 3.2)	59
4.2.1	Oppstarten og tiden til prosessene var startet	59
4.2.2	Utviklingen av biogass- og metanproduksjonen og av konsentrasjonen av flyktige fettsyrer gjennom forsøksperioden	60
4.2.3	Biogass- og metanproduksjonen i forhold til potensialet målt i forsøkene om desentraliserte anlegg (forsøkene 3.1)	65
4.2.4	Varighet av biogassproduksjonen etter siste mating	65
4.2.5	Egenskapene til råtneresten i slutten av forsøksperioden (tørrstoff, lukt, konsistens, evne til bunnfelling)	65
4.3	Samlet vurdering av prosessene	66
4.3.1	Valg av organisk belastning	66
4.3.2	Utnyttelse av fiskeslammets potensial til metanproduksjon	66
4.3.3	Volumetrisk metanproduksjon	67
4.3.4	Driftsstabilitet og ammoniumkonsentrasjon	68
4.3.5	Konsekvenser for utforming av biogassprosess med konsentrert settefiskslam	69
4.3.6	Muligheter for effektivisering av biogassprosessen	70
5	KONKLUSJONER	71
	REFERANSER	72

1 INNLEDNING

I 2014 ble det omsatt 306 millioner laksesmolt i Norge (Fiskeridirektoratet, 2015). Samtidig med denne produksjonen ble det produsert potensielt kloakkutslipp tilsvarende det fra ca. 300000 personer, ca 1000 p.e. (personequivallenter) utslipp per 1 million produsert smolt (Bergheim, 2011). Produksjonsvolumet på settefiskanleggene varierer mellom under 100000 og flere millioner smolt årlig. Da vil det lokalt bli nokså betydelig forurensningsproduksjon.

Siden 1980-tallet har derfor utslippet fra settefiskanlegg ofte blitt renset med forskjellige typer mikrosiler, som regel etter pålegg fra forurensningsmyndighetene. Formålet med utslippsrensingen var som regel å redusere forurensningen lokalt og slammet fra mikrosilene, spylevann med rundt 1% tørrstoff, har blitt ledet lenger ut i havet og sluppet ut der.

Siden 2000-tallet, da det både ble flere settefiskanlegg og de enkelte settefiskanleggene fikk større produksjonsvolum, samtidig med at bevisstheten rundt utslipp fra settefiskanlegg økte, ble denne løsningen ofte ikke lenger godtatt av myndighetene. Flere og flere settefiskanlegg fikk og får pålegg om rensing av utslippsvannet på linje kravene om rensing av kommunalt avløp i Forurensningsloven (Klima og miljødirektorat, 2004) og om å slutt deponere slammet på land.

Metoden som da er mest vanlig er tilsetning av kalk til stabilisering og gjenbruk av slammet som gjødsel i jordbruket, med eller uten avvanning i forkant. Til tross for at metoden er enkel har den sine utfordringer, det trengs forholdsvis store mengder kalk, tilsetningen kan utfordrende arbeidsmiljømessig, slammet er ikke varig stabilisert, mengden slamtørrstoff øker. Den største ulempen med kalkstabilisering er imidlertid, ut fra et kretsløpsperspektiv, at kalkstabilisering ikke utnytter energiressursen i fiskeslammet. Dette er spesielt uheldig, fordi settefisknæringen er en svært energikrevende industri.

En biogassprosess vil kunne utnytte energien i fiskeslammet, uten å forringe gjødselverdien av det behandlede slammet, heller tvert om (Hanssen 1983). I rammen av klimapolitikken har det blitt mer og mer viktig best mulig å utnytte alle fornybare energikilder som finnes, og biogass fra avfallsprodukter skal få spille en viktig rolle som en av de framtidige energibærere i Norge. Da kan muligens også slam fra fiskeoppdrett bli en energiressurs.

Hittil finnes kun noen få studier om biogassproduksjon fra slam fra fiskeoppdrett (Kugelmann og van Gorder, 1991, Lanari og Franci, 1998, Gebauer, 1998, Gebauer og Eikebrokk, 2006) samt forprosjektet til denne undersøkelsen (Ytrestøyl et al., 2013). Alle studier konkluderer med at fiskeslam er energirikt og har et stort potensial for biogassproduksjon. Alle studier, - bortsett fra studien til Lanari og Franci (1998), som jobbet med et meget fortynnet slam -, konkluderer imidlertid også at dette potensialet er vanskelig å utnytte i en stabil biogassprosess. Dette, fordi fiskeslam inneholder høye konsentrasjoner av både protein og fett som utsetter prosessen for inhibering av nedbrytningsproduktene ammonium og langkjedete fettsyrer.

Målet med denne undersøkelsen er derfor å ”*utvide kunnskapen om biogassprosessen og undersøke potensialet til fersk ...fiskeslam i biogassproduksjon*”. Det skal gjennomføres forsøk i laboratoriereaktorer ved mesofil temperatur (33°C) som undersøker biogassprosessen med fiskeslam både når fiskeslam tenkes behandlet sammen med husdyrgjødsel i sentraliserte biogassanlegg (Forsøk 3.1) og når fiskeslam tenkes behandlet alene i desentraliserte biogassanlegg

ved de enkelte settefiskanlegg (Forsøk 3.2). Utråtnet slam tenkes fortsatt brukt som gjødsel i jordbruket.

De sentraliserte biogassanlegg tenkes utformet som ett-steps gjennomstrømningsanlegg med totalomblandet tankreaktor (CSTR). De desentraliserte biogassanlegg tenkes utformet som semi-kontinuerlig batch-reaktor med omrøring, som startes med podeslam fra et biogassanlegg med gjødsel og så vekselvis fylles med fiskeslam og delvis tømmes igjen, for å kunne fylles på nytt. Her skal første fylleperioden gjennom vinteren undersøkes, når spredning av våtgjødsel ikke er tillatt.

Som viktigste resultater skal prosjektet finne maksimal metanproduksjon/energiproduksjon fra fiskeslam i de forskjellige prosessutforminger og driftsbetingelser som gir stabil drift med høy biogass-/metanproduksjon og god gjødselkvalitet. Det siste ble tolket som driftsbetingelser som gir konsentrasjoner av flyktige fettsyrer under ca. 1000 mg/l.

Fordi dette prosjektet er et av de første om emnet, vil resultatene bli utførlig presentert og diskutert, slik at resultatene fra dette prosjektet også kan danne grunnlag for videre forskning.

2 METODER

2.1 Bakgrunn og formål

2.1.1 Behandling av fiskeslam i sentraliserte biogassanlegg (Forsøk 3.1a i søknaden)

Disse forsøk simulerte situasjonen at det finnes sentraliserte biogassanlegg for behandling av storfe gjødsel (gjødsel) rundt omkring og at fortykket fiskeslam fra settefiskanlegg skulle fraktes til et slikt anlegg og behandles der sammen med gjødselen. Vi antok videre at biogassanlegget for gjødselen er utformet som gjennomstrømningsanlegg med totalomblandet råtnetank (på engelsk: continuously stirred tank reactor CSTR). Denne drives som semi-kontinuerlig gjennomstrømningsanlegg ved mesofil temperatur (33-35°C) og med gjennomsnittlig hydraulisk oppholdstid (HRT) på 30 døgn. Slike driftsbetingelser er vanlig for sentraliserte biogassanlegg i Danmark.

Til et slikt anlegg skulle det nå tilsettes fiskeslam og målet med forsøkene var å finne:

- kunnskap om biogassprosessen ved innblanding av fiskeslam
- maksimal metanproduksjon (energiproduksjon) fra fiskeslammet, både når fiskeslammet blir tilsatt anlegget alene og når det blir tilsatt sammen med gjødsel.
- maksimal/optimal innblanding av fiskeslam med tanke på stabil drift, høy og stabil gass- og metanproduksjon og god gjødselkvalitet.

Alle sistnevnte momenter er kjennetegnet ved lave konsentrasjoner av flyktige fettsyrer (eng: volatile fatty acids, VFA) - et mellomprodukt i den mikrobiologiske nedbrytningen til biogass - i råtnetanken/ råtneresten. VFA vil hoppe opp i reaktoren, når omsetningskapasiteten til de metanogene mikroorganismene i råtnetanken er mindre enn tilførselen av substrat, noe som ofte skjer, når de metanogene mikroorganismene er hemet/inhibert. Det er mange stoffer som kan inhibere metanproduksjonen. Ved behandling av fiskeslam vil den mest sannsynlige årsaken til inhibering være for høye konsentrasjoner av ammonium, fra nedbrytning av proteiner i slammet. Rapporterte verdier for inhiberende ammoniumkonsentrasjoner ligger mellom 1000 og 6000 mg/l, avhengig av type podeslam, mulighet for akklimatisering av podeslammet, prosessutforming og organisk belastning (Yenigün og Demirel, 2013; Rajagopal og Massé, 2013). Dermed galt det i prosjektet å finne driftsbetingelser som gir stabilt lave konsentrasjoner av VFA i reaktorene, helst under 1000 mg/l, og kontroll med ammoniumkonsentrasjonen slik at VFA konsentrasjonen forblir så lavt.

2.1.2 Behandling av fiskeslam i desentraliserte biogassanlegg (Forsøk 3.2 i søknaden)

Disse forsøk simulerte situasjonen at settefiskanlegget behandler sitt slam selv i et eget desentralisert biogassanlegg ved settefiskanlegget. Råtneresten fra biogassanlegget tenkes igjen spredd på jordene som våtgjødsel. Spredning av våtgjødsel er kun tillatt i sommerhalvåret, og fiskeslammet må derfor lagres i vinterhalvåret. Vi antok at biogassanlegget er utformet som semi-kontinuerlig batch-prosess ved mesofil temperatur (33-35°C), i en stor kombinert biogassreaktor/ råtnetank og lagringstank. I slutten av sommeren tenkes biogassprosessen startet ved at tanken

delvis fylles med podeslam fra et nærliggende biogassanlegg for husdyrgjødsel. Gjennom høsten og vinteren tilsettes så fiskeslam til tanken, etter hvert som det oppstår i settefiskanlegget, og inngår i råtneprosessen i tanken. Når det om våren igjen er tillatt med spredning av våtgjødsel, tømmes mesteparten av råtneresten og spres på jordene.

En del av råtneresten holdes igjen i tanken for å fortsette biogassprosessen gjennom sommeren, hvor tanken fylles opp igjen til slutten av sommeren. Så tømmes igjen en del av råtneresten og spres på jordene, mens en del holdes igjen for å starte en ny prosess gjennom neste vinter, osv.

Formålet med forsøkene var å undersøke oppstarten av en slik prosess med podeslam fra et biogassanlegg for husdyrgjødsel og å undersøke driften med fiskeslam gjennom den første vinteren. Dette, for å kunne avgjøre om en semi-kontinuerlig batch-prosess med vekselvis fylling og delvis tømning av en tank kan være et alternativ for utforming av et desentralisert biogassanlegg for slammet fra et settefiskanlegg. Driften gjennom den første vinteren skal undersøkes med utgangspunkt i tidsrommet med forbud mot spredning av våtgjødsel i Møre og Romsdal, fra 1.september til midten av april. Driften skal undersøkes med to forskjellige regimer for tilsats av fiskeslam

- daglig tilsats av like mengder fiskeslam (Forsøk 2a i søknaden)
- daglig tilsats av varierende mengder slam, i henhold til variasjonen i slamproduksjonen i testanleggene i prosjektet (Forsøk 3.2b i søknaden). I disse forsøk ble variasjonen styrt fra en modell som ble laget basert på data fra testanleggene. Modellen er presentert i avsnittet 2.4.2.3.

Følgende forhold skulle undersøkes,

- Hvor fort biogassprosessen kommer i gang
- Utviklingen av biogass- og metanproduksjonen gjennom forsøksperioden
- Utviklingen i konsentrasjonen av flyktige fettsyrer (VFA) gjennom perioden (prosesstabilitet, gjødselkvalitet)
- Biogass- og metanproduksjonen i forhold til potensialet målt i forsøkene 3.1 (om desentraliserte anlegg)
- Varighet av biogassproduksjonen etter siste mating
- Egenskapene til råtneresten i slutten av forsøksperioden (tørrestoff, lukt, konsistens, evne til bunnfelling)

2.2 Substrat og podeslam

2.2.1 Fiskeslam

Fiskeslammet ble samlet fra settefiskanlegget til Marine Harvest på Haukå i Flora Kommune i Sogn og fjordane som på innsamlingstidspunktet for slammet ble drevet som resirkuleringsanlegg. (Mer informasjon om anlegget finnes i rapporten til AP 1, Ytrestøy et al. 2016). Fiskeslam fra Haukå ble valgt til forsøkene, fordi det hadde høyest tørrestoffinnhold og høyest konsentrasjon av både nitrogen og fett av typene fiskeslam som var tilgjengelige da forsøkene med fiskeslam startet. Dermed hadde det størst potensial til å inhibere biogassprosessen, noe som ville gjøre resultatene mht. maksimal innblanding konservative og gjeldende også for andre typer fiskeslam.

Fiskeslammet fra settefiskanlegget på Haukå hadde imidlertid også størst energiinnhold, både målt som konsentrasjon og per gram organisk stoff (VS), slik at energiproduksjonen fra dette slammet også kan være høyere enn fra andre typer fiskeslam. I slammet til forsøkene var tørrestoffinnholdet

på 15,3% med andel organisk stoff (VS) på 83%, nitrogeninnholdet var 1,8-2%. Mer informasjon om sammensetningen for øvrig er gitt i tabell 1 i avsnittet 2.2.5. Kort tid etter innsamling ble fiskeslammet frosset ned og lagret frosset til det ble brukt i forsøkene.

2.2.2 Husdyrgjødsel til forsøkene om sentraliserte biogassanlegg (Forsøk 3.1a)

Gjødselen ble samlet fra Tingvoll Gard, fra inntaket til biogassanlegget, slik at den var noe homogenisert og halm i gjødselen var kuttet opp. Der var den, på grunn av utformingen av oppsamlingssystemet på gården, imidlertid også blandet med vaskevannet fra fjøsen. Målet var å samle inn gjødsel med høyest mulig innhold av tørrstoff (TS) for å få teste høyest mulig organisk belastning av reaktorene og å få høyest mulig konsentrasjon av biomasse i reaktorene. Når forsøkene ble startet i august 2014, var det kun mulig å få samlet inn gjødsel 2,6%TS. Derfor ble reaktorene startet opp og drevet med denne gjødselen i de første 48 døgn. Da var det mulig å samle inn gjødsel med 4,2% TS og reaktorene ble drevet videre med denne tom. dag 111. Fra dag 112 og i hele resterende forsøksperioden ble det brukt en gjødsel med 4,5% TS. Gjødselen ble frosset ned kort tid etter innsamling og lagret frosset til det ble brukt i forsøkene. Mer informasjon om gjødselen er gitt i tabell 1 i avsnittet 2.2.5.

2.2.3 Podeslam til forsøkene om sentraliserte biogassanlegg (Forsøk 3.1a)

Biogassprosessen i disse forsøk ble startet med podeslam fra biogassanlegget for husdyrgjødsel ved Tingvoll Gard i Møre og Romsdal. På tidspunktet da podeslammet til disse forsøk ble samlet, den 8.august 2014, hadde det ett tørrstoffinnhold på 2,6% og en konsentrasjon av organisk stoff, VS, på 18,2 g/l. Mer informasjon om podeslammet er gitt i tabell 1 i avsnittet 2.2.5.

2.2.4 Podeslam til batch-forsøkene om desentraliserte biogassanlegg (Forsøk 3.2)

Også i disse forsøk ble biogassprosessene startet med podeslam fra biogassanlegget for husdyrgjødsel ved Tingvoll Gard i Møre og Romsdal. Det ble samlet, den 11.september 2015 og hadde da et tørrstoffinnhold på 4,2%, og en VS-konsentrasjon på 32 g/l som var 75% høyere enn VS konsentrasjonen i podeslammet til forsøkene 3.1 angående sentraliserte anlegg. Mer informasjon om podeslammet er gitt i tabell 1 i avsnittet 2.2.5.

2.2.5 Tørrstoff og organisk stoff i fiskeslam, gjødsel og podeslam

Innholdet av tørrstoff og organisk stoff i fiskeslammet, gjødselen og podeslammet som ble brukt i prosjektet samt energiinnholdet i fiskeslammet er vist i tabell 1. Verdiene i tabellen viser at

Tabell 1: Innhold av tørrstoff og organisk stoff i fiskeslammet, gjødselen og podeslammet som ble brukt i prosjektet samt energiinnholdet i fiskeslammet.

	% TS	%VS av TS	VS, g/l	KOF _{Cr} g/l	KOF/VS	Energi, MJ/kg
Fiskeslam	15,3	83	132	243	1,84	3,28*
Husdyrgjødsel	4,5**	78	35	58,9	1,68	
Podeslam til forsøk 3.1	2,6	70	18			
Podeslam til forsøk 3.2	4,2	77	32			

*beregnet fra energiinnholdet på 3,83 MJ/kg som ble målt i samme slam med 17,95 %TS

**under oppstarten brukt gjødsel med 2,5% TS til dag 48 og med 4,2% TS til dag 111

KOF-konsentrasjonen i fiskeslammet var fire ganger høyere enn KOF konsentrasjonen i gjødselen (KOF= kjemisk oksygenforbruk). Tabellen viser også at VS-konsentrasjonen i podeslammet til batch-forsøkene om desentraliserte anlegg (forsøk 3.2) var 78% høyere enn i det til de semi-kontinuerlige forsøk.

2.3 Utforming og drift av forsøksreaktorene

Forsøkene ble gjennomført i 4 laboratoriereaktorer på 20 l volum, med elektrisk omrøring (se Figur 1). De hadde separat elektrisk oppvarming i bunnen og var på sidene isolert med en 4 cm tykk matte av polyuretan. Reaktorene ble bygd av Uno Andersen ved laboratoriet ved Norsk Universitet for miljø og bioteknologi på Ås i Akershus.

Som vist i figur 1, ble reaktorene matet gjennom et rør som rakk til under slamoverflaten. Råtneresten ble tatt ut gjennom uttaket i bunnen av reaktorene, fordi slamvolumet i forsøkene var for liten til at overløpet kunne benyttes til slamuttak.

Under forsøkene ble reaktorinnholdet rørt med omdreiningshastighet på $15s^{-1}$. Før uttak av slam ble omdreiningshastigheten økt til $40s^{-1}$ i ett minutt.

Reaktorene var i toppen utstyrt med slanger som førte til gassmålere med et tellerverk, se avsnitt 2.5.2.

PH-verdien i råtneresten ble målt gjennom røret for innmating.

I forsøkene angående sentraliserte anlegg (forsøk 3.1) ble reaktorene drevet semi-kontinuerlig med innmating og slamuttak 5 dager per uke, på hverdagene.

I forsøkene angående desentraliserte anlegg (forsøk 3.2) ble reaktorene

drevet som semi-kontinuerlige batch-reaktorer med kun innmating 5 dager per uke, på hverdagene. Slam ble kun tatt ut i små mengder til analyser, se avsnitt 2.4.2.

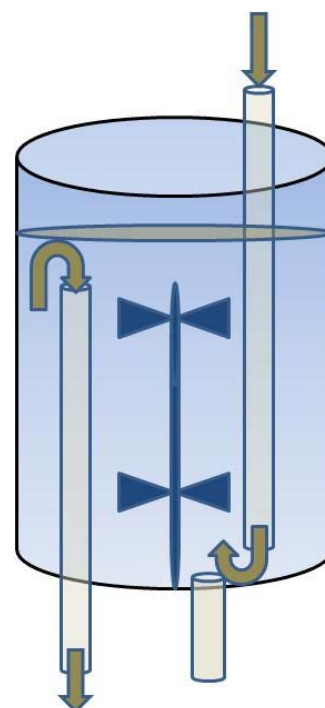
Gassmengden og pH-verdien ble også målt 5 dager per uke. De andre analyser ble gjennomført sjeldnere, se avsnitt 2.5.

2.4 Forsøksoppsett og reaktordrift

2.4.1 Forsøk til behandling av fiskeslam i sentraliserte biogassanlegg (Forsøk 3.1)

Reaktorene ble drevet semi-kontinuerlig med mating 5 dager per uke i en periode på totalt 334 døgn. Slamvolumet i reaktorene ble valgt til 12,857 l, slik at mating 5 ganger per uke med 600 ml substrat skulle gi en midlere HRT på 30 døgn. Organisk belastning av reaktorene ble holdt konstant på 2 g KOF/l slam per døgn, også ved skifte av substrat.

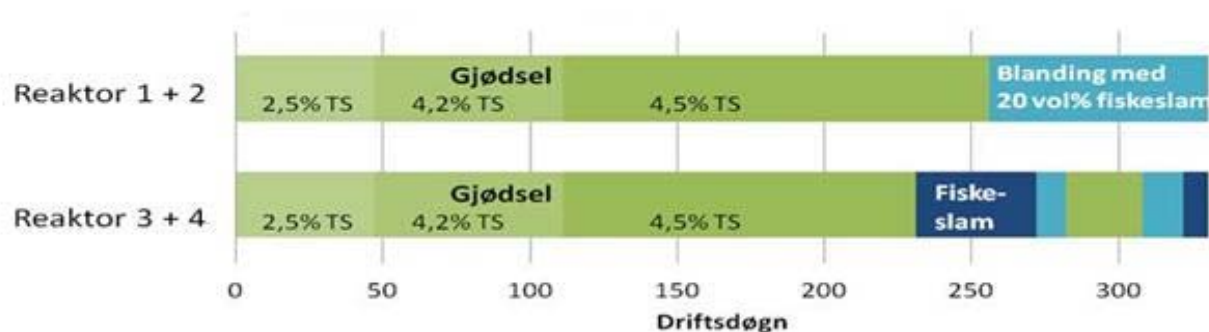
De første 231 døgn ble alle reaktorene startet opp og drevet helt likt med gjødsel. Reaktorene ble startet opp med 12,857 l podeslam. De ble startet opp over en periode på 30 døgn med en gjødsel



Figur 1: Laboratoriereaktor

med 2,5% TS. Driften startet med mating av 100 ml gjødsel på en fredag. Så fulgte en periode på 30 døgn med drift med gradvis økende mengde av samme type gjødsel til 600 ml, og økende frekvens av matingen til 5 ganger per uke, før reaktorene ble drevet semi-kontinuerlig med 600 ml gjødsel 5 ganger per uke. Grunnet tilgangen på gjødsel ble reaktorene drevet med 3 forskjellige kvantum med gjødsel, de første 48 døgn med gjødselen med 2,5% TS fra oppstarten, så 64 døgn med gjødsel med 4,2% TS, så de resterende 120 døgn med gjødsel med 4,5% TS.

Deretter ble reaktorene drevet 2 og 2 i parallell. Reaktorene 1 og 2 ble drevet med siste type gjødsel i 25 døgn til, og deretter i 78 døgn med en blanding av 80 vol% gjødsel og 20 vol% fiskeslam (50% av KOF fra hhv. gjødsel og fiskeslam). Reaktorene 3 og 4 ble fra dag 232 først drevet i 41 døgn med fiskeslam, så i 10 døgn med blanding med 20 vol% fiskeslam og fiskeslam, så i 25 døgn med gjødsel, så igjen i 18 døgn med 80/20 blanding og de siste 8 døgn igjen med fiskeslam (se Figur 2).



Figur 2: Oversikt over driften av reaktorene med forskjellige substrater i forsøkene 3.1.

De siste substratskiftene i reaktorene 3 og 4 ble foretatt for å motvirke driftsforstyrrelser i reaktorene på grunn av inhibering, teste grensen for maksimal innblanding av fiskeslam og undersøke reproduserbarheten av resultatene.

Som nevnt ovenfor, ble organisk belastning av reaktorene holdt konstant på 2 g KOF/l slam per døgn, i hele driftsperioden, også ved skifte av substrat. Dette, for å kunne skille eventuelle effekter av substratskiftet fra effekter pga. økt belastning (se avsnitt 4.1.2.1). Verdien 2 g KOF/l slam per døgn var belastningen som oppsto ved drift av reaktorene med 30 døgns HRT med siste type gjødsel.

For å oppnå lik organisk belastning med alle typer substrat, ble mengden substrat per innmating justert i forhold til KOF-konsentrasjonen i substratet (se tabell 2). Dermed ble HRT forskjellig ved drift med de forskjellige substrat, avhengig av KOF-innholdet i substratet. Ved drift med gjødsel ble 600 ml tilsatt per innmating og midlere hydraulisk oppholdstid (HRT) var 30 døgn. Ved drift med fiskeslam ble 150 ml tilsatt per innmating og resulterende HRT var 120 døgn. Ved drift med blanding med 20 vol% fiskeslam ble tilsatt 300 ml gjødsel og 75 ml fiskeslam per innmating og resulterende HRT var 48 døgn.

2.4.2 Forsøk til behandling av fiskeslam i desentraliserte biogassanlegg (Forsøk 3.2)

Reaktorene ble drevet som semi-kontinuerlige batch-reaktorer, med tilsats av fiskeslam 5 dager per uke, men *uten* tapping av råtnerest, bortsett fra til analyser og til vekstforsøk. Reaktorene ble drevet i totalt 288 døgn, som tilsvarte perioden fra 1.september til slutten av mai, av praktiske grunner i en måned lenger enn opprinnelig planlagt (Dag 260 tilsvarte slutten av april).

Reaktorene ble drevet 2 og 2 i parallell med hhv. konstant og varierende tilsats av slam. Reaktorene

med konstant tilsats av slam ble tilsatt slam kun i 220 døgn, deretter ble de kun fulgt opp med målinger.

Reaktorene ble startet opp med 8,571 l podeslam. Slamvolumet i reaktorene ble valgt slik at tilsats 5 ganger per uke av 100 ml fiskeslam per mating skulle gi samme organisk belastning (2 g KOF per l slamvolum per døgn) som i forsøkene angående sentraliserte biogassanlegg (forsøkene 3.1), i begynnelsen av forsøkene. (Så ville organisk belastning avta etter hvert pga. økningen i slamvolumet.)

De første 60 døgn ble alle reaktorene drevet helt likt med tilsats av kun fiskeslam helt fra begynnelsen. Deretter ble reaktorene 1 og 2 drevet videre med konstant tilsats av fiskeslam, mens reaktorene 3 og 4 ble drevet videre med varierende tilsats av fiskeslam, i totalt 288 døgn.

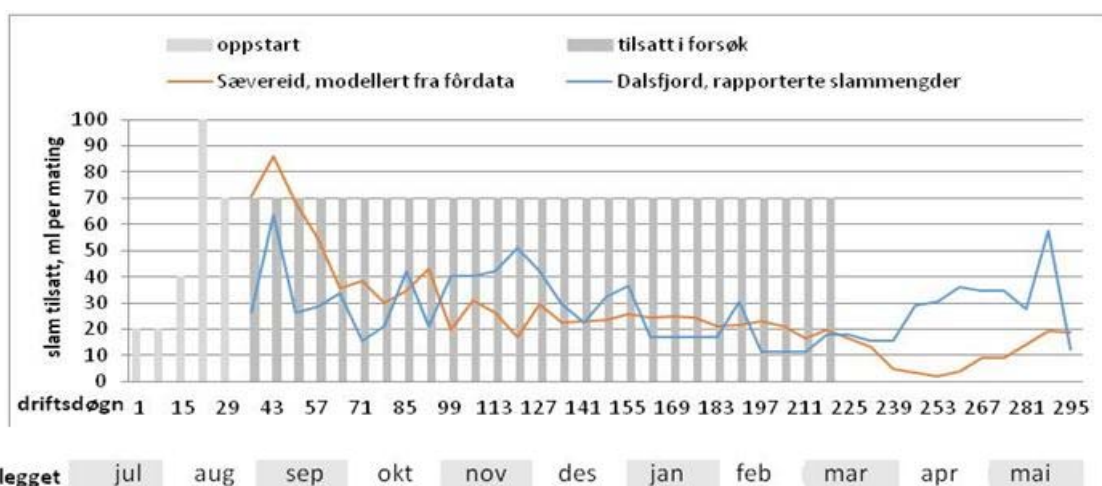
Denne gangen prøvde vi å starte biogassprosessen fortere enn ved forsøkene til sentraliserte anlegg. Vi prøvde å øke til ønsket tilsats av 100 ml fiskeslam fem ganger per uke (organisk belastning på 2 g KOF per l slamvolum per døgn) i løpet av knappe fire uker.

Driften startet med mating av 100 ml fiskeslam på en fredag. Fra tirsdag i andre uken fulgte en periode på kun 8 døgn, til onsdagen i tredje uken, hvor reaktorene ble tilsatt 50 ml fiskeslam annenhver arbeidsdag. Allerede fredagen i tredje uken, to uker etter oppstart, ble tilsatsen økt til ønsket mengde på 100 ml per mating. I kommende (fjerde) uke ble reaktorene matet med 100 ml fiskeslam på alle fem arbeidsdager. Dette var en økning av belastningen med to og en halv ganger i forhold til uken før. Analyse av flyktige fettsyrer, VFA, på fredagen i fjerde uken viste at dette var en overbelastning. Derfor ble tilsatsen fra kommende mandag (dag 25, femte uken) redusert til 70 ml slam 5 ganger i uken. Dette tilsvarte 70% av tilsatsen i forsøkene 3.1, korrigert for lavere slammengde i reaktorene i disse forsøk. – Fordi slamvolumet allerede hadde økt i forhold til starten, var organisk belastning redusert enda mer i forhold til belastningen i forsøkene 3.1, til 65%, ca. 1,3 g KOF per l slamvolum per døgn, på dag 25 (og så avtagende).

2.4.2.1 Forsøk 3.2a – daglig tilsats av like mengder fiskeslam

Reaktorene 1 og 2 ble så drevet i 195 døgn med konstant tilsats av 70 ml fiskeslam per mating. Pga. økningen i slamvolumet i løpet av driften, avtok organisk belastning gradvis fra ca. 1,3 g KOF per l slamvolum per døgn på dag 25 til ca. 0,63 g KOF per l slamvolum per døgn på dag 220. Da ble matingen stoppet og reaktorene ble ut driftsperioden kun fulgt opp med målinger, i ytterligere 68 døgn, se Figur 3 på neste side.

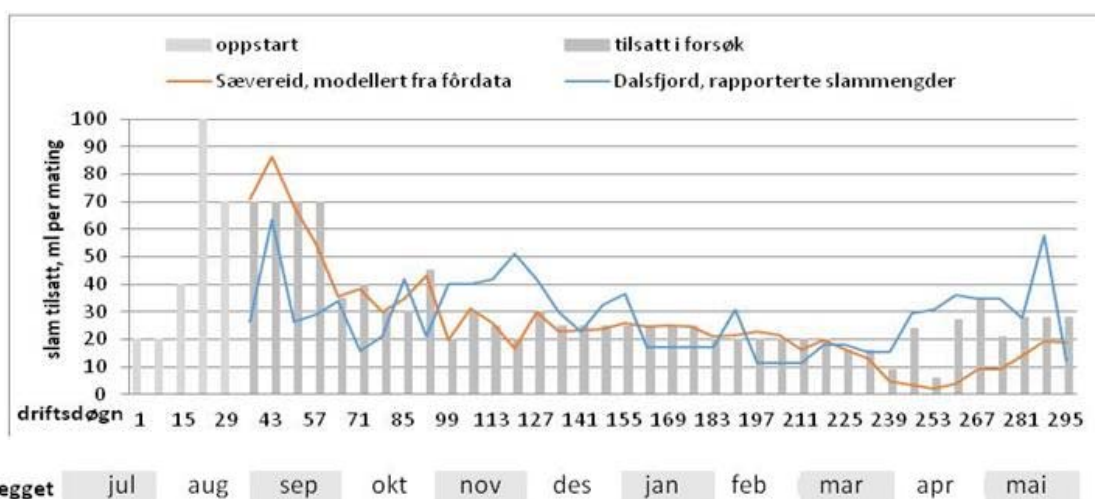
På dag 131 ble det tatt ut 1/7 del av reaktorinnholdet til vekstforsøk til arbeidspakke 4 i prosjektet. Deretter ble matingen justert til 60 ml per mating, slik at forholdene i reaktorene forble de samme som ved fortsatt mating med 70 ml uten slamuttak.



Figur 3: Mating av reaktorene 1 og 2 gjennom hele forsøksperioden sammen med variasjonen i slamproduksjon i to av settefiskanleggene fra prosjektet.

2.4.2.2 Forsøk 3.2b – daglig tilsats av varierende mengder slam

Fra dag 61 ble tilsatt slammengde per mating i reaktorene 3 og 4 redusert tilsvarende en modell for variasjon av energien i slamproduksjonen fra begynnelsen av september til slutten av mai¹ i settefiskanleggene fra prosjektet (se figur 4). Denne modellen ble utarbeidet basert på informasjon om fôrforbruket ved settefiskanlegget på Sævereid i driftsåret 2013/2014 og på informasjon om leverte slammengder fra settefiskanlegget på Dalsfjord. Den er nærmere beskrevet i avsnittet 2.4.2.3 nedenfor. Reaktorene ble så drevet i 228 døgn med varierende tilsats av slam, tilsvarende variasjonene i modellen. Tilsatt slammengde ble – ved behov - forandret ukentlig.



Figur 4: Mating av reaktorene 3 og 4 gjennom hele forsøksperioden sammen med variasjonen i slamproduksjon i to av settefiskanleggene fra prosjektet, Sævereid (modellert fra fôrdata) og Dalsfjord (rapporterte slammengder).

¹ I utgangspunktet var forsøkene kun planlagt å simulere perioden til midten av april. Så ble imidlertid av forskjellige praktiske grunner forsøkene fortsatt i noen uker ekstra, slik at de kan simulere perioden ut mai.

På dag 131 ble det tatt ut 1/5 del av reaktorinnholdet til vekstforsøk til arbeidspakke 4 i prosjektet. Deretter ble matingen justert tilsvarende, slik at forholdene i reaktorene forble de samme som ved fortsatt mating med planlagt mengde uten slamuttak.

2.4.2.3 Modellen for variasjon i slamproduksjon i settefiskanlegg til forsøkene 2b

Da disse forsøkene ble startet, i september 2015, forelå ikke noen data over slamproduksjonen gjennom året fra noen av anleggene i prosjektet. De eneste fullstendige data som forelå da, var daglige registreringer av utfôring og netto fiskeproduksjon fra settefiskanlegget på Sævereid, fra høsten 2013 og for hele 2014. Derfor ble variasjonen i slamproduksjonen *estimert* ut fra disse data. Dataene ble sammenfattet som verdier for hver uke og så ble ukentlig slamproduksjon beregnet, med følgende forutsetninger:

- Fiskeslammet består av fôrspill og feces
- Fisken har spist 0,8 kg fôr per kg tilvekst (teoretisk fôrfaktor)
- Av fôret som fisken spiser, skiller den ut 20% som feces, som ender opp i fiskeslammet
- Alt fôr som ikke blir spist ender opp som fôrspill i fiskeslammet

Verdiene ble valgt ut fra informasjon i litteraturen og på nettsidene til fôrprodusentene.

For å gjøre estimatet enda mer nøyaktig ble variasjonen i energien i slamproduksjonen estimert med forutsetningen om at

- Energiinnholdet i feces er 60% av energiinnholdet i fôret.

Dette estimatet ble funnet ut fra informasjon om energiinnhold og fordøyelighet av fôret på nettsiden av en fôrprodusent.

Til slutt ble dataene normert slik at de 70 ml slam som reaktoren ble drevet med svarte til gjennomsnittlig energiinnhold i slamproduksjonen i september.

En tid ut i forsøksperioden ble data over slamproduksjonen fra flere av anleggene i prosjektet tilgjengelige. Fra settefiskanlegget i Dalsfjord forelå fullstendige data over ukentlig levert slammengde gjennom et helt år, - fra oktober 2014 til oktober 2015 -, sammen med fôrforbruk og nettofiskeproduksjon. Disse data ble inkludert i modellen for variasjon i slamproduksjon/ energiproduksjon i slammet. For å lette sammenligningen, ble dataene fra Dalsfjord normert slik at total slamproduksjon i perioden fra september til og med april skulle være lik i begge anlegg.

Variasjonen i både fôrforbruk og slamproduksjon ved Dalsfjord avvek sterkt fra den i modellen for anlegget på Sævereid (se figur 4). Særlig om våren økte slamproduksjonen ved anlegget på Dalsfjord tidligere enn i modellen for Sævereid, noe som vil medføre en større belastning på biogassprosessen enn økningen i slamproduksjonen i modellen for Sævereid. For å gjøre resultatene konservativ og mest mulig relevant for flere anlegg, ble det ved tilsetningen for å simulere månedene april og mai tatt utgangspunkt i verdiene for slamproduksjonen ved Dalsfjord.

2.5 Analyser – prosedyrer og analysehyppighet

2.5.1 pH-verdi

PH-verdien ble målt 5 ganger per uke, i råtnetankene, se avsnitt 2.3, med en pH-elektrode av typen ph 10-penn levert av VWR.

2.5.2 Gassmengde

Gassmålerne var på plass først på dag 76, slik at måling av gassmengden kunne starte først på dag 76. Gassmengden ble registrert 5 ganger per uke. Gassmålerne var også blitt laget av Uno Andersen ved NMBU på Ås. De består av en plastslange som samler gassen fra biogassreaktoren. Slangen klemmes sammen av et skovlhjul som driver et telleverk. Når gassen i slangen oppnår et vist trykk drives skovlhjulet rundt og telleverket registrerer et trinn. Et trinn tilsvarer så gassmengden som skulle til for å snurre rundt telleverket med ett trinn.

Utfordringen med denne gassmåleren er at gassmengden som får telleverket til å telle, varierer sterkt med trykket. Ved høyere trykk er gassvolumet per telletrinn større enn ved lavere trykk. Dermed gav foreslått prosedyre for kalibrering, å presse et kjent volum gjennom telleverket med en gassprøyte, for høye verdier for gassproduksjonen. Dette ble imidlertid oppdaget først mot slutten av prosjektet/forsøkene. Da ble det fortatt sikre kalibreringer av telleverket ved oppsamling av biogassen i et fortrengingssystem. Dette besto av målesylindere som var fylt med sur saltløsning som ikke løser karbondioksid (CO₂) og som sto opp ned i en bøtte med samme løsning (DIN 38, 1985). Til omregning fra telletrinn til gassvolum ble så resultatene fra disse sikre kalibreringene brukt, som var gjennomsnittlig på 0,31 ml per omdreining.

Disse kalibreringene vil imidlertid også være avhengige av trykket i slangen, som igjen er avhengig av biogassproduksjonen i reaktorene. Fordi problemet ble oppdaget såpass seint i forsøksperioden, kunne det bare foretas sikre kalibreringer ved relativt lav gassproduksjon, under driften av batch-forsøkene (forsøk 3.2). Der var gassproduksjonen tilsvarende den i de semi-kontinuerlige forsøkene (3.1) med drift av gjødsel. Derfor kan en anta at gassmålingene for disse forsøkt er nokså nøyaktige, med en feilmargin på muligens ±5-10%.

Gassproduksjonen under kalibreringen var imidlertid vesentlig lavere enn gassproduksjonen under forsøkene 3.1 ved drift med fiskeslam eller blanding av 20% fiskeslam og 80% husdyrgjødsel. Dermed kan bruk av verdiene fra ”de sikre kalibreringene” føre til at gassmengden (og metan og energimengden) ble beregnet for lavt fra prosessene med fiskeslam og med blanding av fiskeslam og husdyrgjødsel. Det ble likevel ansett som tryggest å bruke verdiene fra ”de sikre kalibreringer”, fordi de var de beste vi hadde, og oppgi gass- og metanproduksjonen fra disse prosesser som minsteverdier. For å redusere feilen noe, ble imidlertid de høyeste målte verdier fra ”de sikre kalibreringene” brukt til beregning av gassmengdene fra fiskeslam og fra blanding av fiskeslam og husdyrgjødsel, 0,33 ml per omdreining. Den resterende feilen er vanskelig å anslå, den *kan* den være opp mot 30%, basert på målinger av telletrinn ved høye trykk. – Energibalansen for fiskeslammet i avsnitt xxx kan imidlertid tyde på at feilen ikke var så stor likevel.

2.5.3 Metaninnhold i biogassen (vol%)

Metaninnhold i biogassen (vol%) ble målt med en metanmåler av typen GA5000, som måler etter infrarød prinsippet. I forsøkene angående sentraliserte anlegg (forsøk 3.1) ble metaninnholdet i biogassen målt fra dag 176, da metanmåleren var på plass og i all hovedsak målt to ganger per uke, i noen uker kun en gang. I forsøkene angående desentraliserte anlegg (forsøk 3.2) ble metaninnholdet i biogassen målt i hele driftsperioden. Det ble i all hovedsak målt en gang per uke, i noen perioder kun annenhver uke eller sjeldnere, av praktiske grunner.

2.5.4 Ammonium i råtneresten

Ammonium (Tot-NH₄) i råtneresten ble målt med strips fra Merck av typen MQuant Ammonium-test HC 428235, 1.10024.0001. Måleområdet til testen var mellom 30 og 400 mg/l, slik at prøvene ble fortynnet 5-20 ganger for å falle innenfor måleområdet. Målingene med testen ble i noen fortyntinger kontrollert med en ammoniumelektrode av typen Mettler DX218 koblet til en titrator av typen Mettler DL22. Stikkprøven viste at strips testen målte rett ammoniumkonsentrasjon i fortyntingen. På grunn av måleskalaen og fortyntingen av prøven vil ammoniummålingen likevel ha en feilmargin på ±1000 mg/l. - I forsøkene angående sentraliserte anlegg (forsøk 3.1) ble ammonium målt fra dag 176 av forsøkene, i mesteparten av perioden målt to ganger per, i noen uker kun en gang. I forsøkene angående desentraliserte anlegg (forsøk 3.2) ble ammoniumkonsentrasjonen i råtneresten målt i hele driftsperioden. I begynnelsen av forsøkene ble den målt en gang per uke, i siste halvdel annenhver uke.

2.5.5 Flyktige fettsyrer (VFA)

Flyktige fettsyrer (eng. volatile fatty acids), VFA ble bestemt ved to - punkts- titrering etter en empirisk metode som er beskrevet som Mod 2a i Møller&Ward (2011, s.512). Titreringen ble foretatt med 5 ml prøve med en titrator av typen Mettler DL22. Resultatene ble kontrollert to ganger, på dag 218 med analyser med GC (gasskromatograf) analyser ved Eurofins på Moss, og på dag 131 i forsøkene 3.2 med GC – analyser ved NMBU på Ås. Ved begge kontroller var feilen i titeringsanalysene mindre enn 10%. - I forsøkene angående sentraliserte anlegg (forsøk 3.1) ble ammonium målt fra dag 169 av forsøkene, i mesteparten av perioden målt to ganger per, i noen uker kun en gang. I forsøkene angående desentraliserte anlegg (forsøk 3.2) ble VFA i råtneresten målt i hele driftsperioden. I begynnelsen av forsøkene ble den målt en gang per uke, i siste halvdel annenhver uke.

2.5.6 Tørrstoff (TS) og organisk/flyktig tørrstoff (VS)

Tørrstoff(TS) og flyktig (organisk) tørrstoff(VS) ble analysert i henhold til Norsk standard (NS 4764), med tørking ved 105°C og gløding ved 550°C. Prøvestørrelsen var på ca. 250 gram. - I forsøkene angående sentraliserte anlegg (forsøk 3.1) ble TS og VS ble analysert i podeslammet, husdyrgjødselen og fiskeslammet. I tillegg ble det analysert på dag 169 i råtneresten fra reaktor 2 og fra dag 195 og ut forsøket råtneresten fra alle reaktorene, i all hovedsak målt en gang per uke. Til forsøkene forelå analyser av fiskeslammet. Derfor ble TS/VS kun analysert i podeslammet og på noen utvalgte dager i råtneresten fra reaktorene, på dag 65, 195 og etter at forsøkene var avsluttet, på dag 300.

2.5.7 Kjemisk oksygenforbruk (KOF)

Kjemisk oksygenforbruk ble analysert i husdyrgjødselen og i fiskeslammet som ble brukt i forsøkene. Analysen ble foretatt av ALS Laboratory Group Norway i Oslo, etter dikromat-metoden CSN ISO 6060.

2.5.8 Langkjedete fettsyrer

Langkjedete fettsyrer fra ble analysert med gasskromatograf. Analysen ble gjennomført av Hans Ragnar Norli ved NIBIO, Norsk institutt for bioøkonomi på Ås i Akershus. Analysen ble gjennomført kun en gang under batch-forsøkene (forsøk 3.2), i råtneresten som ble tatt fra hver reaktorene på dag 131 i forsøket.

2.6 Beregning av energien i biogassen

Energien i biogassen ble beregnet med en brennverdi for metan 35,3 kJ/l (Hanssen, 1983)

3 RESULTATER

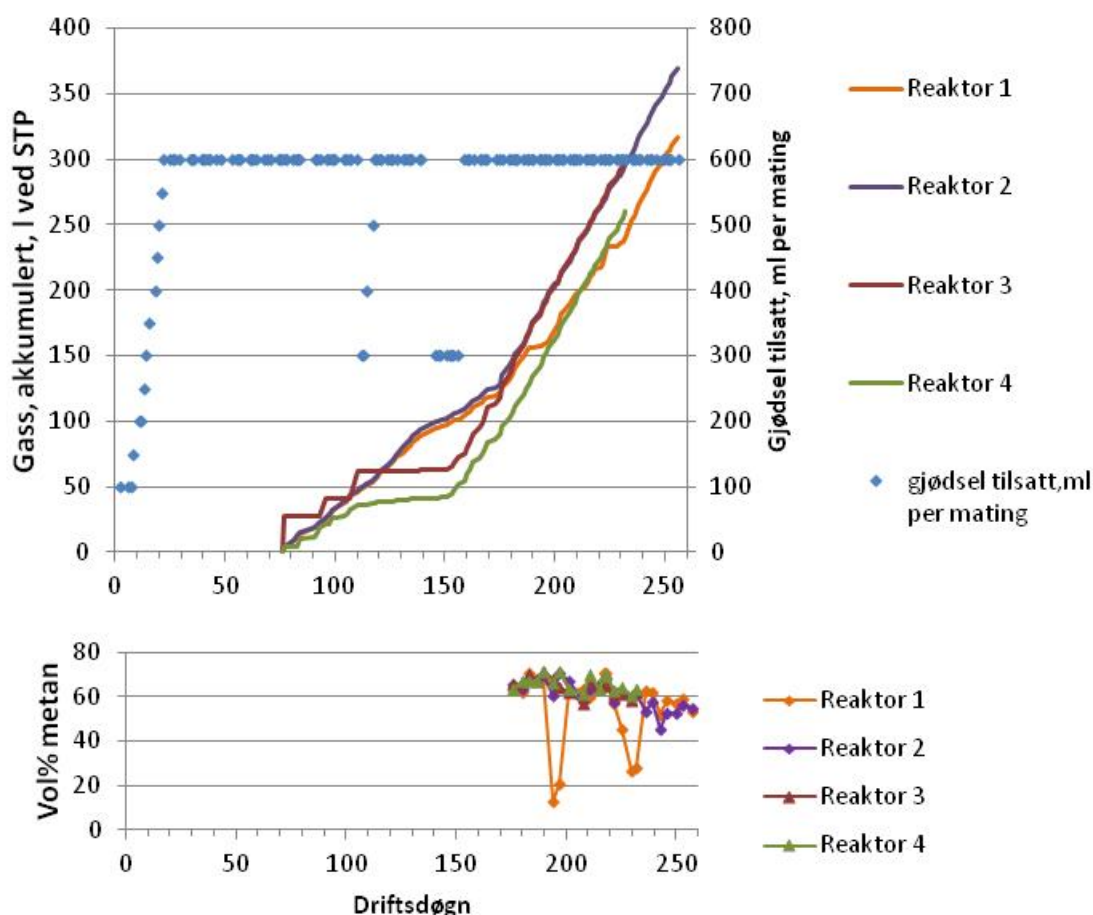
3.1 Behandling av fiskeslam i sentraliserte biogassanlegg (Forsøk 3.1a)

3.1.1 Oppstart og drift med gjødsel

Proessen med gjødsel blir presentert og diskutert nokså detaljert, fordi den senere blir bruk som referanse for prosessene med fiskeslam og med blanding av fiskeslam og husdyrgjødsel.

3.1.1.1 Biogass- og metanproduksjon

Figurene 5 nedenfor viser hhv. mating og gassproduksjon og volum% metan i biogassen for de fire reaktorene under drift med gjødsel. Av praktiske grunner kunne biogassproduksjonen måles først fra dag 76. I figur 5 er gassproduksjonen framstilt akkumulert, dvs. som total produksjon fram til den aktuelle dagen, for å få en klar framstilling til tross for relativ store forskjeller i de målte volum ved gassmåling kun på hverdager. Gassproduksjonen er oppgitt ved Standard temperatur og trykk (eng. pressure), STP, dvs. ved 0°C og 1 bar trykk. Ved akkumulert framstillingen representerer stigningen av grafene gassproduksjonen per dag, jo sterkere stigning, jo høyere gassproduksjon per dag, og omvendt.

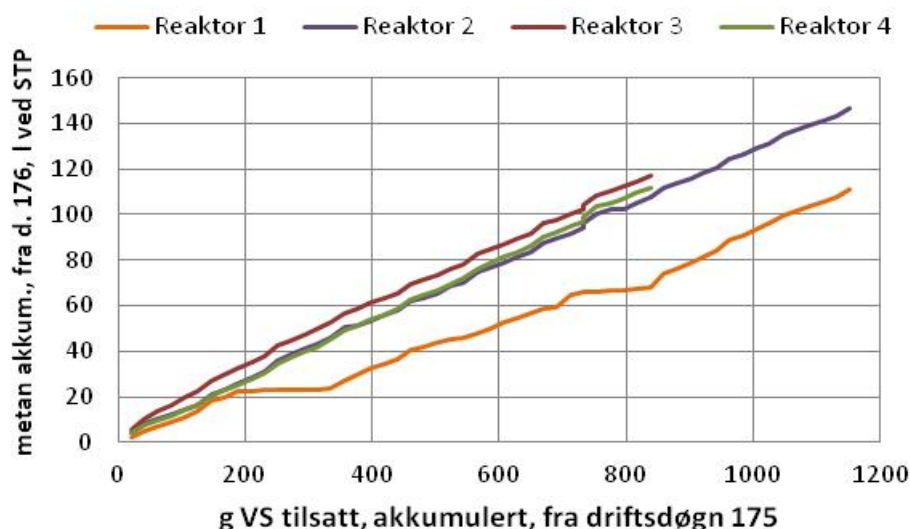


Figur 5: Oppstart og drift av reaktorene med gjødsel. Tilsatt mengde slam per mating og akkumulert biogassproduksjon ved STP (0°C, 1 bar) (øverst) og vol% metan i biogassen (nederst).

Figur 5 øverst viser at biogassproduksjonen fra de forskjellige reaktorene var ustabil i begynnelsen av måleperioden. Først etter 155 – 175 døgn eller 5-6 måneders drift, derav de siste 33- 53 dogn med den siste type gjødsel, stabiliserte biogassproduksjonen seg på det høyeste nivået, på ca. 3,3 l gass per døgn, fra 12,857 l slamvolum i reaktoren. Oppstartsfasen til reaktorene nådde maksimal biogassproduksjon var altså på ca. totalt et halvt år.

Figur 5 nederst viser at metanandelen i biogassen lå mellom 50 og 70 vol%. Dropp i metanandelen i reaktor 1 faller sammen stans i gassproduksjonen (se figur 5 øverst) og skyldes temperaturfall i denne reaktoren pga. midlertidig svikt i temperaturreguleringen

Figur 6 nedenfor viser spesifikk metanproduksjon, dvs. metanproduksjon per organisk stoff tilsatt, fra dag 175, som stigning av grafene. Den var konstant og nokså lik i de forskjellige reaktorene, - bortsett fra i periodene med temperaturfall i reaktor 1, på gjennomsnittlig $0,131 \pm 0,008$ l/g VS eller $0,077 \pm 0,005$ l/g KOF. Omregnet til gjødselen som ble brukt i forsøkene var gjennomsnittlig metanproduksjon $4,6 \pm 0,3$ Nm³/tonn gjødsel tilsvarende energiproduksjon på 45 ± 3 kWh/tonn gjødsel.



Figur 6: Akkumulert metanproduksjon over akkumulert tilsatt av organisk stoff (VS), for drift med gjødsel, fra driftsdøgn 175 til driftsdøgn 256 i reaktorene 1 og 2 og til driftsdøgn 231 i reaktorene 3 og 4. Stigningen av grafene representerer spesifikk metanproduksjon.

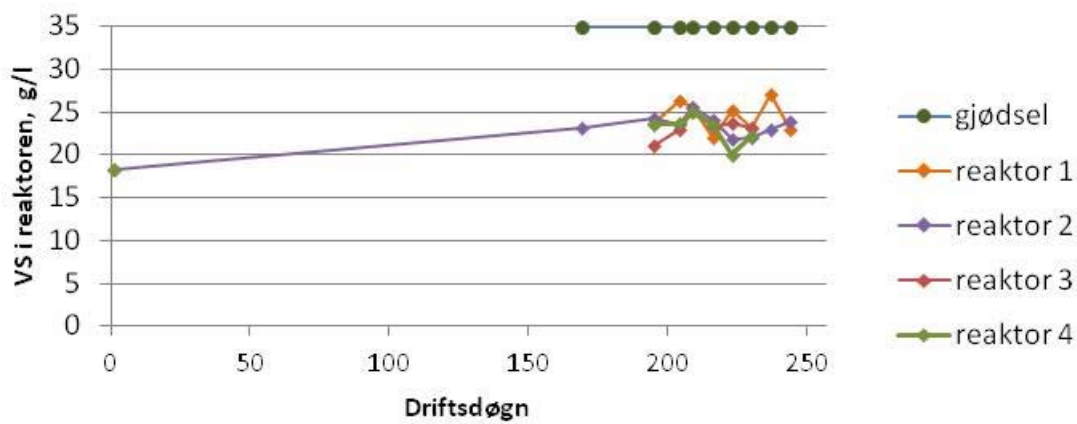
3.1.1.2 Nedbryting av organisk stoff

Konsentrasjonen av organisk stoff, VS, i gjødselen var 35 g/l. VS-konsentrasjonen i reaktoren økte fra 18,9 g/l i podeslammet ved oppstart til $23,6 \pm 1,6$ g/l i perioden med stabil drift med maksimal metanproduksjon, fra dag 198, se figur 7 på neste side. Nedbrytningen av VS i gjødselen ble beregnet for perioden fra stabil drift, var da på gjennomsnittlig 32,6%.

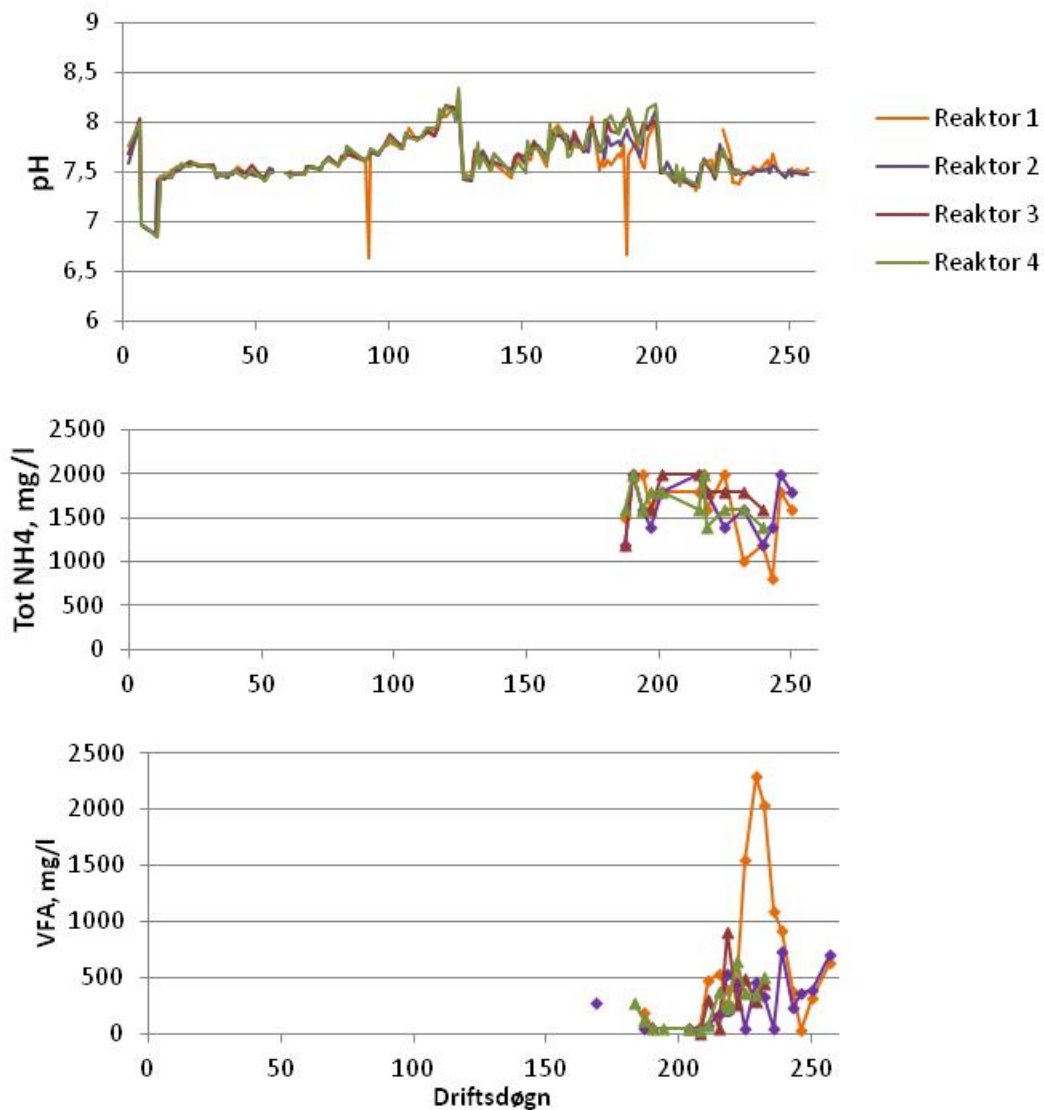
3.1.1.3 Forholdene i reaktorene

PH-verdien i reaktoren stabiliserte seg rundt pH 7,5 (Figur 8 på neste side, øverst).

Ammoniumkonsentrasjonen (Tot- NH₄) var i mesteparten av perioden mellom 1500 mg/l og 2000 mg/l og forble lavere enn 2000 mg/l. Konsentrasjonen av flyktige fettsyrer, VFA, var i hele perioden lavere enn 1000 mg/l og stabiliserte seg rundt 400- 500 mg/l (Figur 8, nederst). Unntaket var en kort periode med driftsforstyrrelser i reaktor 1, - temperaturfall og stans i metanproduksjon -, hvor VFA rask steg til ca. 2300 mg/l og forble over 1000 mg/l i en drøy uke.



Figur 7: Konsentrasjon av organisk stoff (VS) i substratet (gjødsele) og i reaktorene under drift med gjødsele



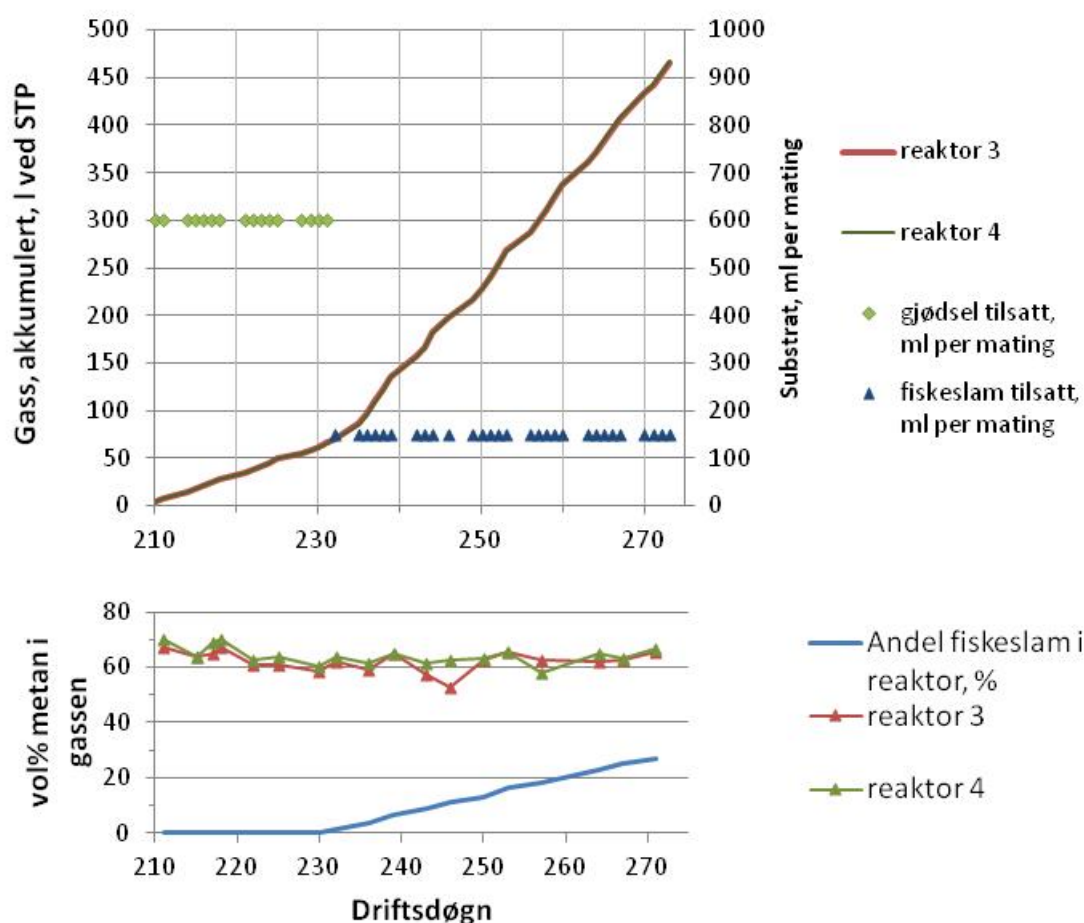
Figur 8: Forholdene i reaktorene under drift med gjødsele. PH-verdi (øverst), konsentrasjon av ammonium (Tot-NH4) konsentrasjon (i midten) av flyktige fettsyrer (VFA) (nederst)

3.1.2 Drift med fiskeslam

3.1.2.1 Biogass- og metanproduksjon

Fra dag 232 ble reaktorene 3 og 4 drevet med fiskeslam. Valget falt på disse to reaktorene, fordi disse to var mest stabile under oppstarten, se figurene 5-8 i forrige avsnitt. Vi antok nemlig at drift med ren fiskeslam ville være en større belastning for mikroorganismene enn drift med en blanding av fiskeslam og gjødsel, og at de mest stabile reaktorene ville takle dette best.

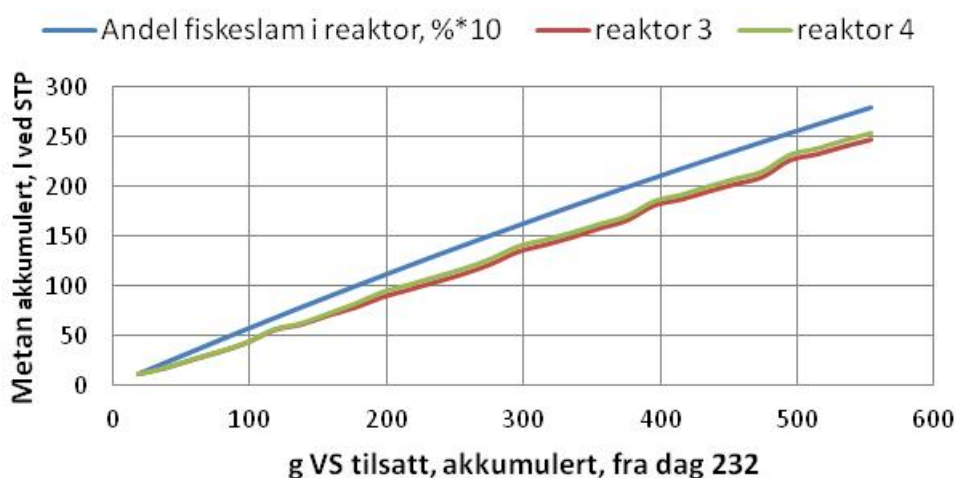
Figur 9 øverst, på neste side, viser innmating og gassproduksjon før og etter omstilling av reaktorene 3 og 4 til fiskeslam. Figur 9 viser tydelig at tilsatt volum per innmating ble redusert til en fjerdedel ved overgangen fra gjødsel til fiskeslam, - fordi fiskeslammet inneholdt fire ganger så mye KOF som gjødselen (se tabell 1), for å holde organisk belastning konstant på 2 g KOF/l slam per døgn. Dermed økte midlere HRT fra 30 døgn ved drift med gjødsel til 120 døgn ved drift med fiskeslam. Figuren viser videre at første mating med fiskeslam skjedde på en fredag, slik at mikroorganismene i reaktoren fikk to dager tid til å omstille seg til det nye substratet før neste mating. Gassproduksjonen er igjen framstilt akkumulert og man kan se at den i løpet av noen få dager økte til mer enn det tredobbelte av den ved drift med gjødsel, fra ca. 3,3 l/døgn til ca. 10,5 l per døgn, fra 12,857l slamvolum i reaktoren. Den forble så ut driftsperioden stabilt på dette høye nivået.



Figur 9: Drift av reaktorene 3 og 4 ved overgangen fra gjødsel til fiskeslam. Tilsatt mengde slam per mating og akkumulert biogassproduksjon ved STP (20°C, 1 bar) (øverst) og vol% metan i biogassen og volumandel fiskeslam i reaktorene (nederst).

Figur 9 nederst viser at metanandelen i biogassen var stabilt på rundt 62 vol% gjennom hele driftsperioden, - bortsett fra en nedgang i reaktor 3 rundt dag 245 pga. svikt i temperatur reguleringen. Figuren viser videre at andelen fiskeslam i reaktoren økte til 28 volum prosent i løpet av driftsperioden på 41 døgn.

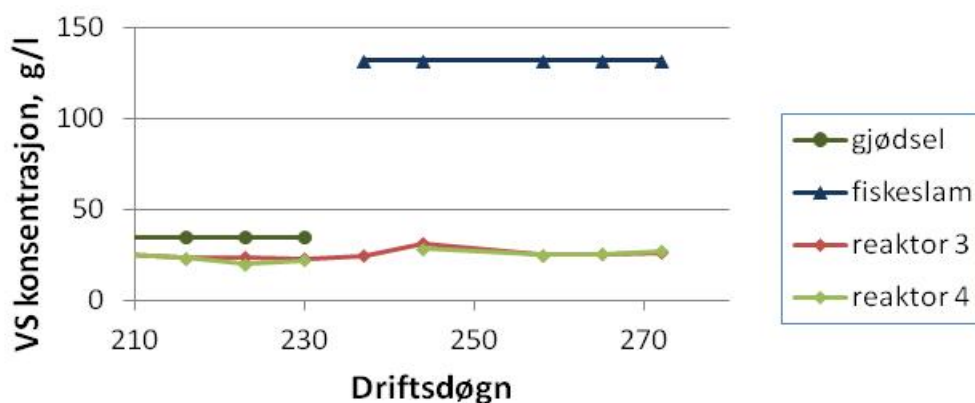
Spesifikk metanproduksjon, dvs. metanproduksjon per organisk stoff tilsatt, for driftsperioden med fiskeslam er vist i Figur 10 på neste side, som stigning av grafene. Den er vist sammen med andelen fiskeslam i reaktoren. Spesifikk metanproduksjon var konstant og nokså likt i reaktorene 3 og 4 og uavhengig av andelen fiskeslam i reaktoren, i det undersøkte området til 28 volum% fiskeslam i reaktoren. Den var på gjennomsnittlig $0,457 \pm 0,011$ l/g VS eller $0,248 \pm 0,006$ l/g KOF og. I likhet med gassproduksjonen (se figuren ovenfor), var den noe mer enn tre ganger så stor som spesifikk metanproduksjon fra gjødselen, se avsnitt 3.1.1.1.



Figur 10: Akkumulert metanproduksjon over akkumulert tilsats av organisk stoff (VS), for drift av reaktorene 3 og 4 med fiskeslam, sammen med andel (vol%) fiskeslam i reaktorene. Stigningen av grafene representerer spesifikk metanproduksjon, dvs. metanproduksjon per g VS tilsatt.

3.1.2.2 Nedbrytning av organisk stoff

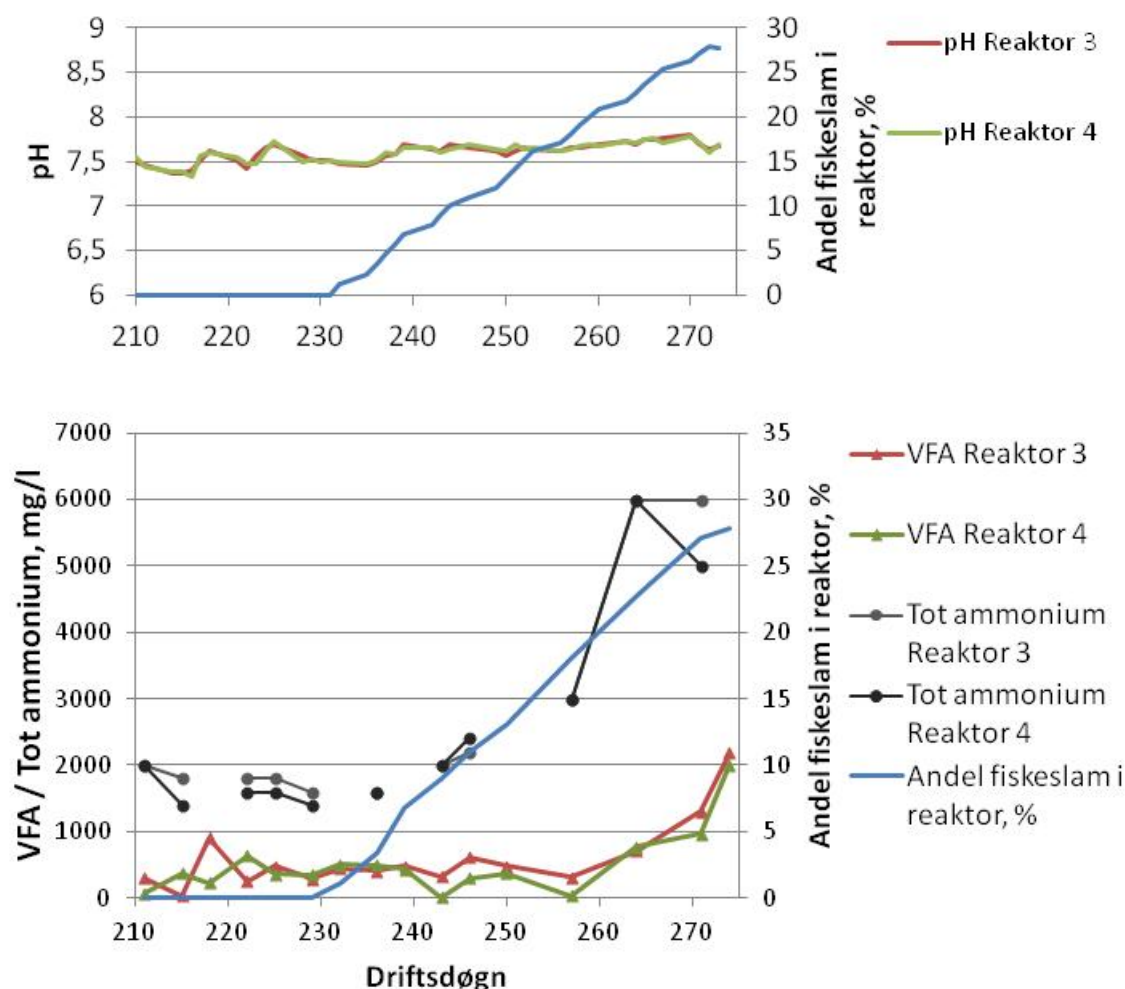
Ved skifte fra gjødsel til fiskeslam økte VS-konsentrasjonen i substratet fra 35 g/l i gjødselen til 132 g/l i fiskeslammet. VS-konsentrasjonen i reaktoren økte imidlertid kun fra $23,6 \pm 1,6$ g/l i slutten av driftsperioden med gjødsel til gjennomsnittlig $26,6 \pm 2,2$ g/l og holdt seg på dette nivået (se Fig. 11).



Figur 11: Konsentrasjon av organisk stoff (VS) i substratet (gjødsel og fiskeslam) og i reaktorene under drift med fiskeslam

3.1.2.3 Forholdene i reaktorene

PH-verdien i reaktorene (Figur 12 øverst), steg i løpet av de første 8 døgns drift med fiskeslam, fra dag 232 til 240, fra pH 7,5 under drift med gjødsel gradvis til pH 7.7-7.8, før den falt til pH 7.6 i slutten av perioden.



Figur 12: Forhold i reaktorene under drift med fiskeslam. PH-verdi sammen med andel fiskeslam i reaktorene (øverst), konsentrasjon av ammonium (Tot-NH₄) og flyktige fettsyrer (VFA) sammen med andel fiskeslam i reaktorene (nederst).

Ammoniumkonsentrasjonen (Tot- NH₄) forble i ca. 7 døgn etter substratskifte, fram til 10 volumprosent fiskeslam i reaktor, på samme nivå som under drift med gjødsel, lavere enn 2000 mg/l (se figur 12, nederst). Så steg ammoniumkonsentrasjonen, på grunn av høyere proteininnhold i fiskeslam enn i gjødsel, til 3000 mg/l etter 25 døgns drift med fiskeslam og til 6000 mg/l etter ca. 30 døgns drift med fiskeslam. Andelen fiskeslam i reaktoren var da på hhv. ca. 18 og 22 vol%. Konsentrasjonen av flyktige fettsyrer, VFA, forble etter substratskiftet og i 28 døgns drift med fiskeslam samme lave nivået som under drift med gjødsel på ca. 500 mg/l. Dvs. at prosessen forble stabilt i denne perioden. Så begynte VFA-konsentrasjonen å stige, først til 1000 mg/l i løpet av neste 10 døgns drift og så til over 2000 mg/l i løpet av de nest 3 døgns drift, dvs. at prosessen ble ustabil. Når stigningen av VFA begynte var ammoniumkonsentrasjonen på 4000-5000 mg/l og andelen fiskeslam i reaktorene ca. 20 vol% (se figur 12 nederst). Andelen på 20 vol% fiskeslam i reaktoren ble derfor i det følgende ansett som maksimal innblanding som muliggjør stabil

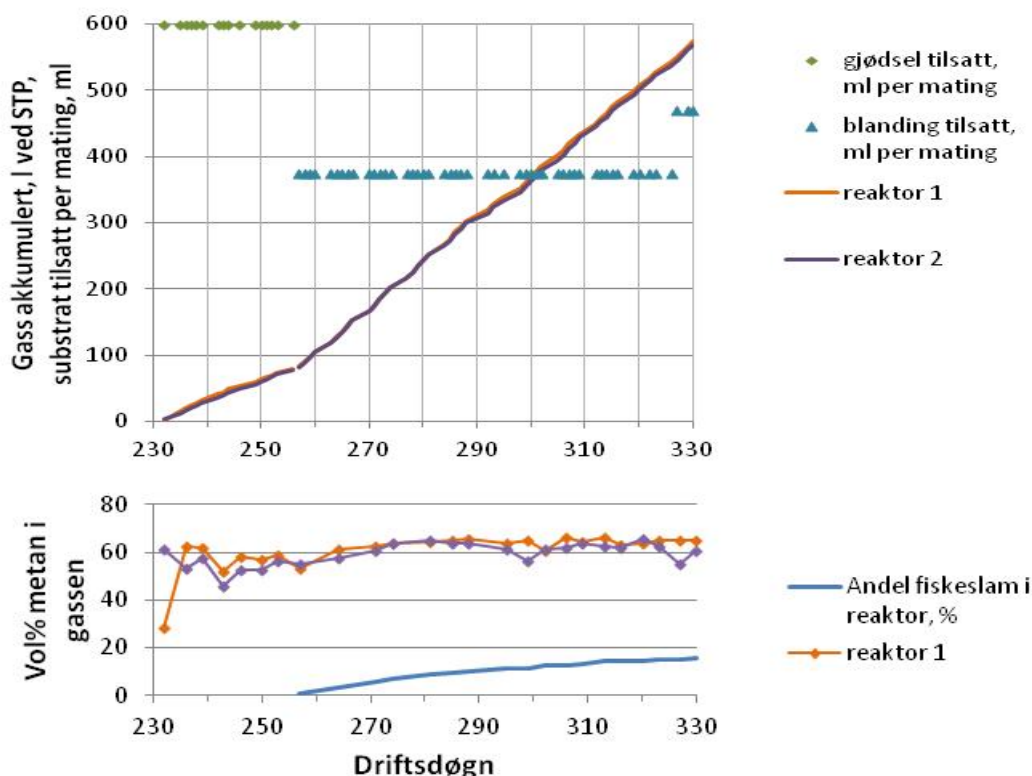
reaktor drift med høy gassproduksjon og god gjødselkvalitet. Reaktorene ble drevet videre med fiskeslam til andelen i reaktoren var 28 vol%, med økende opphopning av VFA, dvs. inhibering og instabilitet av prosessen som resultat.

For å overvinne inhiberingen og unngå videre stigning av VFA- konsentrasjonen, ble så substratet skiftet først til blanding av gjødsel og fiskeslam og så til gjødsel. Denne driften er beskrevet i avsnitt 3.1.4.

3.1.3 Drift med blanding av 80 vol% gjødsel og 20 vol% fiskeslam

3.1.3.1 Biogass- og metanproduksjon

Som beskrevet i forrige avsnitt, pekte drift av reaktorene med fiskeslam på 20 vol% fiskeslam i reaktoren som maksimal innblanding som muliggjør stabil reaktordrift med høy gassproduksjon og god gjødselkvalitet (lav VFA). Derfor ble biogassprosessen med denne innblandingen undersøkt nærmere og reaktorene 1 og 2 ble fra dag 275 drevet videre med av 80 vol% gjødsel og 20 vol% fiskeslam, i totalt 74 døgn. Siden KOF-konsentrasjonen i fiskeslam var fire ganger den i gjødselen (se tabell 1) var i denne blandingen 50% av KOF fra gjødselen og 50% fra fiskeslam. Igjen skulle organisk belastning av reaktorene holdes konstant på 2 g KOF/l slam per døgn. Dette ble oppnådd ved å tilsette 300 ml gjødsel og 75 ml fiskeslam per mating, tilsammen 375 ml per mating som resulterte i en gjennomsnittlig HRT på 48 døgn.

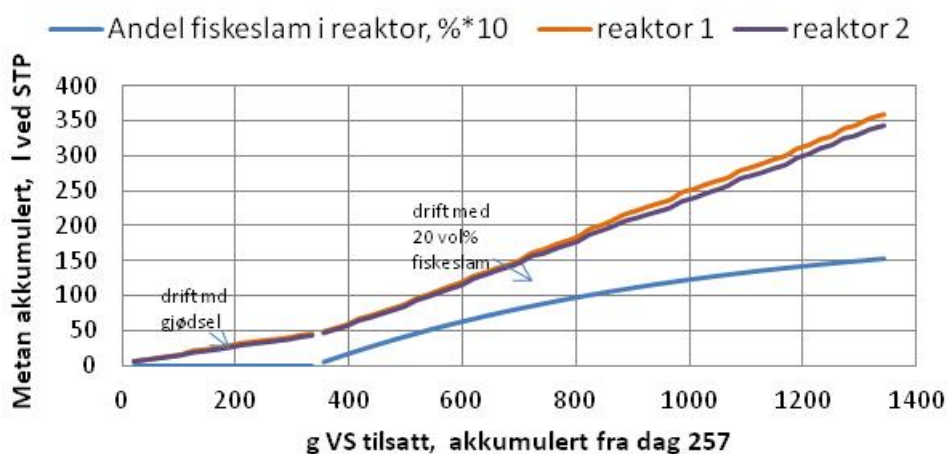


Figur 13: Drift av reaktorene 1 og 2 ved overgangen fra gjødsel til blanding med 80 vol% gjødsel og 20 vol% fiskeslam. Tilsatt mengde slam per mating og akkumulert biogassproduksjon ved STP (20°C, 1 bar) (øverst) og vol% metan i biogassen og volumandel fiskeslam i reaktorene (nederst).

Figur 13 viser matet volum og gassproduksjon ved overgangen fra gjødsel til blandingen med 20 vol% fiskeslam. Gassproduksjonen er igjen framstilt akkumulert. Man kan se at den i løpet av noen få dager økte til mer enn det dobbelte av den ved drift med gjødsel.

Figur 13 nederst viser at metanandelen i biogassen økte noe etter driften med gjødsel og var stabilt på rundt 62 vol% gjennom hele driftsperioden. Figuren viser videre at andelen fiskeslam i reaktoren økte til 15,5 volum prosent i løpet av driftsperioden på 74 døgn.

Spesifikk metanproduksjon, dvs. metanproduksjon per organisk stoff tilsatt, for driftsperioden med blanding med 80 vol% gjødsel og 20 vol% fiskeslam er vist i figur 14 nedenfor, som stigning av grafene. Den er vist sammen med andelen fiskeslam i reaktoren. Den var konstant og nokså lik i reaktorene 1 og 2, på gjennomsnittlig $0,304 \pm 0,019$ l/g VS eller $0,174 \pm 0,010$ l/g KOF, og i det undersøkte området (til 15,6 volum% fiskeslam) uavhengig av andelen fiskeslam i reaktoren. I likhet med gassproduksjonen (se figuren ovenfor) var den noe større enn det dobbelte av spesifikk metanproduksjon fra gjødselen alene, se avsnitt 3.1.1.1.

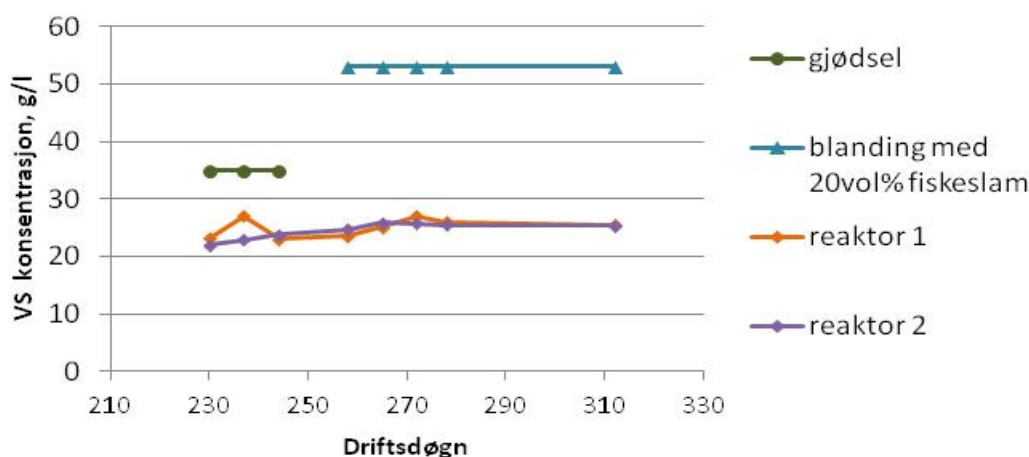


Figur 14: Akkumulert metanproduksjon over akkumulert tilsatt av organisk stoff (VS), for drift av reaktorene 1 og 2, først med gjødsel og så med blanding av 80 vol% gjødsel og 20 vol% fiskeslam, sammen med andel (vol%) fiskeslam i reaktorene. Stigningen av grafene representerer spesifikk metanproduksjon, dvs. metanproduksjon per g VS tilsatt.

Gjennomsnittlig metanproduksjonen per tonn blanding av 80 vol% gjødsel og 20 vol% fiskeslam var $16,5 \pm 0,7$ Nm³/tonn blanding tilsvarende en energiproduksjon på 162 ± 8 kWh/tonn blanding. Det var ca. 5% større enn de man kan beregne fra energiproduksjonen fra hhv. gjødsel og fiskeslam, se tidligere avsnitt og 3,6 ganger større enn for kun gjødsel, også fordi blandingen hadde større tørrstoffinnhold enn gjødselen.

3.1.3.2 Nedbrytning av organisk stoff

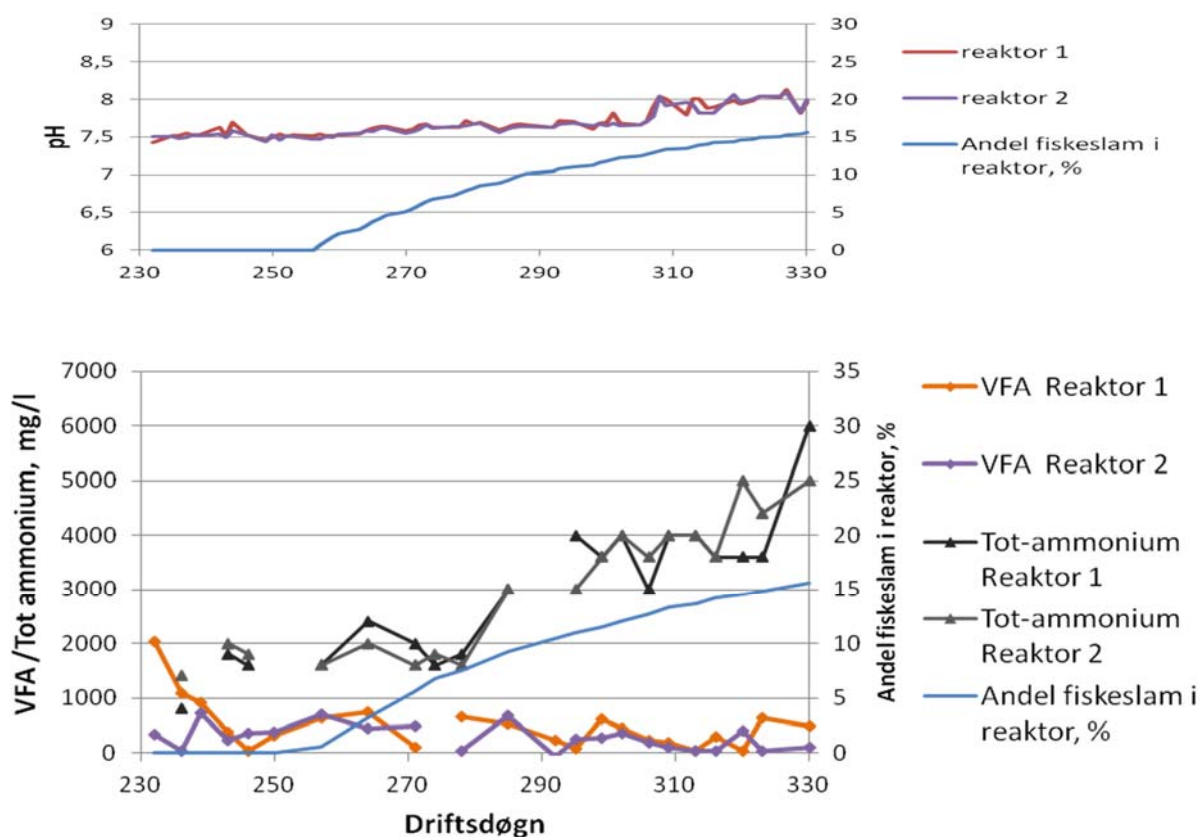
Ved skifte fra gjødsel til blanding med 20 vol% fiskeslam økte VS-konsentrasjonen i substratet fra 35 g/l i gjødselen til 53 g/l i blandingen med 20 vol% fiskeslam. VS-konsentrasjonen i reaktoren økte imidlertid kun fra $23,6 \pm 1,6$ g/l i slutten av driftsperioden med gjødsel til gjennomsnittlig $25,5 \pm 0,9$ g/l og holdt seg på dette nivået (se Figur). Økningen er ikke signifikant. Nedbrytningen av VS i blandingen ble beregnet for siste delen av perioden, VS-konsentrasjonen i reaktoren var stabil og var da på gjennomsnittlig 51,9%.



Figur 15: Konsentrasjon av organisk stoff (VS) i substratet (gjødsel og blanding med 20 vol% fiskeslam) og i reaktorene under drift med blanding av 80 vol% gjødsel og 20 vol% fiskeslam.

3.1.3.3 Forholdene i reaktorene

PH-verdien i reaktorene steg i løpet av de første 50 døgns drift med blandingen, fra dag 257 til dag 306 i Figur , gradvis fra pH 7,5 under drift med gjødsel gradvis til pH 7.7. Så steg den til pH 8 i løpet av de neste to døgnene, andelen fiskeslam i reaktoren var da rundt 13 vol%. PH-verdien og holdt seg så rundt pH 8 i mesteparten av driftsperioden, før den sykner mot slutten raskt til ca. pH 7,7 .



Figur 16: Forhold i reaktorene under drift med blanding med 80 vol% gjødsel og 20 vol% fiskeslam PH-verdi i reaktorene sammen med andel fiskeslam (øverst), konsentrasjon av ammonium (Tot-NH₄) og flyktige fettsyrer (VFA) og konsentrasjon i reaktorene sammen med andel fiskeslam (nederst).

Ammoniumkonsentrasjonen (Tot- NH_4) forble i ca. 20 døgn etter substratskifte, fram til ca. 8 volumprosent fiskeslam i reaktor, på samme nivå som under drift med gjødsel, lavere enn 2000 mg/l, (se figur 16 nederst). Så steg ammoniumkonsentrasjonen, på grunn av høyere proteininnhold i blandingen enn i gjødselen, til 3000 mg/l etter ca. 27 døgns drift med blandingen og 4000 mg/l etter 35-40 døgns drift med blandingen. Den holdt seg i 15-20 døgn mellom 3000 og 4000 mg/l - det er i denne perioden pH verdien stiger til pH8. Så steg ammoniumkonsentrasjonen videre til 5000 og 6000 mg/l etter 60-74 døgns drift med blanding, andelen fiskeslam i reaktoren var da rundt 15 vol%. Konsentrasjonen av flyktige fettsyrer, VFA, forble etter substratskiftet og i hele driftsperioden med blandingen på det samme lave nivået som under drift med gjødselen, rundt 500 mg/l eller lavere (se figur 16 nederst). Den sank til meget lave verdier i perioden, hvor pH-verdien i reaktoren steg og hvor ammoniumkonsentrasjonen var mellom 3000 og 5000 mg/l, for så å stige litt igjen mot slutten av driftsperioden. Prosessen forble imidlertid stabilt og viste ingen tegn til inhibering selv om ammoniumkonsentrasjonen på slutten av driftsperioden var økt til samme nivå som under drift med ren fiskeslam. Driftsperioden måtte dessverre avsluttes pga. tidsbegrensninger i prosjektet.

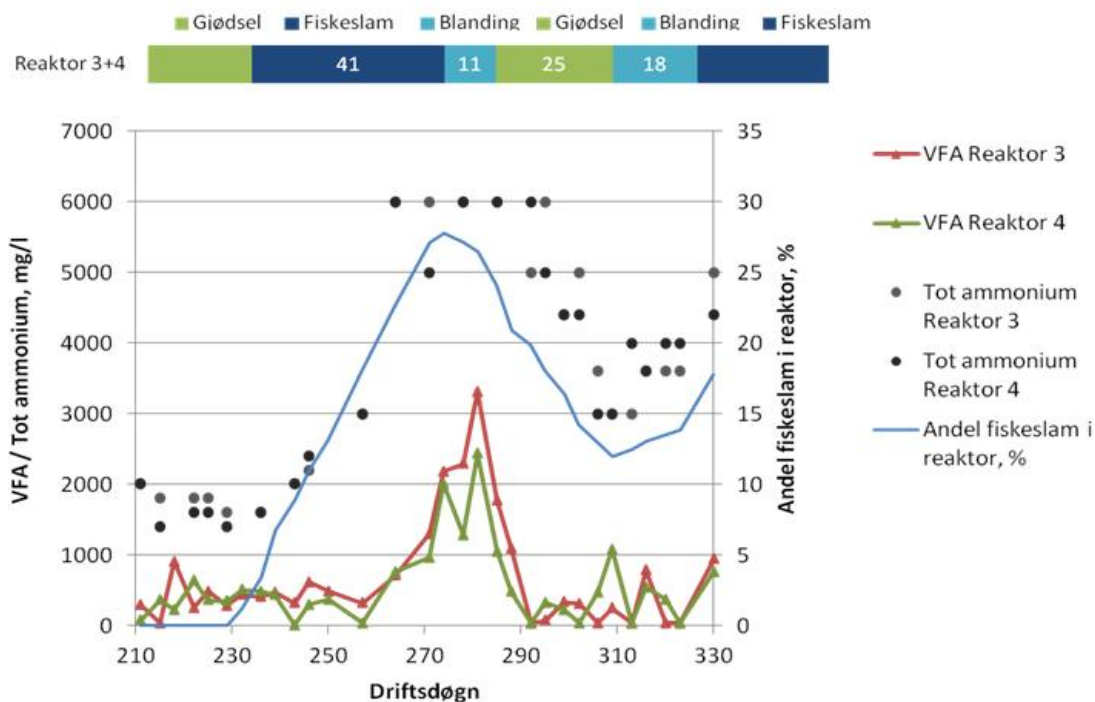
3.1.4 Drift av prosessen med fiskeslam etter ustabiliteten

3.1.4.1 Overvinning av ustabiliteten

Som beskrevet i avsnitt 3.1.2, ble driften med fiskeslam avbrutt, fordi prosessene viste tegn til ustabilitet og inhibering ved at VFA- konsentrasjonen i reaktorene steg over vanlig "driftsnivå" på ca 500 mg/l, når andelen fiskeslam i reaktoren overskred 20 vol% og ammoniumkonsentrasjonen overskred ca. 4000 mg/l. Inhiberingen ble tilskrevet ammoniumkonsentrasjonen i reaktorene, fordi ammonium tidligere har blitt rapportert som inhiberende ved konsentrasjoner fra 1500 mg/l og oppover, - avhengig av mikroorganismene i reaktoren, reaktortype, akklimatisering, o.a. (Yenigün og Demirel, 2013). Ammonium oppstår ved nedbrytning av proteiner fra substratet. Siden fiskeslammet inneholder mye mer protein enn gjødselen, vil ammoniumkonsentrasjonen i reaktoren øke med økt andel fiskeslam i reaktor. For å overvinne inhiberingen skulle derfor reaktorene etter driftsperioden med fiskeslam mates slikt at andelen fiskeslam i reaktoren gikk ned, og dermed ammoniumkonsentrasjonen og inhiberingen. Samtidig var det ønskelig fortsatt å teste biogassprosessen med fiskeslam.

Derfor ble substratet fra dag 273 først skiftet til blandingen av 80 vol% gjødsel og 20 vol% fiskeslam, med samme driftsforhold som i de andre reaktorene som ble drevet med denne blandingen (se avsnitt 3.1.3.1). Dette førte til sakte nedgang i andel fiskeslam i reaktoren, fra 28 vol% til 26,5 vol% i reaktoren etter 11 døgns drift med blanding (se figur17). Det kunne imidlertid ikke måles noen nedgang i ammonium-konsentrasjonen som forble konstant på 6000 mg/l. VFA-konsentrasjonene fortsatte å stige, til 2300mg/l og 3200 mg/l, i reator 3 og 4. Reduksjonen i andel fiskeslam var dermed for sakte til å overvinne ustabiliteten.

For å få fortere reduksjon i andelen fiskeslam i reaktorene, ble substratet skiftet til gjødsel, med samme driftsbetingelsene som under tidligere drift med gjødsel (se avsnitt 3.1.1.1). Dette førte til raskere nedgang av andelen fiskeslam i reaktoren, og etter 12 døgns drift med gjødsel var VFA-konsentrasjonene igjen lave, noe lavere enn før driftsforstyrrelsen. Andelen fiskeslam i reaktoren var da igjen 20 vol%.



Figur 17: Konsentrasjoner av flyktige fettsyrer, VFA, og ammonium samt volumprosent fiskeslam i reaktorene 3 og 4 under drift med forskjellig substrat, fra dag 210 til 330.

Siden VFA-konsentrasjonene forble lave i den etterfølgende driften, var driftsforstyrrelsen overvunnet, ca. 35 døgn etter at den oppsto. Ammoniumkonsentrasjonen i reaktorene var fortsatt hhv. 5000 mg/l og 6000 mg/l i de to reaktorene, men sank i de etterfølgende 10 dagers drift med gjødtsel til 3000 mg/l og 3500 mg/l.

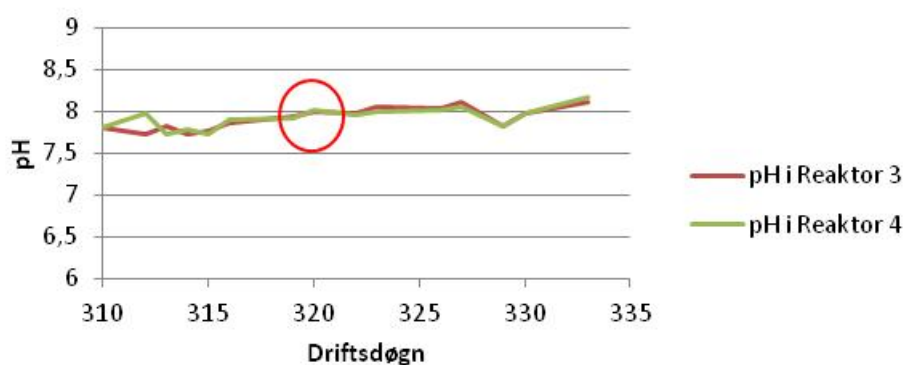
3.1.4.2 Langtidseffekter av inhiberingen og reproduserbarhet av resultatene

Etter at VFA-konsentrasjonene igjen var lave, ble reaktorene 3 og 4 drevet videre med gjødtsel i noen døgn, for å stabilisere driften. Deretter ble de på nytt drevet med blandingen av 80 vol% gjødtsel og 20 vol% fiskeslam i 18 døgn, for å sjekke eventuelle langtidseffekter av inhiberingen på metanproduksjonen fra blandingen og reproduserbarheten av resultat for spesifikk metanproduksjon fra blandingen i reaktorene 1 og 2. Til slutt ble reaktorene drevet på nytt i 8 døgn med fiskeslam, for å sjekke resultat for spesifikk metanproduksjon fra tidligere drift. Dataene er vist i tabell 2, i kronologisk rekkefølge, sammen med forholdene i reaktorene.

Tabell 2 viser at spesifikk metanproduksjon fra gjødsele var signifikant lavere etter driften med fiskeslam enn før, ved ammoniumkonsentrasjon rundt 4600 mg/l. Det samme gjelder for etterfølgende driftsperioden med blanding, fra dag 309 til dag 319. Etter 11 døgn drift med blanding, fra dag 319, ble spesifikk metanproduksjon høyere (ikke signifikant) enn den som ble målt tidligere, samtidig med at pH verdien økte til pH 8 og forble på dette nivået resten av driftsperioden (se figur 18). Et tilsvarende sprang i pH til pH 8 og høyere, ved ammoniumkonsentrasjon rundt 4000 mg/l, med påfølgende høy metanproduksjon, ble tidligere observert fra dag 308 under drift av reaktorene 1 og 2 med blandingen (se figur 16). Også under påfølgende drift med fiskeslam var spesifikk metanproduksjon høyere (ikke signifikant) enn tidligere, samtidig med at pH-verdien var rundt pH 8 og ammoniumkonsentrasjonen over 4000 mg/l.

Tabell 2: Sammenligning av verdier for spesifikk metanproduksjon fra de forskjellige substratene. Verdier målt etter første driftsperiode med fiskeslam sammenlignet med verdiene som ble rapportert i forrige avsnitt, i kronologisk rekkefølge. Verdier med signifikant avvik fra tidligere er uthevert i bold eller kursiv.

Substrat driftsperiode	Parameter	Verdier fra aktuell periode	Verdier rapportert i forrige avsnitt
Blanding d. 273-283	Spesifikk metanproduksjon, l/g VS	0,314 ± 0,020	0,304 ± 0,019
	pH	7,75 ± 0,05	7,73 ± 0,17
	VFA, mg/l	2255 ± 659	287 ± 236
	Tot. ammonium, mg/l	6000	3347 ± 1114
Gjødsel d.284-308	Spesifikk metanproduksjon, l/g VS	0,113 ± 0,006	0,131 ± 0,008
	pH	7,77 ± 0,05	7,65 ± 0,24
	VFA, mg/l	479 ± 507	379 ± 453
	Tot. ammonium, mg/l	4629 ± 1147	1670 ± 292
Blanding d. 309-318	Spesifikk metanproduksjon, l/g VS	0,277 ± 0,012	0,304 ± 0,019
	pH	7,82 ± 0,09	7,73 ± 0,17
	VFA, mg/l	395 ± 388	287 ± 236
	Tot. ammonium, mg/l	3475 ± 427	3347 ± 1114
d. 319-326	Spesifikk metanproduksjon, l/g VS	0,325 ± 0,020	0,304 ± 0,019
	pH	8,01 ± 0,03	7,73 ± 0,17
	VFA, mg/l	447 ± 476	287 ± 236
	Tot. ammonium., mg/l	4250 ± 597	3347 ± 1114
Fiskeslam d. 327-334	Spesifikk metanproduksjon, l/g VS	0,474 ± 0,014	0,457 ± 0,011
	pH	8,01 ± 0,016	7,65 ± 0,08
	VFA, mg/l	855 ± 132	659 ± 571
	Tot. ammonium, mg/l	4700 ± 424	3400 ± 1809



Figur 18: PH-verdi i reaktorene 3 og 4 fra dag 310 til dag 320, under drift med blanding med 80 vol% gjødsel og 20 vol% fiskeslam, fra dag 310 til dag 326 og med fiskeslam fra dag 327-334.

For spesifikk metanproduksjon fra fiskeslam og fra blandingen av 80 vol% gjødsel og 20 vol% fiskeslam viser tabell 2 godt samsvar mellom verdiene som ble målt i de forskjellige driftsperiodene, med unntak (muligens) for resultatene for driften med blanding fra dag 309 til 318.

3.1.5 Sammenfatning av resultatene fra forsøkene om sentraliserte biogassanlegg

Resultatene fra de viktigste driftsperiodene med hhv. gjødsel, fiskeslam og blanding av 80% gjødsel og 20% av fiskeslam er sammenfattet i tabell 3.

Tabell 3: Driftsbetingelsene og resultatene fra semi-kontinuerlige forsøk med anaerob utråtning i totalomblandete reaktorer, av hhv. husdyrgjødsel, fiskeslam og en blanding av 80 vol% husdyrgjødsel og 20 vol% fiskeslam under de viktigste driftsperiodene.

	Gjødsel	Fiskeslam	Blanding m 20 vol% FS
	d. 175- 231, 256	d. 232-273	d. 257-330
Sammensetning			
%TS	4,5	15,9	6,8*
%VS av TS	77	83	78*
KOFCr, g/l	58,9	243,0	95,7*
Driftsforhold			
Organisk belastning, g KOF/l per døgn	1,96	2,02	1,99
g VS/l per døgn	1,16	1,10	1,13
Hydraulisk oppholdstid, døgn	30	120	48
Gass-, metan- og energiproduksjon**			
Gass, l/døgn, ved STP	3,3±0,2	10,5±0,2	7,0±0,1
l/l slam/døgn, ved STP	0,26±0,05	0,82±0,06	0,54±0,06
Vol% metan i gassen	61,6±4,9	62,5±3,3	62,4±3,3
Metan, l/g VS, ved STP	0,131±0,008	0,457±0,011	0,304±0,019
l/g KOF	0,077±0,005	0,248±0,006	0,175±0,011
l/l eller Nm ³ /tonn substrat	4,6± 0,3	60,5± 1	16,5± 0,7
Energiproduksjon, kWh/tonn substrat	45 ± 3	593 ± 7	162 ± 8
Nedbrytning av organisk stoff			
% VS nedbrutt	ca. 33%	ca. 80%	ca. 52%
Forhold i reaktorene**			
pH	7,65 ± 0,24	7,65 ± 0,08	7,73 ± 0,17
VFA, mg/l	379 ± 453	659 ± 571	287 ± 236
Tot-ammonium, mg/l	1670 ± 292	3400 ± 1809	3347 ± 1114

* beregnet fra sammensetningen av gjødselen og fiskeslammet

**standardavvikene gjelder for forskjellene mellom reaktorer som ble drevet likt

3.2 Behandling av fiskeslam i desentraliserte biogassanlegg (Forsøk 3.2)

3.2.1 Biogass og metanproduksjon

3.2.1.1 Reaktorene med konstant tilsats (Forsøk 3.2a)

Figurene 19 på neste side viser for reaktorene med konstant tilsats, volum fiskeslam per innmating, gassproduksjon per døgn, volum% metan i biogassen samt volum% slam i reaktoren og spesifikk metanproduksjon i reaktorene sammenlignet med gjennomsnittlig spesifikk metanproduksjon fra fiskeslam i forsøkene 3.1. Ved dataene for gassproduksjon ble dataene fra dag 132 korrigert for slamuttaket til vekstforsøkene, slik at de blir presentert som om dette slamuttaket ikke hadde funnet sted.

Reaktorene ble startet opp med aktivt podeslam rett fra biogassanlegget på Tingvoll og biogassproduksjonen var i gang allerede 5 dager etter oppstart. Målingene startet imidlertid først på dag 13. Biogassproduksjonen var på sitt høyeste allerede etter 20 døgn (se figur 19b), mens volum% metan i biogassen og spesifikk metanproduksjon først 30 døgn etter oppstart var på sitt høyeste (se figur 19c). Oppstarten av prosessen tok dermed 30 døgn.

Gassproduksjonen var høyest fra dag 20 til dag 30, ca. 5,5 l/døgn, tilsvarende ca. 0,40 l per l slamvolum per døgn, referert til slamvolumet på slutten av forsøket som i forsøkene med konstant tilsats var 60% høyere enn i starten, korrigert for fordampningen. Biogassen inneholdt 63-70 vol% metan. På slutten av denne perioden var det ca. 15 vol% fiskeslam i reaktoren.

Deretter fulgte en periode fram til ca. dag 100, hvor gassproduksjonen var ca. 4,5 l/døgn, tilsvarende ca. 0,33 l per l slamvolum per døgn med ca. 68 vol% metan. På slutten av denne perioden var det ca. 35 vol% fiskeslam i reaktoren.

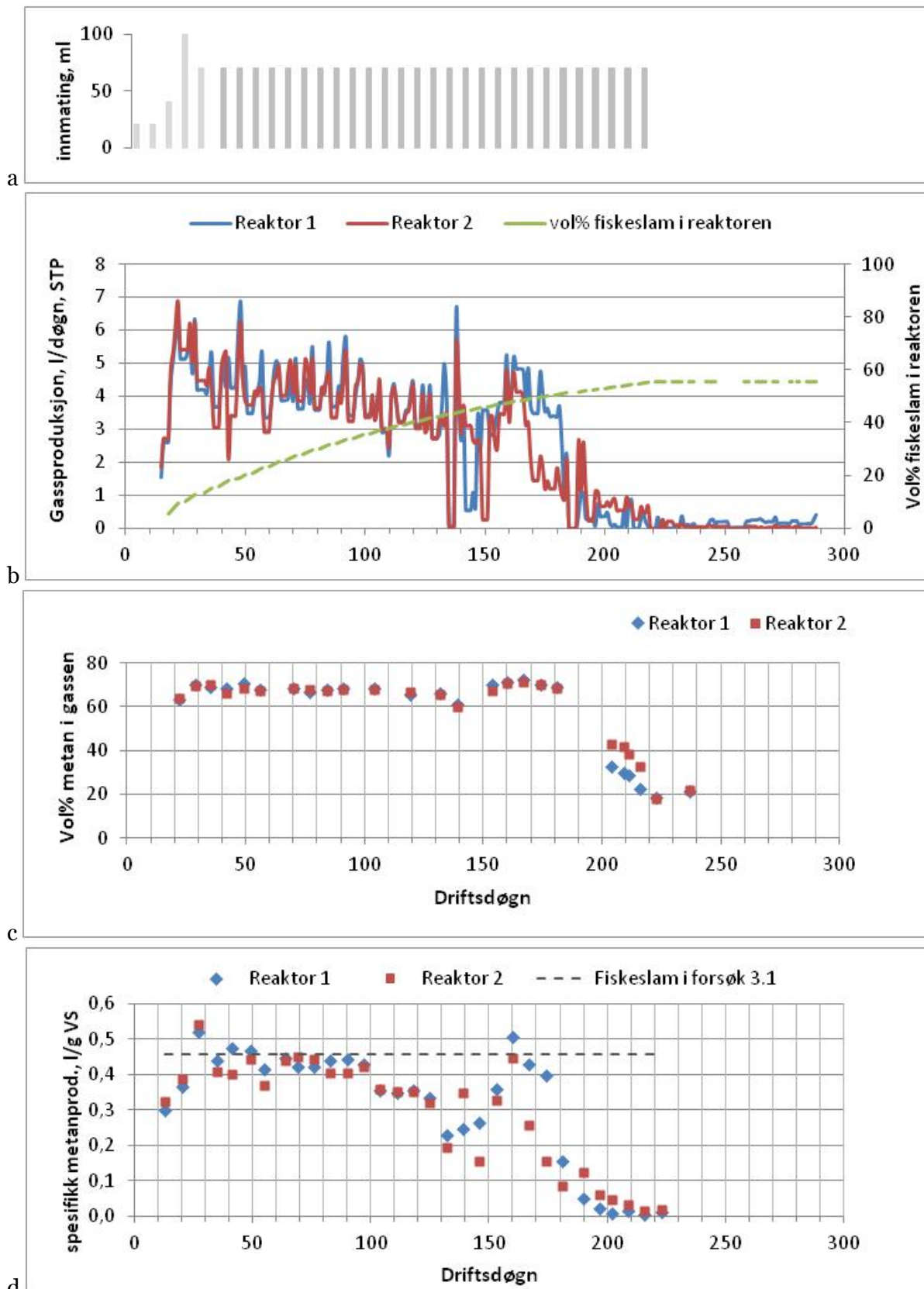
Fram til dag 140 falt gassproduksjonen kontinuerlig til ca. 3,1 l/døgn, tilsvarende ca. 0,23 l per l slamvolum per døgn med ca. 66 vol% metan.- På dag 131 var det driftsforstyrrelse i forbindelse med uttak av slam og på dag 137 på grunn av strømstans i ett eller to døgn.

Mellom dag 140 og 150 sank gassproduksjonen sterkt til ca. 1,5/døgn og også vol% metan sank til 60%. Da var det ca. 45 vol% fiskeslam i reaktoren.

Etter dag 150 økte gassproduksjonen igjen til sterkt til ca. 4 l/døgn og også vol% metan økte til over 70%. I reaktor 2 ble den på dette høye nivået til ca. dag 170, i reaktor 1 til ca. dag 180. Metanandelen i biogassen ble i begge reaktorene høyt til dag 180.

Deretter, fra dag 170 i reaktor 2 og dag 180 i reaktor 1, falt biogassproduksjonen rask til ca. 1l/døgn og stoppet helt opp på dag 220. Da var det ca. 50 vol% fiskeslam i reaktoren. Også vol% metan falt rask, til ca. 30% og 40 % på dag 205 og ca. 20% på dag 220, ved 55 vol% fiskeslam i reaktoren. Fra dag 220 ble matingen av reaktorene stoppet.

Spesifikk metanproduksjon viste stort sett samme utvikling som gassproduksjonen (se figur 19d). Etter oppstart og fram til ca. dag 100 var den rundt 0,43 l/g VS, ca. 6% lavere enn de gjennomsnittlig 0,457 l/g VS som ble målt i forsøket 3.1 med fiskeslam. Så var spesifikk metanproduksjon ca. 0,35 l/g VS fram til dag 120, før den falt til 0,22 l/g VS og 0,15 l/g VS. Fra dag 150, samtidig med gassproduksjonen og vol% metan i gassen, økte spesifikk metanproduksjon til verdier rundt 0,455 l/g VS. Fra ca. dag 170 i reaktor 2 og ca. dag 175 i reaktor 1 falt den rask til 0 på dag 220, når gassproduksjonen stoppet.



Figur 19: Gass- og metanproduksjon over driftsperioden for reaktorene med konstant tilsats av slam. a: Fiske­slam per innmating, b: Gassproduksjon, (målingene etter helgene er delt i trelike deler,) c: Volum% metan i biogassen samt volum% slam i reaktoren, d: Spesifikk metanproduksjon i reaktorene sammenlignet med gjennomsnittlig spesifikk metanproduksjon fra fiske­slam i forsøkene 3.1

3.2.1.2 Reaktorene med varierende tilsats (Forsøk 2b)

Figurene 20 på neste side viser for reaktorene med varierende tilsats, volum fiskeslam per innmating, gassproduksjon per døgn, volum% metan i biogassen samt volum% slam i reaktoren og spesifikk metanproduksjon i reaktorene sammenlignet med gjennomsnittlig spesifikk metanproduksjon fra fiskeslam i forsøkene 3.1. Ved dataene for gassproduksjon per døgn ble gassproduksjonen som ble målt på mandag, over helgen, delt opp i tre like deler for hver av dagene. I tillegg ble verdiene etter slamuttaket på dag 131 korrigert slik at de framstår som om det ikke hadde vært slamuttak.

Også i reaktorene med varierende tilsats av slam var biogassproduksjonen på sitt høyeste allerede etter 20 døgn (se figur 20b), mens volum% metan i biogassen og spesifikk metanproduksjon først 30 døgn etter oppstart var på sitt høyeste (se figur 20c). Oppstarten av prosessen tok dermed også her 30 døgn.

Gassproduksjonen var høyest fra dag 20 til dag 30, ca. 5,5 l/døgn, tilsvarende ca. 0,53 l per l slamvolum per døgn, referert til slamvolum i slutten av forsøkene, som i forsøkene med varierende tilsats var 20% høyere enn i starten, korrigert for fordampningen. Biogassen inneholdt 63-69 vol% metan. På slutten av denne perioden var det ca. 15 vol% fiskeslam i reaktoren.

Deretter, fram til dag 60, når innmatingen fortsatt var høy og lik med den i de reaktorene med konstant tilsats, var gassproduksjonen var ca. 4,8 l/døgn, tilsvarende ca. 0,47 l per l slamvolum per døgn med ca. 69 vol% metan. Både gassproduksjonen og vol% metan i gassen var altså noe høyere i disse reaktorene enn i reaktorene med konstant tilsats, selv om reaktorene fortsatt ble drevet likt. På slutten av denne perioden var det ca. 24 vol% fiskeslam i reaktoren.

Da innmatingen fra dag 61 og fram til dag 92 ble redusert til ca. halvparten, som følge av matingsregimet, falt gassproduksjonen til ca. 2,4 l/døgn, tilsvarende ca. 0,23 l per l slamvolum per døgn med ca. 68 vol% metan.

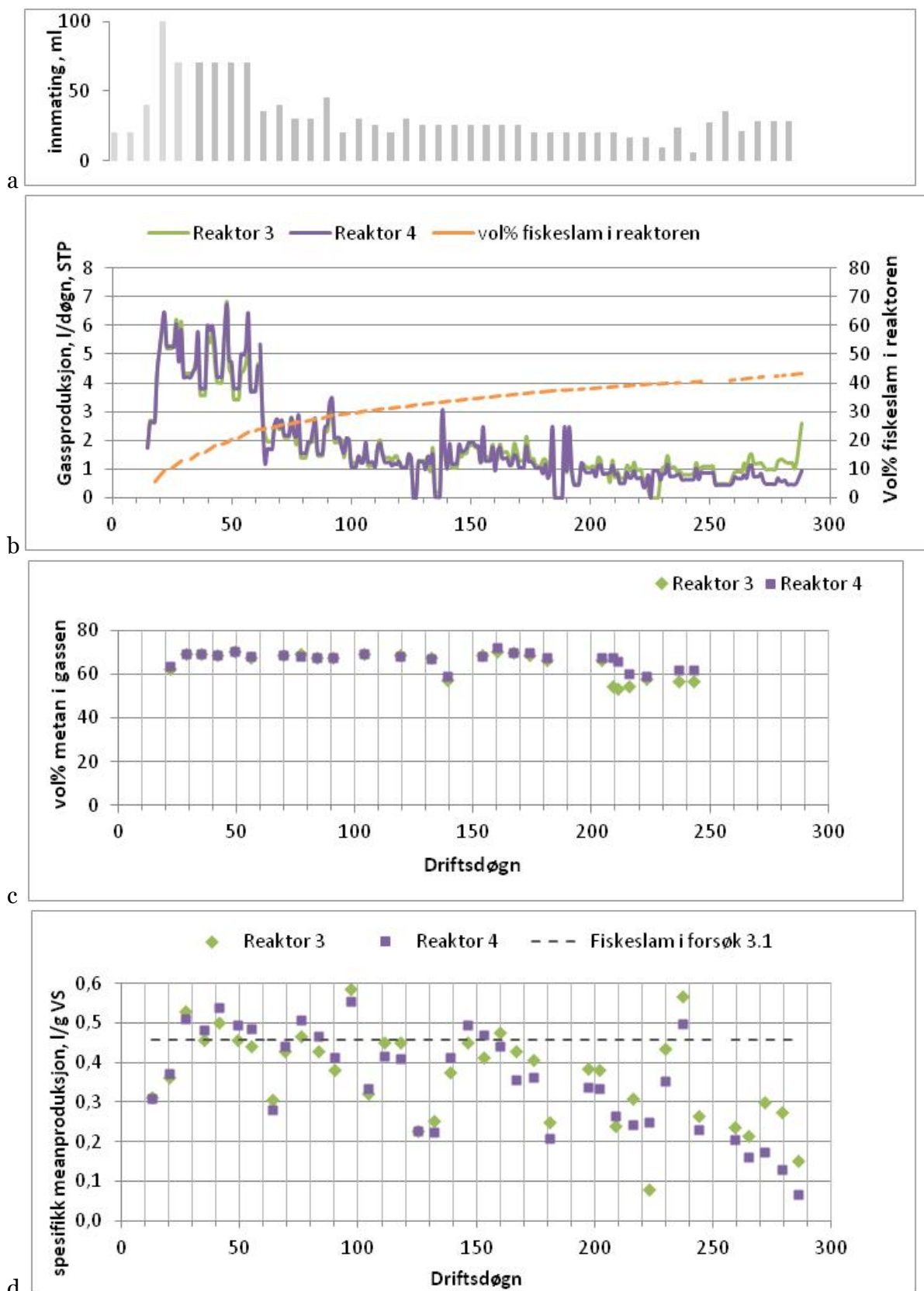
Da innmatingen fra dag 93 ble ytterligere redusert til ca. en tredjedel av mengden i begynnelsen, falt gassproduksjonen til ca. 1,3 l/døgn, tilsvarende ca. 0,13 l per l slamvolum per døgn og forble på disse nivå til ca. dag 140. Vol% metan var 69% i begynnelsen av perioden men falt til 67 % på dag 132 og ca. 58% på dag 140. - På dag 131 var det driftsforstyrrelse i forbindelse med uttak av slam og på dag 137 på grunn av strømstans i ett eller to døgn.

Fram til dag 150 økte gassproduksjonen igjen til ca. 1,6 l/døgn og også vol% metan økte til over 70%. Økningen varte til ca. dag 175. I dette tidsrommet var mellom 32 og 37 vol% fiskeslam i reaktorene.

Rundt dag 185 var det igjen noen driftsforstyrrelser og feil i gassmålingen. Deretter og fram til dag 266 sank gassproduksjonen igjen til ca. 1,0 l/døgn, tilsvarende 0,1 l per l slamvolum per døgn. Vol% metan sank først til 67%, før den på dag 210 sank til 54% i reaktor 2 og fra dag 215 til 60% i reaktor 1.

Etter dag 266 var gassproduksjonen høyere i reaktorene 3 enn i reaktor 4 på hhv. ca. 1,2 l/døgn og ca. 0,6 l/døgn. Den steg i begge reaktorene mot slutten av driftsperioden, men sterkest i reaktor 3.

Spesifikk metanproduksjon (figur 20d) var etter oppstart og fram til ca. dag 100 var den rundt 0,46 l/g VS, på størrelse med gjennomsnittlig spesifikk metanproduksjon på 0,457 l/g VS som ble målt i forsøket 3.1 med fiskeslam. På dag 100 var andelen fiskeslam i reaktoren ca. 30%. Så falt spesifikk



Figur 20: Gass- og metanproduksjon over driftsperioden for reaktorene med varierende tilsats av slam. a: Fiskeslam per innmatning, b: Gassproduksjon, (målingene etter helgene er delt i trelike deler,) c: Volum% metan i biogassen samt volum% slam i reaktoren, d: Spesifikk metanproduksjon i reaktorene sammenlignet med gjennomsnittlig spesifikk metanproduksjon fra fiskeslam i forsøkene 3.1

metanproduksjon til ca. 0,43 l/g VS og forble på denne verdien fram til dag 120, før den rundt dag 140 falt til 0,22 l/g VS. Da var det ca. 32 vol% fiskeslam i reaktoren. På dag 150, samtidig med gassproduksjonen og vol% metan i gassen, hadde spesifikk metanproduksjon økt igjen til rundt 0,46 l/g VS. Så falt den fram til dag 260 til ca. 0,2 l/g VS og så fortere til rundt 0,1 l/g VS mot slutten av driftsperioden på dag 288.

3.2.1.3 Varighet av biogassproduksjonen etter siste mating

I reaktorene 1 og 2 stoppet biogassproduksjonen av seg selv etter 220 døgn drift. I reaktorene 3 og 4 sluttet den to til tre dager etter siste mating. For øvrig var biogassproduksjonen aldri til sjenanse ved uttak av slamprøver.

3.2.1.4 Biogass- og metanproduksjonen i forhold til potensialet målt i forsøkene om desentraliserte anlegg (forsøk 3.1)

I reaktorene med konstant mating (reaktorene 1 og 2) var utnyttelsen av fiskeslammets potensial til metanproduksjon, som det ble målt i forsøkene 3.1., ca. 94% fra dag 30 etter oppstarten og fram til dag 100. For den resterende perioden var utnyttelsen ca. 53%. Samlet utnyttelse for hele driftsperioden var ca. 71% av potensialet, målt i forsøkene 3.1.

I reaktorene med varierende mating (reaktorene 3 og 4) var ble etter oppstart og fram til dag 120 hele fiskeslammets potensial til metanproduksjon utnyttet, som det ble målt i forsøkene 3.1. I den resterende driftsperioden ble ca. 70% av potensialet utnyttet. Samlet utnyttelse for heleperioden fram til dag 260 i forsøkene, som ville vært slutten av april i et settefiskanlegg, var ca. 93 %. Samlet utnyttelse for hele driftsperioden, som ville vært til slutten av mai i et reelt settefiskanlegg, var ca. 89%.

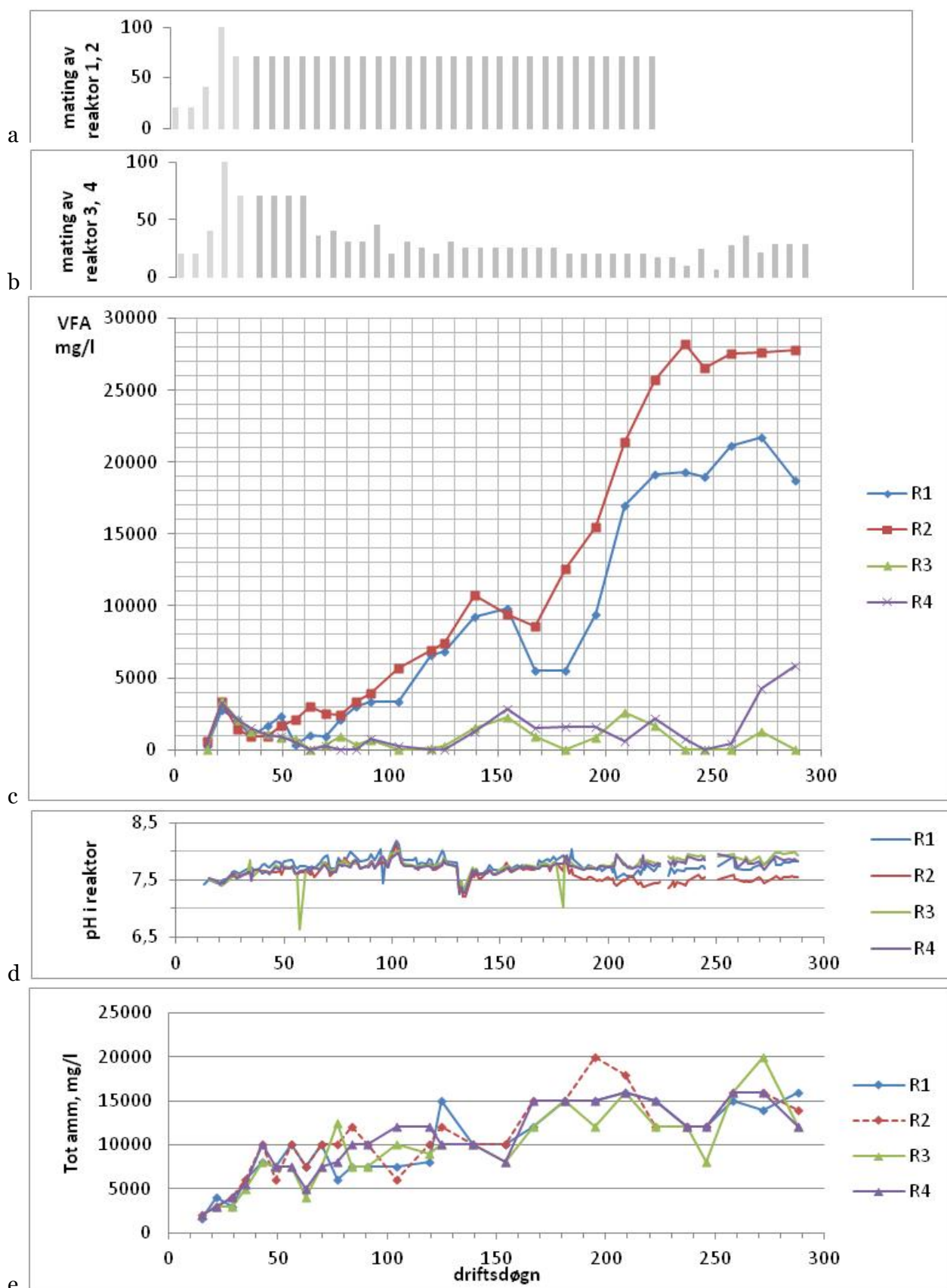
Disse verdiene må tas med forbehold om at gass- og metanproduksjonen i forsøkene 3.1 kan være underestimert med opp mot 30%, pga. vanskene med gassmålerne ved høy gassproduksjon, som nærmere redegjort for i avsnitt 2.5.2.

3.2.2 Forholdene i reaktorene

3.2.2.1 Fettsyrer (VFA), pH-verdi og ammoniumkonsentrasjon

Figurene 21 på neste side viser utviklingen av VFA (figur 21 c) i reaktorene sammen med matingen (figurene 21 a og b) og utviklingen i pH- verdien (figur 21d) og ammoniumkonsentrasjonen (figur 21e).

Fram til dag 61 ble alle fire reaktorene matet likt. Flyktige fettsyrerVFA, ble målt fra dag 15. og VFA-konsentrasjonene var like i alle reaktorene, rundt 500 mg/l. På dag 22 var VFA-konsentrasjonene steget til rundt 3000 mg/l, som følge av den store økningen i belastningen dagen før. På dag 25 ble matingen redusert og dag 35 var så VFA-konsentrasjonen i alle reaktorene redusert igjen til ca. 1000 mg/l. Deretter ble reaktorene fortsatt matet likt, men reagerte forskjellig på matingen, i reaktor 1 steg VFA-konsentrasjonen først til ca. 2300 mg/l, før den falt igjen, til godt under 1000 mg/l på dag 56, noen dager før begynnelsen av forskjellig mating. I reaktor 2 forble VFA-konsentrasjonen først konstant på ca. 1000 mg/l til dag 45 og 18 vol% fiskeslam i reaktoren, før den steg til 2000 mg/l på dag 56 og så sakte videre. I reaktorene 3 og 4 sank VFA videre til under 1000 mg/l på dag 56.



Figur 21: Drift av semi-kontinuerlige batch reaktorer til å simulere desentraliserte biogassanlegg ved settefiskanlegg – fra øverst til nederst, a og b: mating av reaktorene, c: konsentrasjoner av VFA i reaktorene, d: pH i reaktorene, e: ammonium konsentrasjonen i reaktorene

Etter at forskjellig mating begynte på dag 61, forble VFA-konsentrasjonen i reaktor 1 under 1000 mg/l fram til dag 72 og 27 vol% fiskeslam i reaktoren. Så steg den til 2500 mg/l på dag 77 og nådde samme konsentrasjonen som i reaktor 2. Fra dag 77 var det tydelig forskjell mellom utviklingen i VFA-konsentrasjonen i hhv. reaktorene 1 og 2, med konstant mating, og reaktorene 3 og 4, med varierende mating. I reaktorene 1 og 2 steg VFA-konsentrasjonen videre, til 7000 mg/l på dag 125 (6 døgn før slamprøven til vekstforsøk ble tatt) og videre til maksimalverdier på hhv. 22000 mg/l på dag 272 i reaktor 1 og 28000 mg/l på dag 238 i reaktor 2, ved hhv. 42 og 40 vol% fiskeslam i reaktorene. Opp til 9000 mg/l VFA, fram til ca. dag 180 i reaktor 2 og dag 200 i reaktor 1, hadde økningen i VFA-konsentrasjonen ingen innvirkning på pH-verdien. Da VFA-konsentrasjone økte ytterligere sank pH-verdien med noen tiendedeler, til pH 7,7 og pH 7,5 i hhv. reaktor 1 og 2.

Stigningen var avbrutt av et fall i VFA-konsentrasjonene fra dag 152 i reaktor 1 og fra dag 140 i reaktor 2 ved hhv. 4500 mg/l og 2500 mg/l VFA og hhv. 46 og 44 vol% fiskeslam i reaktoren. Fallet i VFA-konsentrasjone varte i ca. 40 døgn og falt tidsmessig sammen med perioden med høy gassproduksjon og høy metanandel i biogassen rundt dag 155 (se avsnitt 3.2.1.1).

På tidspunktet da gassproduksjonen stoppet, på dag 220, var VFA-konsentrasjonene i reaktor 1 og 2 på hhv. 19000 mg/l og 25000 mg/l og andelen fiskeslam på 55 vol%. Selv om matingen ble stoppet dagen etter fortsatte VFA-konsentrasjonene å stige, og nådde til maksimalverdiene på 22000 mg/l og 28000 mg/l i hhv. reaktor 1 og reaktor 2.

Etter at maksimalkonsentrasjonene var nådd, sank VFA-konsentrasjonen i reaktor 1 til ca. 19000 mg/l på slutten av driftsperioden. I reaktor 2 sank den med ca. 1500 mg/, før den stabiliserte for resten av driftsperioden på ca. 27500 mg/l, 500 mg/l under maksimalverdien.

I reaktorene 3 og 4, - med varierende mating og lavest mating fra dag 61 – forble VFA-konsentrasjonene relativt lave, under 3000 mg/l, i hele eller nesten hele driftsperioden i hhv. reaktor 3 og reaktor 4. Fram til dag 131 (da slamprøven til vekstforsøk ble tatt) og 32 vol% fiskeslam i reaktorene forble de under 1000 mg/l, -bortsett en kort stigning da matingen ble økt under oppstarten. I løpet av de neste 30 døgn steg så VFA-konsentrasjonen til 3000 mg/l for å svinge opp mot denne konsentrasjonen i en periode på 90 døgn. Fra dag 240, ved 40 vol% fiskeslam i reaktoren falt konsentrasjonen igjen til under 1000 mg/l og videre til noen 100 mg/l i forbindelse med en periode med meget lav mating. I reaktor 3 forble VFA-konsentrasjonen under 1000 mg/l ut driftsperioden på 288 døgn. I reaktor 4 økte VFA-konsentrasjonen fra dag 260, da matingen ble økt, til 6000 mg/l på slutten av driftsperioden på dag 288.

PH-verdiene i reaktorene lå i hele driftsperioden mellom pH 7,5 og pH 8, - bortsett fra noen korte fall under strømbrudd. De var nokså like i fram til dag 180. De steg i løpet av de første 80 døgn av forsøket gradvis fra pH 7,5 i starten til pH 7,7-7,8 for å forbli der til dag 131 med slamuttak til vekstforsøk og strømbrudd i helgen etter, hvor pH-verdiene sank til ca. pH 7,2. Fra dag 137 steg pH-verdiene rask til pH 7,6 og så sakte igjen til pH 7,7-7,8 på dag 180. I reaktorene 1 og 2 kunne man så observere en liten topp på hhv. pH 7,9 og pH 8,0 i to døgn, i tidsrommet til avbruddet i stigningen av VFA-konsentrasjonen, se ovenfor. Så synker pH-verdien rask til ca. pH 7,7 i reaktor 1 og ca. pH 7,5 i reaktor 2. I reaktor 2 skjedde fallet til pH 7,5, når VFA-konsentrasjonen økte over ca. 11 000 mg/l og pH-verdien forble rundt 7,5 ut driftsperioden. I reaktor 1 sank pH-verdien også rask til pH 7,5, når VFA-konsentrasjonen overskred ca. 11000 mg/l, men så steg den sakte igjen til pH 7,7-7,8 på slutten av driftsperioden. Dermed førte de høye VFA-konsentrasjonene i reaktorene 1

og 2 kun til et lite fall i pH. - I reaktorene 3 og 4 forble pH-verdien på pH 7,7-7,8 til dag 220, hvor den steg sakte videre til pH 7,8-pH 7,9.

Ammoniumkonsentrasjonene var nokså like i alle reaktorene, bortsett fra en periode rundt dag 100, hvor ammoniumkonsentrasjonen var ca. 4000 - 6000 mg/l høyere i reaktorene med varierende mating (3 og 4, 7500 og 6000 mg/l) enn i reaktorene med konstant mating (1 og 2, 10000 og 12000 mg/l). Ammoniumkonsentrasjonen steg i begynnelsen av forsøkene raskt fra 1600 – 2000 mg/l i starten til 8000-10000 mg/l på dag 43 og så saktere til 12000-16000 mg/l på slutten. I reaktorene 2 og 3 økte de i en kortere periode utover dette nivået og helt til 20000 mg/l, i reaktor to mellom dag 181 og ca. dag 215 og i reaktor 3 mellom dag 258 og ca. til dag 275. I begge reaktorene steg VFA- konsentrasjonen, når ammoniumkonsentrasjon steg til 20000 g/l. Når stigningen av VFA begynte i de forskjellige reaktorene var ammoniumkonsentrasjonen i reaktor 2 på 8000 mg/l, mens den i reaktorene 1, 3 og 4 på 10000 mg/l. Når gassproduksjonen stoppet opp i reaktorene 1 og 2, på dag 221 var ammoniumkonsentrasjonen på ca. 15000 mg/l.

3.2.2.2 Konsentrasjoner av langkjedede fettsyrer

Konsentrasjonene av langkjedede fettsyrer, fra C:12 Laurinsyre til C:18 stearinsyre ble analysert i prøver fra dag 131 og i fiskeslammet. Resultatene er presentert i tabell 4 nedenfor.

Tabell 4: Konsentrasjoner av langkjedede fettsyrer i råtnesteren fra reaktorene på dag 131 og i fiskeslammet.

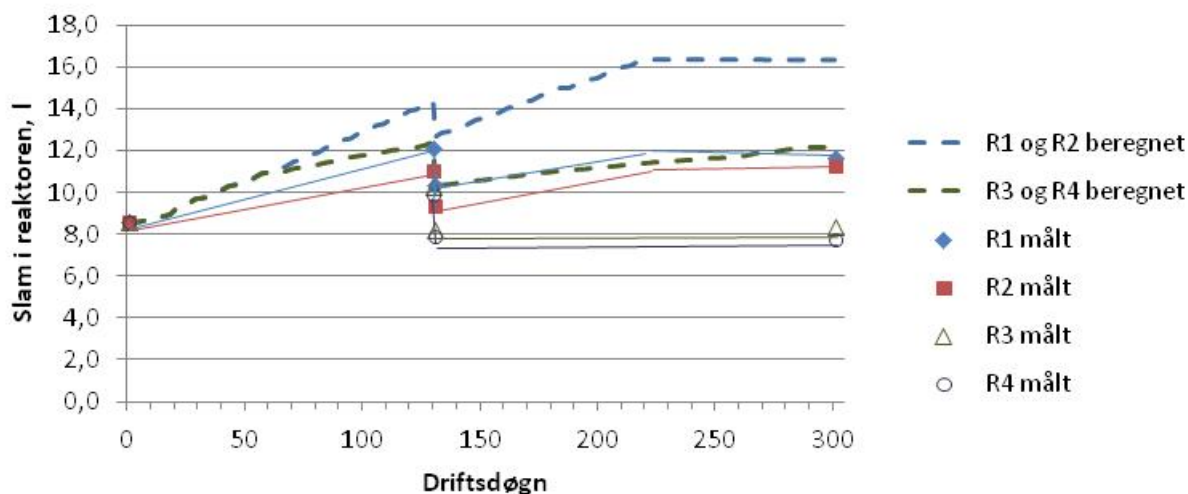
	Reaktor 1	Reaktor 2	Reaktor 3	Reaktor 4	Fiskeslam
Laurinsyre, C ₁₂ , mg/l	<1	<1	<1	<1	<1
Myristinsyre C ₁₄ , mg/l	<1	2,1	1,8	<1	22,5
Pentadekansyre, C ₁₅ ,mg/l	<1	<1	1,1	<1	2,3
Palmitoleinsyre, C _{16:1} , mg/l	<1	<1	<1	<1	<1
Palmitinsyre, C ₁₆ , mg/l	4,2	6,1	7,3	5,0	61,9
Linolensyre, C _{18:3} , mg/l	<1	<1	<1	<1	21,6
Oljesyre, C _{18:1} , mg/l	1,8	1,7	1,7	1,2	42,2
Stearinsyre, C ₁₈ ,mg/l	1,5	2,8	1,5	1,0	12,5
Sum, mg/l	12,4	16,6	16,4	12,2	165,1

Verdiene i tabell 4 viser konsentrasjonene både i fiskeslammet og i reaktorene langt under verdier for begynnende inhibering verdier på 0,3 – 0,6 g/l (Koster og Cramer, 1987). Videre viser verdiene at de langkjedede fettsyrer ble nedbrutt i biogassprosessen.

3.2.2.3 Slamvolum i reaktorene

Slamvolumet i reaktorene i løpet av forsøksperioden er vist i figur 22 på neste side. Alle reaktorene ble startet med 8,571 l podeslam og drevet som beskrevet i avsnitt 2.4.2. Figur 22 viser at reelt slamvolum i reaktorene etter oppstarten var lavere enn beregnet ut fra massebalanser. Dette skyldes vann som fordampet i reaktorene og ble tatt ut med biogassen. Fra reaktorene med konstant tilsats (1 og 2) fordampet ca. 2,5 l vann fram til dag 131, hvor slamprøven til vekstforsøk ble tatt og enda ca. 2,5 liter til slutten av driftsperioden. Fordampningen var dermed ca. 20 ml/døgn.

Figur 22 viser også at det var små innbyrdes forskjeller mellom reaktorene som ble drevet i parallell. Slik var slamvolumet i reaktor 2 i hele driftsperioden noe lavere enn i reaktor 1 og i reaktor 4 noe lavere enn i reaktor 4. Forskjellene skyldes små innbyrdes forskjeller i driftsbetingelsene. I reaktorene 1 og 2 varierte slamvolumet i driftsperioden mellom startvolumet og hhv. ca. 12 og ca. 11,5 l. På slutten av forsøkene ble slamvolumet i målt til 11,696 l i reaktor 1 og 11,259 l i reaktor 2.



Figur 22: Utviklingen av slamvolum i reaktorene under semi kontinuerlige batch forsøkene med fiskeslam. De stiplede linjene viser beregnet slamvolum, de tynne linjer viser reelt slamvolum ut fra målepunktene.

I reaktorene 3 og 4, med varierende tilsats, øke slamvolumet fram til slamuttaket på dag 131 fra startvolumet til ca. 10 l. En kan anta at mesteparten av økningen skjedde under perioden med relativ høy mating fram til dag 61. Etter slamuttaket var slamvolumet rundt 8 l til slutten av driftsperioden. I disse reaktorene var tilsatsen av slam såpass liten at den ble kompensert for av fordampningen. På slutten av forsøkene ble slamvolumet i målt til 8,384 l i reaktor 3 og 7,559 l i reaktor 4.

Ved vurdering av dataene må en ta hensyn til uttak av slam til vekstforsøkene og tilsvarende redusert tilsats etterpå. Uten disse reduksjoner, ville slamvolumet på slutten vært ca. 14 l i reaktorene 1 og 2 og ca. 10 l i reaktorene 3 og 4.

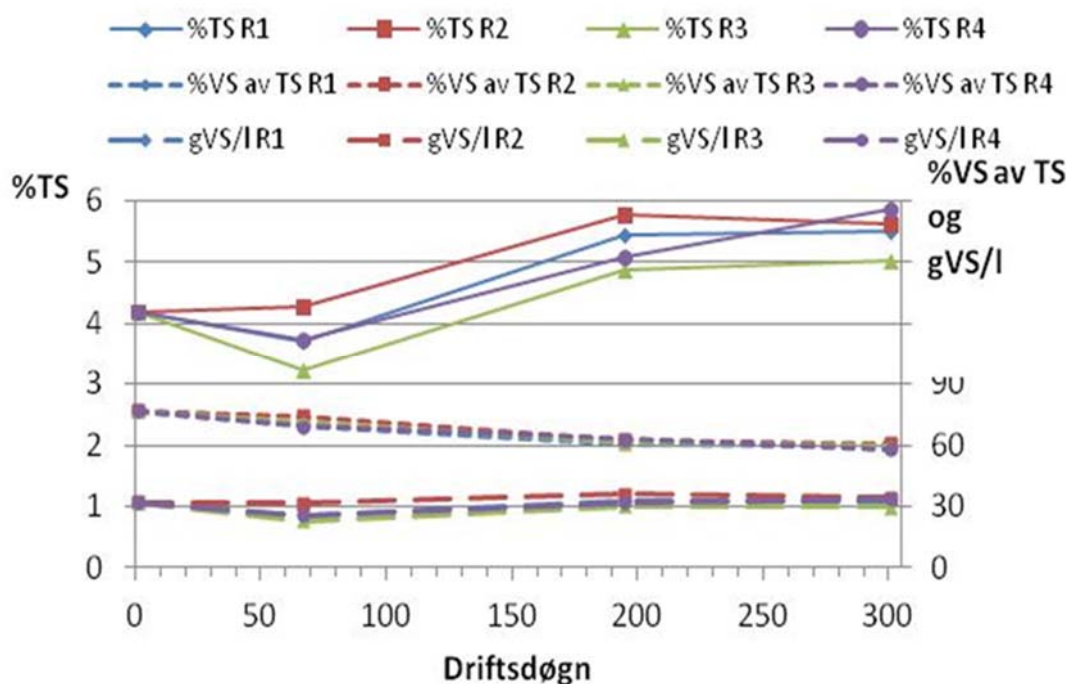
3.2.2.4 Tørrstoff og organisk tørrstoff i reaktorene

Disse er vist i figur 23 på neste side. Bortsett fra startverdien for podeslammet, som ble tatt på to prøver, ble verdiene tatt på kun en prøve og er derfor beheftet med noe usikkerhet. De viser imidlertid tydelige tendenser. Utviklingen av parametre gjennom driftsperioden var likt for alle reaktorene, selv om verdiene var noe forskjellige i de forskjellige reaktorene. De innbyrdes forskjellene avtok utover i forsøkene.

For alle parametre var tendensen at verdiene var noe høyere i reaktorene 1 og 2 (med konstant tilsats) enn i reaktorene 3 og 4 (med varierende tilsats). Det var også forskjell mellom reaktorene som ble drevet i parallell og, som forventet, var verdiene størst i parallellen med minst slamvolum, hhv. reaktor 2 og reaktor 4 (se figur 23). Reaktor 2 skilte seg mest ut med de høyeste verdiene.

Utviklingen av vektprosent tørrstoff (TS) og konsentrasjon av organisk tørrstoff (VS) viste samme mønster. De sank fram til dag 67 - bortsett fra TS i reaktor 2 som viste en liten økning fram til dag

67-, økte så fram til dag 195 og forble tilnærmet konstant for resten av driftsperioden. TS sank fra 4,2% i starten til 3,2-3,7% i reaktorene 1-3 og økte litt til 4,3% i reaktor 2, økte så i alle reaktorene til verdier mellom 4,9% og 5,8% på dag 195 og forble tilnærmet konstant med verdier mellom 5,0% og 5,9% - den høyeste verdien for reaktor 4 virker til å være forårsaket av en klump i prøven-.



Figur 23: Tørrstoff (TS, akse til venstre), vektprosent organisk tørrstoff (VS) av tørrstoff (TS) og konsentrasjon av organisk tørrstoff (VS) i reaktorene (begge, akse til høyre) under de semi-kontinuerlige batch forsøkene med fiskeslam.

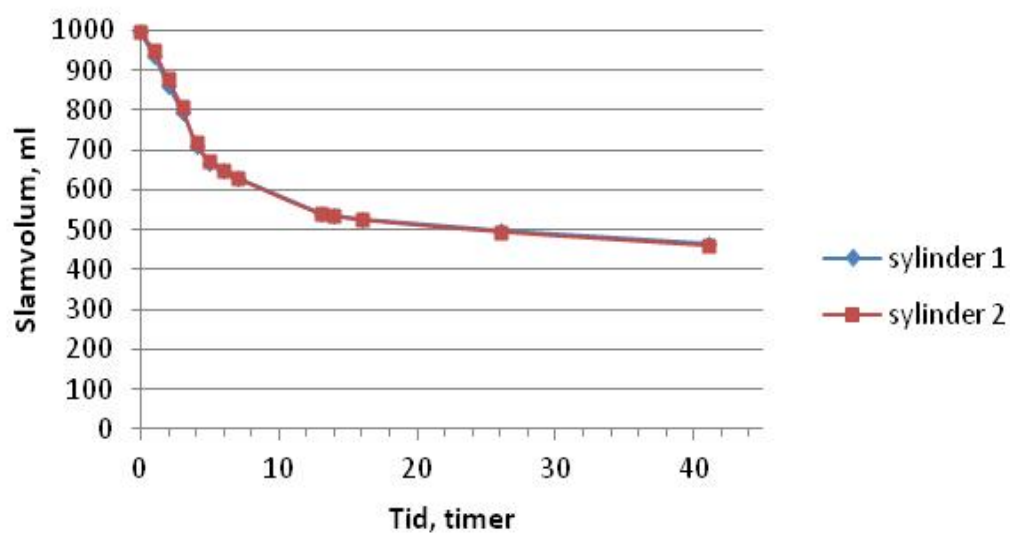
Konsentrasjonen av VS sank fra 32,1g/l i starten til 23,0-25,7 g/l i reaktorene 1-3 og 31,7 g/l i reaktor 2 på dag 67, steg til 30,0-33,1 g/l i reaktorene 1-3 og 36 g/l i reaktor 2 på dag 195 og forble tilnærmet konstant med verdier mellom 29,8 g/l og 34,4 g/l på slutten av driftsperioden.

Andelen av organisk tørrstoff sank kontinuerlig gjennom hele driftsperioden, fortore fram til dag 195 og saktere fram til slutten av driftsperioden. Det sank fra 76,7% i starten, til 69,1-71,0% i reaktorene 1-3 og 74,1% i reaktor 2 på dag 67, 60,7-63,1% på dag 195 og 57,9-60,6% på slutten av perioden.

3.2.2.5 Egenskapene til råtneresten i slutten av forsøksperioden

På slutten av forsøkene var i bioresten fra alle reaktorene et tynt lag med bunnfall av grovt materiale. Ellers var bioresten tyntflytende med 5,0-5,9 vektprosent tørrstoff. Den luktet sterkt anaerobt slam og ammoniakk, men subjektivt vurdert ikke verre enn ubehandlet husdyrgjødsel.

Evnen til bunnfelling ble testet ved henstand av slamprøver fra reaktorene 1 i to målesylindere på 1l i 42 timer. Volum av sedimentert slam ble avlest i egnede intervaller. Resultatene er vist i figur 24.



Figur 24: Fortykking av råtnerest fra reaktor 1 i to målesylindre på 1l.

Slammet fortykkes dårlig uten tilsats av kjemikalier. Etter 1h var slamvolumet redusert med kun $6 \pm 0,2\%$, etter 3 timer med 20%, etter 4 timer med 30% og etter 24 timer med 50%.

3.2.3 Sammenfatning av resultatene

Resultatene fra forsøkene 3.2 til behandling av fiskeslam i desentraliserte anlegg med semi-kontinuerlige batch reaktorer er i sammenfattat i tabell 5 og sammenlignet med resultatene fra forsøk 3.1 om sentraliserte anlegg med totalomblandete gjennomstrømnings-reaktorer.

Tabell 5: Driftsbetingelsene og resultatene fra forsøkene 3.2 (desentralt, batch-anlegg) , sammenlignet med resultatene fra forsøkene 3.1 (sentralt, semi-kontinuerlig gjennomstrømningsanlegg)

	Desentralisert , forsøk 3.2		Sentralisert, forsøk 3.1
	Konstant tilsats Reaktor 1 og 2	Variierende tilsats Reaktor 3 og 4	Fiskeslam
Sammensetning			
%TS	15,9	15,9	15,9
%VS av TS	83	83	83
KOFCr, g/l	243,0	243,0	243,0
Driftsforhold			
Organisk belastning, g KOF/l per døgn	1, 4 – 0,90*	1, 4 – 0,35*	2,02
g VS/l per døgn	0,76 – 0,48*	0,76 – 0,19*	1,10
Hydraulisk oppholdstid, døgn	68 - 288	1 - 288	120
Gass-, metan- og energiproduksjon			
Gass, l/døgn, ved STP	6,2±1,3** til dag 100	6,9±1,5** til dag 61 3,4±0,9 til dag 100**	10,5±0,2
l/l slam/døgn, ved STP	0,30*** til d.100 0,17*** hele period.	0,36*** til d.61 0,13*** hele period.	0,82±0,06
Vol% metan i gassen****	66,6±0,2	66,8±0,1	62,5±3,3
Metan, l/g VS, ved STP****	0,324±0,014	0,408±0,02	0,457±0,011
l/g KOF****	0,177±0,007	0,221±0,002	0,248±0,006
l/l eller Nm3/tonn fiskesl.****	42,9± 1	54,0± 1	60,5±1
Energiproduksjon, kWh/tonn f.sl.****	420 ± 5	529 ± 7	593 ± 7
Prosent av potensialet fra forsøk 3.1	71	93	100
Nedbrytning av organisk stoff			
% VS nedbrutt	ikke beregnet	ikke beregnet	ca. 80%
Forhold i reaktorene			
pH	7,68 ± 0,16	7,73 ± 0,14	7,65 ± 0,08
VFA, mg/l	0 - 28000	0 - 22000	659 ± 571
Tot-ammonium, mg/l	2000-20000	2000-20000	3400 ± 1809

* korrigeret for reduksjon av slamvolumet på grunn av fordampning

**beregnet for samme slamvolum som i forsøkene 3.1

***referert til slamvolumet på slutten av forsøket

**** gjennomsnittsverdier for hele driftsperioden

4 DISKUSJON

4.1 Behandling av fiskeslam i sentraliserte biogassanlegg (Forsøk 3.1a)

4.1.1 Drift med gjødsel

4.1.1.1 Driftsbetingelsene

Under driften med gjødsel ble reaktorene drevet med hydraulisk oppholdstid på 30 døgn som er vanlig for mesofile biogassreaktorer, men med lavere organisk belastning enn vanlig, på kun 1,16 g VS/l døgn eller 2 g KOF/l døgn. Den lave organiske belastningen var resultat av det lave TS/VS innhold i gjødselen som det var mulig å få tak i fra Tingvoll gård da forsøkene ble startet i høst/vinter 2014/2015 (se avsnitt 2.4.1).

4.1.1.2 Nedbrytning av organisk stoff og metanproduksjon

Ved slik lav belastning ville en forvente høy grad av nedbrytning av det organiske stoffet i gjødselen og høy spesifikk gass- og metanproduksjon. Begge var imidlertid lave (se tabell 3), noe som tyder på at en stor del av det organiske stoffet i gjødselen som ble brukt i denne undersøkelsen besto av forbindelser som er vanskelig nedbrytbart i en anaerob prosess, som for eksempel lignocellulose og lignin.

Andelen metan i biogassen var som forventet for biogass fra gjødsel (Hanssen 1983), noe som betyr at den biokjemiske sammensetningen av andelen av det organiske stoffet i gjødselen som ble brutt ned, var som forventet i gjødsel.

Spesifikk metanproduksjon fra gjødselen som ble målt i forsøkene, på $0,131 \pm 0,01$ l/g VS_{tilsatt} (eller $0,077 \pm 0,005$ l/g KOF_{tilsatt}, var lavere enn korttidsverdiene på $0,171$ l CH₄/g VS_{tilsatt} og $0,250$ l CH₄/g VS_{tilsatt} som oppgis i rapporten fra Kvande&Løes (2014) for biogassproduksjonen i biogassanlegget ved Tingvoll gård, hvor både podeslammet og gjødselen til forsøkene 3.1 ble tatt fra.

Metanproduksjonen per tonn gjødsel på 4,6 m³ per tonn var også lav, sammenlignet med verdien for metanutbyttet fra storfe gjødsel som oppgis i brosjyren fra Norsk Bondelag (2011), på 14 m³ metan per tonn storfe gjødsel med 9% TS, også når man korrigerer for TS-innholdet i gjødselen, som i forsøkene var 4,5% TS.

Verdiene var imidlertid innenfor området på 0,1 – 0,18 l/g VS som Hanssen (1983) oppgir for spesifikk metanproduksjon fra storfe gjødsel og i tråd med verdiene som av Fjørtoft et al. (2014) rapporterer fra et norsk fullskalaanlegg for husdyrgjødsel, på $0,121 \pm 10$ l/g VS og 79 kWh/m³ gjødsel, fra gjødsel med 8,13% TS. Dermed var spesifikk metanproduksjon fra gjødselen i våre forsøk lav, men ikke urealistisk lav. Verdiene for spesifikk metanproduksjon var selvfølgelig også påvirket av usikkerheten i gassmålingene som redegjort for i avsnitt 2.5.2. Vi mener imidlertid at denne usikkerheten var nokså liten for gassproduksjon fra gjødselen, fordi daglig gassproduksjon, og dermed trykket i måleren, var på samme størrelse som da kalibreringene ble foretatt.

På grunn av både lav andel av nedbrytbart organisk stoff i gjødselen og lav spesifikk gass/metanproduksjon fra det organiske stoffet som ble brutt ned, var biogassproduksjonen per slamvolum kun ca. 26% av produksjonen på 1 l gass per i slamvolum per døgn som anses som ønskelig for lønnsom drift av biogassanlegg.

4.1.1.3 Forholdene i reaktorene

Ammoniumkonsentrasjonen var, med verdier mellom 1500 mg/l og 2000 mg/l i mesteparten av perioden, i området på 1700-1800 mg/l som ble rapportert som komplett inhiberende for ikke akklimatiserte kulturer (Melbinger og Donellon, 1971). Podeslammet ble tatt fra en biogassreaktor som i lang tid i forveien hadde blitt drevet ved samme ammoniumkonsentrasjoner som i prosessen med gjødselen. Dermed må en regne med at podeslammet var akklimatisert til disse ammoniumkonsentrasjoner og kan tåle dem uten inhibering (Melbinger og Donellon, 1971).

VFA-konsentrasjonene lavere enn 1000 mg/l i mesteparten av driftsperioden og 500 mg/l i store deler tyder på at prosessen var lite inhibert. Noe inhibering var imidlertid igjen i prosessen, ellers ville VFA-konsentrasjonene vært nærmere null. Siden VFA-konsentrasjonene ikke var høyere enn ellers vanlig i biogassanlegg og siden prosessen var stabil, var den likevel godt egnet som referanseprosess og til å teste innblanding av fiskeslam.

4.1.2 Drift med fiskeslam

4.1.2.1 Overgang til drift med fiskeslam

Vi ville i denne undersøkelsen finne ut om overgangen fra drift med gjødsel til drift med fiskeslam førte til driftsforstyrrelser i prosessen, fordi fiskeslammet har en annen biokjemisk sammensetning enn gjødsel. Enkelte grupper av mikroorganismer i den anaerobe utråtningsprosessen vil derfor få forandret mengden substrat som de må omsette og det kan ta tid til disse grupper av mikroorganismer har vokst seg stort nok til å omsette alt substrat. I mellomtiden vil substratet til disse mikroorganismene kunne hopes opp. Siden de metanproduserende organismene vokser saktest, er det som oftest flytende fettsyrer, VFA, som vil hope seg opp, som er substratet til den største andelen av metanogene mikroorganismer.

Fiskeslammet som vi brukte inneholdt fire ganger så mye energi per volum som gjødselen, målt som KOF/l (243 mg/l i fiskeslam mot 58 mg/l i gjødsel, se tabell 1 Hvis vi da ved overgangen til fiskeslam hadde brukt samme volum fiskeslam per innmating som for gjødsel, ville vi tilført mikroorganismene fra den ene dagen til den andre 4 ganger så mye substrat som før. Dette ville med stor sannsynlighet ført til overbelastning av prosessen, i alle fall av de metanproduserende organismene i siste trinn av prosessen, med opphopning av flyktige fettsyrer i reaktorene. Dermed ville man ikke kunne skille mellom effekten på grunn av stor økning i belastning og effekten på grunn forskjellig sammensetning av substrat, her gjødsel og fiskeslam.

For kunne skille effektene, ble ved overgang fra gjødsel til fiskeslam mengden justert slik at tilsatt mengde *energi* (målt som KOF) per innmating forble konstant, dvs. til en fjerdedel av volumet for gjødsel, noe som førte til fire ganger lengre HRT. Organisk belastning ble dermed holdt konstant ved overgangen, mens midlere hydraulisk oppholdstid økte til 120 døgn. Det var også et håp med denne justeringen av tilsatt volum helt å kunne unngå driftsforstyrrelser under substratskifte fra gjødsel til fiskeslam.

-Denne justeringen av volumet ved drift med fiskeslam ble ikke foretatt i reaktorforsøkene i forprosjektet til dette prosjektet, som ble gjennomført med lignende gjødsel og fiskeslam som disse forsøkene (Ytrestøyl et al. 2013). Der var innmating på samme volum ved overgang fra gjødsel til fiskeslam og det ble rapportert om høye VFA-konsentrasjoner, fall i pH, store vanskeligheter å få til en stabil prosess med fiskeslam og lavt metanutbytte.

Endelig vil høye VFA-konsentrasjoner i reaktorene nedsette gjødselkvaliteten av råtneresten, fordi de kan føre til spirehemning (Salminen et al. 2001, Shiralipur et al. 1997). Siden målet med forsøkene var å finne driftbetingelser med fiskeslam som gir god gjødselkvalitet, var målet å drive prosessene slik at VFA-konsentrasjonen forble lavest mulig, også under substratskifte.

Strategien med å unngå driftsforstyrrelser ved substratskifte ved å holde organisk belastning (målt som KOF) konstant lyktes. VFA-konsentrasjonene forble på samme (relativt) lave nivå som før, på 400 – 500 mg/l.

Ved tilførsel av samme mengde organisk stoff/energi som før økte imidlertid gass- og metanproduksjonen sterkt nærmest med en gang, og til minst det tredobbelte i løpet av noen få døgn. Dette betyr at ble mikroorganismene i prosessen ved substratskifte fra gjødsel til fiskeslam likevel ble utsatt for en opp mot tredobling av substratmengden, selv om altså den organiske belastningen av reaktorene ble holdt konstant. Dette pga. av mye høyere omsettelighet av det organiske stoffet i fiskeslammet. Denne substratbetingende økningen i belastning klarte kulturen av mikroorganismer å tilpasse seg uten tegn til inhibering. Grunnen til dette kan være den langsomme oppstarten og den lange og stabile driftstiden med gjødsel på til sammen syv og halvt måneder (231 døgn) som gjorde det mulig for kulturen av mikroorganismer å utvikle seg skikkelig før den ble utsatt for en stor belastning.

4.1.2.2 Driftsbetingelsene

Under drift med fiskeslam ble reaktorene altså drevet videre med samme organisk belastning som før, på 2 g KOF/l døgn tilsvarende 1,1 g VS/l døgn med KOF/VS forholdet i fiskeslammet, men nå med hydraulisk oppholdstid på 120 døgn. Dermed var organisk belastning fortsatt lavere og hydraulisk oppholdstid ca. 4 ganger høyere enn vanlig i biogassanlegg for gjødsel.

4.1.2.3 Nedbrytning av organisk stoff og metanproduksjon

Ved tilførsel av samme mengde organisk stoff/energi som før økte imidlertid gass- og metanproduksjonen sterkt nærmest med en gang, og til minst det tredobbelte i løpet av noen få døgn. - Som forklart i avsnittet 2.5.2 ovenfor er det usikkerhet knyttet til verdiene for gassmålingene. Dette gjelder spesielt verdiene for driften med fiskeslam, fordi biogassproduksjonen var opp mot tre ganger så høy som under kalibreringen, og dermed trykket i gassmåleren høyere, noe som kan ha ført til at gassmengden per telletrinn var opp mot 30% høyere i forsøkene enn under kalibreringen. Dette igjen kan ha ført til beregning av opp mot 30% for lave verdier av gass- og metanproduksjonen. Derfor må verdiene som oppgis og diskuteres her betraktes som sikrede minsteverdier.

I alle fall viser den store økningen i gass- og metanproduksjonen ved overgang til fiskeslam at en mye større andel av det organiske stoffet/energien i fiskeslammet enn av det i gjødselen lett kunne brytes ned i biogassprosessen og omsettes til metan. Det kan forklares med sammensetningen av fôret til fisken, som, i motsetning til fôret til storfe, inneholder lite av forbindelser som vanskelig kan nedbytes anaerobt, som lignin og lignocellulose. Nedbrytningen av det organiske stoffet (VS) fra fiskeslammet var ca. 80% mot ca. 33% i gjødselen. Derfor forble konsentrasjonen av organisk tørrstoff (VS) - og også tørrstoff (TS) – i råtneresten tilnærmet konstant ved overgang til fiskeslam, selv om den i substratet ble økt med hhv. 3,8 og 3,5 ganger i forhold til den i gjødselen. Høy nedbrytning av organisk stoff i fiskeslam ble tidligere også rapportert av Lanari og Franci (1998).

Andelen metan i biogassen var med $62,5 \pm 3,3$ vol% noe høyere enn i biogassen fra gjødsel, noe som tyder på høyere nedbrytning av fett ved drift med fiskeslam.

Under stabil drift med VFA-konsentrasjoner på 400 - 500 mg/l var spesifikk metanproduksjon minst $0,457 \pm 0,011$ l CH₄/g VS_{tilsatt} eller $0,248 \pm 0,006$ l CH₄/g KOF_{tilsatt}. Dette var mer enn dobbelt så høyt som høyest spesifikk metanproduksjon for fiskeslam som ble målt i forprosjektet, på 0,198 og 0,201 l CH₄/g VS_{tilsatt} (Ytrestøyl et al.2013). Da var prosessen under oppstart og - som nevnt i forrige avsnitt- sterkt inhibert, med VFA-konsentrasjoner på mellom 4000 og 12000 mg/l. Verdiene var også 55-65% høyere enn spesifikk metanproduksjon på 0,260-0,281 l CH₄/g VS_{tilsatt} og 0,140-0,154 l CH₄/g KOF_{tilsatt} som ble funnet av Gebauer og Eikebrokk (2006), fra fiskeslam fra et settefiskanlegg, med lignende energiinnhold som slammet som ble brukt her. Da var prosessen også var sterkt inhibert med VFA-konsentrasjoner opp mot 20 000 mg/l. Spesifikk metanproduksjon var slik som den Gebauer og Eikebrokk (2006) ville ha målt, hvis all VFA i deres prosess også hadde blitt omdannet til metan.

Som sistnevnte tyder på, var spesifikk metanproduksjon i forsøkene her på størrelse med verdier som tidligere ble funnet i stabile råtneprosesser med fiskeslam. Slik målte Kugelmann og van Gorder (1991) spesifikk metanproduksjon på 0,31-0,39 l CH₄/g VS_{tilsatt} i totalomblandete råtnetanker med fiskeslam med 4-6% TS, fortynnet med lik mengde vann til 2-3%TS. Prosessen ble drevet med organisk belastning på 1,3-4,8 g KOF/l døgn, (verdier rundt belastningen i våre forsøk) og 10-30 døgns hydraulisk oppholdstid. Lanari og Franci (1998) målte spesifikk metanproduksjon på 0,40-0,46 l CH₄/g VS_{tilsatt} når fiskeslam med 1,35-2,38% TS ble behandlet i en anaerob biologisk filmprosess med organisk belastning på 0,32-1,05 g KOF/l døgn (opp mot halvparten av vår belastning) og 22-38 døgns hydraulisk oppholdstid.

Spesifikk metanproduksjon målt her var ca. 40% høyere enn verdien på 0,318 l CH₄/g VS_{tilsatt} som ble målt i en potensialtest med slam fra et resirkuleringsanlegg for smolt av regnbueørret (Suhr et al, 2015), men kun 58% av spesifikk metanproduksjon på 0,785 l CH₄/g VS_{tilsatt} som ble målt i potensialtesten til forprosjektet, for et fiskeslam fra et settefiskanlegg med omtrent samme tørrstoffinnhold som i slammet som ble brukt i denne undersøkelsen (Ytrestøyl et al.2013). Forskjellene kan forklares med forskjellene i sammensetningen av slammet fra de forskjellige undersøkelsene, spesielt forskjellen i andelen organisk stoff (VS) av tørrstoffet (TS) i de forskjellige typer fiskeslam. Det var på hhv. 65%, 83% og 90% i fiskeslammet som ble brukt av Suhr et al. (2015), i vår undersøkelse og i forprosjektet, Ytrestøyl et al. (2013). Høyere andel organisk stoff (VS) av tørrstoffet (TS) i fiskeslammet betyr som regel mer fôrspill i slammet og høyere fettinnhold, noe som igjen betyr høyere spesifikk metanproduksjon. Ellers vil spesifikk metanproduksjon i potensialtester bli testet under optimale forhold, uten inhiberinger eller begrensninger i næringsstoffer og over lengre tid. Derfor vil spesifikk metanproduksjon som oftest være høyere i potensialtester enn i semi-kontinuerlige forsøk.

På grunn av både høy andel av nedbrytbart organisk stoff i fiskeslammet og relativ høy spesifikk gass/metanproduksjon fra det organiske stoffet som ble brutt ned, var biogassproduksjonen per slamvolum minst 82% av produksjonen på 1 l gass per i slamvolum per døgn som anses som ønskelig for lønnsom drift av biogassanlegg.

4.1.2.4 Forholdene i reaktorene under driftsforstyrrelsen

Etter 28 -30 døgns stabilt drift med fiskeslam begynte VFA-konsentrasjonen å stige utover det stabile nivået på ca. 500 mg/l, som tydelig tegn på inhibering (se figur . Andelen fiskeslam i

reaktoren var da rundt 20 vol% (se figurene 12 i avsnitt 3.1.2.3). Ammoniumkonsentrasjonen var da mellom 3000 mg/l og 4000 mg/l ved pH7,7 og dermed på nivået med ammoniumkonsentrasjonen som tidligere ble funnet for begynnende inhibering av akklimatiserte mesofile prosesser med hhv. svinegjødning (3075 mg/l, van Velsen, 1979; Braun et al. 1981) og storfegjødning (4000 mg/l, Hashimoto, 1986). Derfor kan inhiberingen i denne prosessen forklares med ammoniumkonsentrasjonen i råtneresten. Ammoniuminhibering ble også tidligere observert ved anaerob behandling av fiskeslam, av Kugelmann og van Gorder, (1991), når de behandlet uforynnnet fiskeslam med 4-6%TS, og av Gebauer og Eikebrokk (2006).

Inhiberingen hadde ingen målbar effekt på gass- og metanproduksjonen, noe som kan forklares med at mengden VFA som hopet seg opp i råtneresten (og dermed ikke ble omdannet til metan) utgjorde kun ca. 3% av det organiske stoffet som ble omsatt til metan. Driften med fiskeslam ble likevel stoppet og substratet ble skiftet da VFA-konsentrasjonen hadde steget til 2000 mg/l, fordi målet med undersøkelsen var å finne betingelser for "*stabil drift,...og god gjødningkvalitet*", dvs. med lav VFA-konsentrasjon.

4.1.3 Drift med blanding av 80 vol% gjødning og 20 vol% fiskeslam

4.1.3.1 Driftsbetingelsene

Også ved substratskifte til blandingen av 80 vol% gjødning og 20 vol% fiskeslam, i det følgende kalt blanding, ble reaktorene drevet videre med samme organisk belastning som før, på ca 2 g KOF/l døgn nå tilsvarende 1,13 g VS/l døgn med KOF/VS forholdet i blandingen, og nå med hydraulisk oppholdstid på 48 døgn. Dermed var organisk belastning fortsatt lavere og hydraulisk oppholdstid ca. 60% høyere enn vanlig i biogassanlegg for gjødning.

Som ved substratskiftet til fiskeslam forble også ved substratskiftet til blandingen prosessen stabil og VFA-konsentrasjonen på det samme (relativt) lave nivået som før, som i disse reaktorene var på 600 - 700 mg/l. Dette til tross for at mikroorganismene, pga. den høye omsetteligheten av fiskeslammet, ble utsatt for omtrent dobbel så stor substratbelastning som før substratskiftet (se forklaringen i forrige avsnitt). Grunnen til at prosessen tålte omstillingen uten driftsforstyrrelser var antageligvis – som ved omstillingen til fiskeslam - den lange driftstiden med gjødning i forkant.

4.1.3.2 Nedbrytning av organisk stoff og metanproduksjon

Den høye omsetteligheten av fiskeslammet i blandingen førte til mer enn dobling av gass- og metanproduksjonen i forhold til driften med gjødning i løpet av få dager. - Som forklart ovenfor er det usikkerhet knyttet til verdiene for gassmålingene også ved driften av reaktorene med blanding, fordi biogassproduksjonen og dermed trykket i gassmåleren også, noe som kan ha ført til at gassmengden per telletrinn var opp mot 30% høyere i forsøkene enn under kalibreringen. Dette igjen kan ha ført til beregning av opp mot 30% for lave verdier av gass- og metanproduksjonen. Derfor må verdiene som oppgis og diskuteres her betraktes som sikrede minsteverdier.

Fordi andelen av VS i substratet økte fra ca. 33% for gjødselen til ca. 52% for blandingen, forble VS-konsentrasjonen i råtnetankene forble tilnærmet konstant, se figur .

Andelen metan i biogassen var med $62,4 \pm 3,3$ vol% som ved drift med fiskeslam (se forrige avsnitt) og noe høyere enn i biogassen fra gjødning, noe som tyder på høyere nedbrytning av fett ved drift med blandingen.

Spesifikk metanproduksjon var $0,304 \pm 0,019$ l CH₄/g VS_{tilsatt} eller $0,175 \pm 0,011$ l CH₄/g KOF_{tilsatt}. Verdien per g KOF_{tilsatt} var ca. 8% høyere enn den teoretiske verdien, som er gjennomsnittet verdiene for hhv. gjødsel og fiskeslam, - fordi hvert av substratene bidro med halvparten av KOF i blandingen, se avsnitt 3.1.3.1. Forskjellen var imidlertid for liten og gassmålingen for unøyaktig til å kunne fastslå at innblanding av gjødsel økte metanutbyttet fra fiskeslam, som det ble observert i potensialtestene i forprosjektet (Ytrestøyl et al., 2013).

På grunn av både økt andel av nedbrytbart organisk stoff i blandingen, i forhold til i gjødselen, og mer enn dobbel så høy spesifikk gass/metanproduksjon fra det organiske stoffet som ble brutt ned, var biogassproduksjonen per slamvolum minst 54% av produksjonen på 1 l gass per i slamvolum per døgn som anses som ønskelig for lønnsom drift av biogassanlegg.

4.1.3.3 Forholdene i reaktorene

Prosessen forble stabilt gjennom hele driftsperioden på 74 døgn, med VFA-konsentrasjoner under 600 mg/l opp til 16 vol% fiskeslam i reaktoren. Etter ca. 30 døgn drift med blandingen sank VFA-konsentrasjonen til verdier rundt 400 mg/l og enda lavere, noe som kan tyde på at tilsetningen av fiskeslam hadde positiv effekt på omsetningen av gjødselen. Det kunne forklares med tilførsel av næringsstoffer til prosessen. VFA-konsentrasjonen sank til tross for at ammoniumkonsentrasjonen i samme tidsrom var mellom 3000 og 4000 mg/l, nivået som under drift med fiskeslam sammenfalt med stigningen av VFA-konsentrasjonen (se figur 16). Forklaringen for disse motstridende resultatene kan være at mengden av substrat som mikroorganismene skulle omsette kun var 2/3 deler av mengden som de skulle omsette i prosessen med kun fiskeslam, på grunn av den lavere andelen av fiskeslam i substratet. Dette kunne mikroorganismene fortsatt klare, selv om de var like mye inhibert av ammoniumkonsentrasjonen som i prosessen med fiskeslam. På denne måten ble det ikke noen økning av VFA-konsentrasjonen og inhiberingen forble usynlig. En annen forklaring kan være at andelen av fiskeslam og ammoniumkonsentrasjonen økte saktere i reaktorene som ble drevet med blanding enn i reaktorene som ble drevet med fiskeslam. Dermed fikk mikroorganismene mer tid til å tilpasse seg, akklimatisere til, de forandrete miljøforhold. Dette gjaldt spesielt når ammoniumkonsentrasjonen økte utover 3000 mg/l, som rapporteres som terskelverdi for akklimatiserte kulturer som kan økes til minst 6000 mg/l ved å utsette mikroorganismene for gradvis økende ammoniumkonsentrasjoner (Yenigün og Demirel, 2013). Kulturen av mikroorganismer kan dermed ha vært bedre akklimatisert til høyere ammoniumkonsentrasjoner og dermed mindre inhibert.

En annen forklaring for forskjellig inhibering av prosessene med hhv. fiskeslam og blanding ved ammoniumkonsentrasjoner mellom 3000 og 4000 mg/l kan ligge i forskjellig andel fiskeslam i reaktorene, på mellom 10 og 14 vol% i reaktorene med blanding, og på mellom 16 og 20 vol% i reaktorene med fiskeslam. Det kan være stoffer i fiskeslammet som forårsaker inhibering når fiskeslammet er innblandet med mer enn 20 vol% i råtneresten. En gruppe av slike stoffer kan være langkjedede fettsyrer fra nedbrytningen av fett i fiskeslammet. Disse ble ikke undersøkt i disse forsøk. De ble imidlertid undersøkt på dag 131 i reaktorene med semi-kontinuerlig batch drift til forsøkene 3.2 og analysene viste verdier i råtneslammet langt under inhiberende grenser (se avsnitt 3.2.2.2). Imidlertid ble reaktorene i forsøkene 3.2 drevet med maksimalt 70% av organisk belastning av reaktorene i forsøkene 3.1, her, og prøvene til analyse ble tatt etter 5 ganger så lang tid med mating med fiskeslam som perioden da VFA-konsentrasjonen steg i reaktorene med fiskeslam. Det kan dermed ha vært en viss mulighet for opphopning av langkjedede fettsyrer i de

semi-kontinuerlige reaktorene med fiskeslam. Ved framtidige forsøk bør man derfor også analysere for denne parameteren.

4.1.3.4 Utvikling av spesielt effektiv metanogen kultur av mikroorganismer

En spesielt interessant periode under driften med blanding var perioden fra dag 306, 49 døgn etter substratskiftet til blanding, hvor pH-verdien steg fra pH 7,7 til pH 8.01 i løpet av to døgn. Samtidig som gassproduksjonen og metanandelen i gassen var høy og VFA-konsentrasjonen sank til meget lave verdier (se figur 16). Ammoniumkonsentrasjonen var mellom 3000 og 4000 mg/l. VFA-konsentrasjonen forble lav til dag rundt dag 320, før den steg litt igjen, samtidig med at ammoniumkonsentrasjonen gradvis steg til 5000 mg/l. PH-verdien forble høy til dag 326, hvor den igjen falt til pH 7,7. Observasjonene tyder på framveksten av effektiv metanogen kultur av mikroorganismer som trives spesielt godt ved ammoniumkonsentrasjoner mellom 3000 og 4000 mg/l og pH rundt 8, og som ble inhibert, når ammoniumkonsentrasjonen oversteg ca. 5000 mg/l. Dette passer sammen med observasjoner av Westerholm et al. (2011) som undersøkte metanproduksjonen ved forskjellige ammoniumkonsentrasjoner og pH-verdier og fant et optimum ved ammoniumkonsentrasjon på 3300 mg/ og pH 7,9. Ved 5500 mg/l ammonium var metanproduksjonen i samme kulturen redusert med 50%.

4.1.3.5 Mulighet for å drive prosessen til 20% fiskeslam i reaktoren

Fordi denne delen av prosjektet måtte avsluttes måtte driften med blanding stoppes, da andelen fiskeslam i reaktoren kun hadde nådd 16 vol%. Det er imidlertid meget sannsynlig at prosessen vil la seg drive videre blandingen til 20 vol% fiskeslam i reaktoren, og så videre ved denne andelen fiskeslam uten tegn til inhibering. Dette på grunn av effektene som ble beskrevet tidligere for reaksjonen på økt ammoniumkonsentrasjon, at organisk belastning av mikroorganismene var lavere enn under driften med fiskeslam og at mikroorganismene kan være mindre følsom for ammoniuminhibering pga. akklimatisering som var mulig, fordi ammoniumkonsentrasjonen ble økt gradvis over tid. Av samme grunner vil det høyest sannsynlig være mulig gradvis å øke belastningen av prosessen og å oppnå en prosess med høyere volumetrisk gassproduksjon og dermed bedre lønnsomhet.

4.1.4 Driften av prosessen med fiskeslam etter ustabiliteten

4.1.4.1 Overvinning av ustabiliteten

For å overvinne ustabiliteten i slutten av driftsperioden med fiskeslam, som viste seg som økende VFA-konsentrasjon i råtneresten, ble reaktorene først drevet i 11 døgn med blanding og så i 25 døgn med gjødsel (se figur 17). Formålet med disse substratskifter var å redusere ammoniumkonsentrasjonen i råtneresten,- som man anså som årsaken til ustabiliteten/inhiberingen av de metanogene mikroorganismene-, ved å drive med substrater med lavere konsentrasjon av lett omsettelige nitrogenforbindelser enn i fiskeslam.

Disse skift betydde imidlertid også at man skiftet til substrater med mindre omsettelig organisk stoff og dermed til mindre organisk belastning av mikroorganismene. Ved skiftet til blandingen ble den organiske belastningen av mikroorganismene redusert til to tredjedeler av belastningen ved drift med fiskeslam, ved drift med gjødselen ble den organiske belastningen redusert til en tredjedel. Fordi VFA-konsentrasjonen sank før ammoniumkonsentrasjonen, var det antakeligvis denne siste effekten som sørget for at inhiberingen ble overvunnet (se figur 17).

Under driften med blandingen var både reduksjonen i ammoniumkonsentrasjonen ikke målbar og den organiske belastningen fortsatt større enn at mikroorganismene med sin inhibering ved 6000 mg/l kunne omsette alt substrat. Derfor fortsatte VFA-konsentrasjonen å stige.

Under den etterfølgende driften med gjødsel var reduksjonen i ammoniumkonsentrasjonen i begynnelsen heller ikke målbar. Nå var imidlertid den organiske belastningen av mikroorganismene så liten at de klarte å omsette alt substrat fra gjødselen, til tross for inhiberingen ved 6000 mg/l, og enda litt til, nemlig VFA som hadde hopet seg opp i råtneresten. Dermed sank VFA-konsentrasjonen i råtneresten, før ammoniumkonsentrasjonen.

Så gjorde etter hvert fortynningseffekten med gjødselen seg gjeldene og ammoniumkonsentrasjonen sank rask, slik at inhiberingen ble mindre, mikroorganismenes omsetningskapasitet økte og VFA-konsentrasjonen forble lav. På slutten av driftsperioden med gjødsel var ammoniumkonsentrasjonen sunket til 3000 – 3600 mg/l.

Inhiberingen av denne konsentrasjonen var lavere enn av 6000 mg/l ammonium, slik at mikroorganismene nå hadde tilstrekkelig kapasitet til å omsette nesten alt substrat i blandingen. Den lille mengden som de ikke hadde kapasitet til å omsette, førte til at ammoniumkonsentrasjonen økte noe i forhold til driften med gjødsel. Også ammoniumkonsentrasjonen økte noe pga, av større tilførsel av ammonium med blandingen.

4.1.4.2 Langtidsvirkning av inhiberingen

Denne ble undersøkt ved å sammenligne gjennomsnittlig spesifikk metanproduksjon per g VS i driftsperiodene med de ulike substratene etter inhiberingen med verdiene for perioden før eller uten inhiberingen (se tabell 2).

I driftsperioden med blanding rett etter inhiberingen var spesifikk metanproduksjon minst like høy som uten inhibering. Dette kan forklares med at det fortsatt var uomsatt substrat igjen etter driften med fiskeslammet og som ble omsatt under driftsperioden med blanding og som påvirket verdien for gjennomsnittlig spesifikk metanproduksjon i denne perioden.

I driftsperioden med gjødselen deretter var gjennomsnittlig spesifikk metanproduksjon signifikant lavere enn i driftsperioden før inhiberingen. Dette kan forklares med ammoniuminhibering, siden ammoniumkonsentrasjonen var signifikant høyere enn før (se tabell 2).

I etterfølgende driftsperioden med blanding igjen og var gjennomsnittlig spesifikk metanproduksjon som i perioden uten forutgående inhibering. Høy spesifikk metanproduksjon i slutten av perioden, ved pH8, tyder framveksten av samme effektive metanogene kultur av mikroorganismer som trivdes ved ammoniumkonsentrasjoner mellom 3000 og 5000 mg/l og som ble observert mellom dag 306 og dag 326 av driften med blanding (se avsnitt 3.1.3.3).

I siste driftsperioden med fiskeslam var gjennomsnittlig spesifikk metanproduksjon minst like høy som i perioden før inhiberingen. Også denne driftsperioden virker å ha blitt påvirket av den effektive kulturen av mikroorganismer som er nevnt i forrige avsnitt.

Dermed kan en konkludere at lagtidseffekten av inhiberingen varte så lenge ammoniumkonsentrasjonen fortsatt var over ca. 3400 mg/l, som er i samsvar med inhiberende terskelverdier for akklimatiserte kulturer (Yenigün og Demirel, 2013). – Dette med mindre en effektiv kultur av mikroorganismer vokser fram som trives spesielt godt ved ammoniumkonsentrasjoner i dette området.

4.1.5 Maksimal metanproduksjon fra fiskeslam

Som maksimalverdi for metanproduksjonen fra fiskeslam velger vi å oppgi verdiene for spesifikk metanproduksjon som ble funnet i de semi-kontinuerlige forsøk med fiskeslam på $0,457 \pm 0,011$ l/g VS eller $0,248 \pm 0,006$ l/g KOF, avsnitt 3.1.1.1. Ut fra målingene er det ingen grunn til å anta at metanproduksjonen fra fiskeslam var høyere i forsøkene med blanding. Det ble riktignok målt ca. 10% høyere spesifikk metanproduksjon i en kort periode i starten av de semi-kontinuerlige batch-forsøkene med varierende tilsats i forsøkene 3.2 (se avsnitt 3.2.1.2). Siden maksimal metanproduksjon imidlertid skulle oppgis for denne delen av prosjektet falt valget på verdiene ovenfor.

Vi har tidligere påpekt at verdiene for gass- og metanproduksjonen fra fiskeslam og fra blanding i forsøkene 3.1 er sikre minsteverdier på grunn av stor usikkerhet med kalibreringen av gassmåleren og at de *kan* være opp til 30% høyere (se avsnitt 2.5.2). Likevel, når man ser på energibalansen, så betyr verdiene ovenfor at 65,5% av energien i fiskeslammet vil bli omdannet til metan, hvis man tar utgangspunkt i målingen av energiinnholdet som oppgitt i tabell 1. Tar man utgangspunkt i energimålingen som KOF, blir 70,9% av KOF i fiskeslammet omdannet til metan. - Forskjellen mellom verdiene ligger innenfor målenøyaktigheten av målingene. – Omdannelse av ca. 70% av KOF i fiskeslammet til metan passer bra sammen med ca. 80% nedbrytning av VS i prosessen med fiskeslam, - fordi det lettest nedbrytbare organiske stoffet ofte gir minst energi. Dermed virker verdiene for spesifikk metanproduksjon ganske rette likevel.

Maksimal metanproduksjon fra fiskeslam vil variere med innhold av tørrstoff (TS) og organisk tørrstoff (VS) i slammet og energiinnholdet i VS og omsettelighet av VS. Verdiene ovenfor ble målt for et fiskeslam med 15,3% tørrstoff (TS) og 83% organisk stoff av tørrstoffet (VS av TS, se tabell 1). Ut fra energimålingen i tabell 1 kan energiinnholdet beregnes $21,3$ kJ/g TS og $3,28$ MJ/l slam. For dette fiskeslammet ble metan- og energiproduksjon ble tidligere beregnet til $60,5 \pm 1$ Nm³/tonn fiskeslam tilsvarende en energiproduksjon på 593 ± 7 kWh/tonn fiskeslam (se avsnitt 3.1.1.1).

Et enkelt estimat for andre typer fiskeslam kan man få ved å regne om metanproduksjonen ved hjelp av energiinnholdet i slammet. I AP1 i dette prosjektet ble energiinnholdet i fiskeslam fra tre anlegg målt på forskjellige tidspunkt av året, og verdiene varierte mellom $1,7$ og $6,7$ MJ/l slam (Ytrestøyl et al. 2016). Med utgangspunkt i verdiene fra AP1 og våre resultater vil maksimal metanproduksjon fra fiskeslam kunne variere mellom 31 og 124 Nm³/tonn fiskeslam, avhengig av energiinnholdet i det aktuelle fiskeslammet. Tilsvarende energiproduksjon vil variere mellom 309 og 1215 kWh/tonn fiskeslam.

4.1.6 Maksimal/optimal innblanding av fiskeslam

Resultatene fra driftsperioden med fiskeslam tyder på at maksimal innblanding av fiskeslam for stabil drift med høy gassproduksjon og god gjødselkvalitet ligger på 20 vol% fiskeslam i reaktoren. Figur 17 i avsnitt 3.1.4.1 viser at inhiberingen startet, når andelen av fiskeslam i reaktoren oversteg denne grensen og at inhiberingen var overvunnet, når andelen av fiskeslam i reaktoren igjen var kommet under denne grensen. Denne grensen ble funnet, med kun en type fiskeslam, når reaktoren ble drevet med kun fiskeslam med en gjennomsnittlig organisk belastning på 2 g KOF/l slamvolum per døgn. Fiskeslammet som ble valgt til forsøkene hadde et midlere energiinnhold (se forrige avsnitt) men et spesielt høyt nitrogeninnhold, som er potensielt inhiberende, slik at maksimal innblanding av typer fiskeslam med lavere nitrogeninnhold kan være høyere. På den

andre siden kan grensen for slam med høyere energiinnhold ligge lavere, fordi det krever større omsetningskapasitet i reaktoren, noe som kan bli kritisk ved ammoniuminhibering (se avsnittene 4.1.3.3 og 4.1.4.1).

Videre kan grensen ligge høyere, når fiskeslammet tilsettes reaktoren i blanding med andre typer substrat, for eksempel i blanding med gjødsel, fordi økningen i andelen fiskeslam da vil skje saktere slik at mikroorganismene vil få bedre tid til mulig akklimatisering til potensielt inhiberende stoffer (ammonium). Samtidig vil organisk belastning av mikroorganismene bli mindre i blanding med mindre lett nedbrytbart substrat. Av samme grunn kan grensen ligge høyere ved lavere organisk belastning av reaktoren enn den som ble brukt i våre forsøk, og lavere ved høyere belastning (se avsnitt 4.1.3.3.). Spesielt viktig i denne sammenhengen er slambelastningen, dvs. tilsetningen per g VS (mikroorganismer) i reaktoren. Slik kan andelen være høyere ved høyere VS-konsentrasjon i reaktoren enn de ca. 24 g/l i våre forsøk og lavere ved lavere VS-konsentrasjon.

Mulig innblanding er også avhengig av kravene til gjødselkvalitet og mulighetene for å oppnå en stabil prosess. Hvis begge deler tillater noe høyere VFA-konsentrasjoner i råtneresten, kan høyere innblanding av fiskeslam være mulig.

Det ble ikke funnet noen optimal innblanding av fiskeslam innen for intervallet mellom 0 og 20 vol%. Spesifikk metanproduksjon var uavhengig av andelen fiskeslam i reaktoren, både under driften med kun fiskeslam (se Figur 6) og under driften med blandingen av 80 vol% gjødsel og 20 vol% fiskeslam (se Figur 10). Også VFA-konsentrasjonene var like lave – og dermed driftsstabiliteten og gjødselkvaliteten like bra – så lenge andelen av fiskeslam i reaktoren var under 20 vol%, se Figur 12 og Figur 17.

4.2 Behandling av fiskeslam i desentraliserte anlegg (Forsøk 3.2)

4.2.1 Oppstarten og tiden til prosessene var startet

Det var uproblematisk å starte den semi-kontinuerlige batch prosessen med podeslam fra biogassanlegget på Tingvoll og fiskeslam. Podeslammet ble tatt rett fra biogasstanken og var derfor aktivt og fiskeslammet inneholdt mye lett nedbrytbart organisk stoff. Derfor kom biogassproduksjonen fort i gang og kunne måles fra dag 5. I de første to ukene var tilsatsen av fiskeslam såpass liten at ammoniumkonsentrasjonen fra nedbrytningen av nitrogenforbindelsene i slammet ikke økte utover konsentrasjonen på 1600-2000 mg/l som podeslammet var adaptert til (se figur 21e). Positivt for oppstarten var at alle mikroorganismene som ble dannet under oppstarten ble holdt i prosessen. Likevel tok det 30 døgn, før prosessen var fullstendig etablert og omsetningen til metan var på sitt høyeste (figurene 19b og 20b). Dette fordi metanogene mikroorganismer vokser seint. I tillegg kan veksten ha vært forsinket, fordi ammoniumkonsentrasjon i de siste 10 døgn av oppstartsperioden hadde økt til 3000-4000 mg/l, grunnet tilsatsen av fiskeslam. Denne konsentrasjonen oppgis ofte som grense for inhibering av adapterte metanogene kulturer (Yenigün og Demirel, 2013). Det var samme ammoniumkonsentrasjonen som når inhibering ble observert i forsøkene 3.1 med fiskeslam (se avsnitt 3.1.2.3).

Som antydte tidligere, var det antageligvis mindre bra for oppstarten å øke tilsetningen av fiskeslam til 100 ml fiskeslam per døgn allerede fra dag 18, 12 dager før prosessen var tilstrekkelig etablert til å kunne omsette 70 ml fiskeslam. Fordi den metanogene kulturen ennå ikke var

tilstrekkelig etablert til å kunne omsette alt substrat ble resultatet opphopning av flytige fettsyrer med konsentrasjoner rundt 3300 mg/l på dag 22 (figur 21c). Ved denne konsentrasjonen kan også fettsyrene ha hatt en inhiberende virkning på de metanogene mikroorganismene, og dermed forsinket oppstarten. I tillegg førte denne for tidlige høye belastningen til at ammoniumkonsentrasjonen ble økt fortere enn nødvendig. Den høye tilsatsen i begynnelsen førte imidlertid også til høy gass – og metanproduksjon i starten (figur 19b og 20b) og dermed høy vekst av de metanogene mikroorganismene, noe som kan ha kompensert for en mulig forsinkelse av oppstarten pga. inhiberingene. I tillegg er det usannsynlig at denne overbelastningen hadde noen vedvarende effekt på prosessen, fordi mikroorganismene klarte å omsette fettsyrene i etterkant, slik at konsentrasjonen gikk tilbake i alle reaktorene og fordi ammoniumkonsentrasjonen kun økte til moderate nivåer.

4.2.2 Utviklingen av biogass- og metanproduksjonen og av konsentrasjonen av flyktige fettsyrer gjennom forsøksperioden

I alle reaktorene var biogass- og metanproduksjonen høyest mellom dag 20 og dag 30, fortsatt under oppstart av prosessen, som reaksjon på den høye tilsatsen på 100 ml fiskeslam per dag fra dag 19 til 22 (se figurene 19b og 20b). Virkningen av denne tilsatsen kunne altså fortsatt måles fire dager etterpå. Nedgangen i gassproduksjonen fra dag 30 kan altså tilskrives reduksjon i slamtilsats, med 30% til 70 ml, fra dag 25. Nedgangen var imidlertid kun på ca. 20%, fordi biogassprosessen imidlertid var blitt etablert.

4.2.2.1 Reaktorene med konstant tilsats

I reaktorene med konstant tilsats var fra dag 30 utviklingen av gass- og metanproduksjonen bestemt av inhiberingen i prosessen. Gassproduksjon var jevn høy og vol% metan og spesifikk metanproduksjon på sitt høyeste i de følgende 70 døgn, til dag 100. Dette til tross for at ammoniumkonsentrasjonen i løpet av perioden økte fra 3000 og 4000 mg/l til 7500 og 6000 mg/l, fra konsentrasjoner for begynnende inhibering av adapterte metanogene kulturer (se ovenfor) til konsentrasjoner som var i overkant av de 5000-6000 mg/l som ofte blir rapportert som øverste grense for vellykket anaerob nedbrytning med godt akklimatiserte metanogene kulturer (Yenigün og Demirel, 2013). Attpåtil ble i løpet av denne perioden målt enda høyere ammoniumkonsentrasjoner, opp til 10000 mg/l i reaktor 1 og opp til 12000 mg/l i reaktor 2 (se figur 21e). Dette er konsentrasjoner ved hvilke vellykket anaerob nedbrytning kun unntaksvis har blitt rapportert (6900 mg/l: Xia et al. 2012; 7700 mg/l: Pechan et al. 1987; 7850 – 11780 mg/l: De Bære et al. 1984; 11831 mg/l: Koster and Lettinga, 1988, 8000-14000 mg/l: Abouelenien et al., 2009). – (Nedgangen i ammonium-konsentrasjonen fram til dag 100 kan forklares med avdrivning av ammonium (egentlig ammoniakk) med biogassen. Et mindre bidrag utgjør forbruk av ammonium under veksten av mikroorganismene.)

Spesielt påfallende var det at verdiene var tilnærmet konstante og høye gjennom hele denne perioden. Dette kan forklares med at den økende mengden av mikroorganismer i prosessene kunne kompensere for økende ammoniuminhibering. I tillegg kan det forklares med akklimering av mikroorganismene til de høye ammoniumkonsentrasjonene, fordi ammoniumkonsentrasjonen økte gradvis over noe tid. Endelig har kulturen i forsøkene her sikkert også inneholdt metanogene mikroorganismer med høy toleranse for ammonium, enten fra podeslammet eller fra fiskeslammet. – Det ble tidligere funnet metanogene organismer også i fiskeslam (Gebauer og Hanssen, 1993) –

Det rapporteres nemlig om svært forskjellige grenser for ammoniuminhibering for forskjellige metanogene mikroorganismer, fra noen 100 mg/l til over 10 000 mg/l (Yenigün og Demirel, 2013). For de viktige metanogene organismer av slekten *Methanosarcina* sp. ble funnet en toleransegrense på 7000 mg/l (De Vrieze et al., 2012).

Vol% metan var med 68% ca. 10% høyere enn i den semi-kontinuerlige prosessen med fiskeslam i forsøkene 3.1. Dette tyder på at nedbrytningen av fett var høyere, fordi slambelastningen var lavere, både fordi tilsatsen var 70% lavere enn i forsøkene 3.1 og fordi konsentrasjonen av mikroorganismer var høyere, både i podeslammet og gjennom tilveksten i løpet av driften. Dermed var mer fettnedbrytende organismer per mengde tilsatt fett tilgjengelig og mer av fettene kunne brytes ned. I tillegg ble alt tilsatt slam holdt i prosessen, slik at alt tilsatt fett var tilgjengelig for nedbrytning.

Spesifikk metanproduksjon var kun ca. 6% lavere enn i de semi-kontinuerlige forsøk. Lavere spesifikk metanproduksjon kan forklares med at mikroorganismene trengte en del av energien til å handtere ammoniuminhiberingen. Høy spesifikk metanproduksjon kan forklares med høy nedbrytning av fett i fiskeslammet. I tillegg kan det ha vært et lite bidrag fra nedbrytning av organisk stoff i podeslammet. På dag 67 ble det nemlig målt en nedgang i VS-konsentrasjon i slammet (se figur 23) som var større enn fortykning av podeslammet pga. økt slamvolum skulle tilsi, i alle fall i reaktor 1.

Likevel ble det funnet tegn til inhibering i prosessen i form av økende VFA-konsentrasjoner, i reaktor 2 fra ca. dag 45 og i reaktor ca. fra dag 70 (se figur 21c). Da var belastningen av reaktorene altså blitt større enn at mikroorganismene klarte å omsette alt substrat til metan, selv om mengden av mikroorganismer hadde økt siden starten. I begge tilfeller startet opphopningen VFA ved ammoniumkonsentrasjoner rundt 10000 mg/l. På dag 100 hadde VFA-konsentrasjonene i reaktor 1 og 2 økt til hhv. 3300 og 5000 mg/l, konsentrasjoner som kan være inhiberende på noen av mikroorganismene i prosessen. VFA-konsentrasjonene hadde ingen målbar effekt på pH-verdien, fordi bufferkapasiteten i råtneresten var høy, ikke minst pga. produksjon av buffer ved nedbrytning av proteiner til ammonium/ammoniakk.

Nedgangen i gassproduksjon, vol% metan og spesifikk metanproduksjon fram til dag 140 kan forklares med tiltakende inhibering av ammonium som resulterte i økende VFA-konsentrasjoner, som igjen resulterte i økende inhibering (se figurene 19 og 21e). Det kan særlig ha vært de høye ammoniumkonsentrasjonene på 15000 og 12000 mg/l i hhv. reaktorene 1 og 2 på dag 125 som forårsaket den sterke nedgangen av metanproduksjonen mot dag 140. I tillegg har sannsynligvis VFA-konsentrasjonene på ca. 7000 mg/l på dag 125 og økende til 9000 mg/l og 11000 mg/l på dag 140 bidratt til inhiberingen. Bufferkapasiteten i reaktorene var fortsatt tilstrekkelig til å motvirke fall i pH ved økningen i VFA-konsentrasjonene (se figur 21d).

Økningen i metanproduksjonen fra dag 150, sammen med nedgangen i VFA rundt dette tidspunktet tyder på framveksten av en acetoclastic metanogen kultur av mikroorganismer som kunne vokse godt ved den høye ammoniumkonsentrasjonen og ved betingelsene for øvrig i reaktorene rundt det tidspunktet. Disse mikroorganismene ser ut til å ha sluttet å vokse ved 15000 mg/l, fordi da sluttet perioden med høy gass- og metanproduksjon og nedgang i VFA-konsentrasjonen.

Nedgangen i gassproduksjon, vol% metan og spesifikk metanproduksjon fram til komplett stopp i gassproduksjonen på dag 220 kan igjen forklares med tiltakende inhibering av ammonium og høye

og sterkt økende VFA- konsentrasjoner (se figurene 19b og 21e). Bufferkapasiteten i prosessen var imidlertid så høy - ikke minst pga. buffering fra ammonium/ammoniakk - at pH-verdien aldri falt til inhiberende nivåer. - Nedgangen i vol% tyder videre på at metanproduksjonen stoppet opp og at det var hovedsakelig karbondioksid, og muligens andre gasser, som ble produsert i perioden før gassproduksjonen stoppet. Stopp i gassproduksjonen var antakeligvis forårsaket av kombinasjonen av høye ammoniumkonsentrasjon med høye VFA-konsentrasjoner.

Økningen av VFA-konsentrasjonene etter at gassproduksjonen hadde stoppet kan tydes slik at det kun var siste trinn i den anaerobe nedbrytningsprosessen, metanproduksjonen, som ble totalt inhibert, mens de øvrige trinn fortsatte. Nedgangen i ammoniumkonsentrasjonen etter at gassproduksjonen stoppet peker i samme retning, at det var fortsatt mikroorganismer i prosessen som vokste og forbrukte ammonium. Siden matingen var stoppet måtte de ta av det som var igjen i råtneresten.

Intensjonen med forsøkene var å undersøke driftsperioden gjennom første vinteren, for å kunne avgjøre om en semi-kontinuerlig batch-prosess med vekselvis fylling og delvis tømning av en tank kan være et alternativ for utforming av et desentralisert biogassanlegg for slammet fra et settefiskanlegg. Siden prosessen stoppet pga. inhibering allerede før slutten av første driftsperioden, vil den ikke kunne drives i flere sykluser med delvis tømning og ny fylling. Hvis den skal drives utover første vinteren må den få tilsatt nytt podeslam.

Det vil i alle fall være en ulempe for praktisk drift at metanproduksjonen gikk sterkt ned etter 100 døgn og at den stoppet helt opp ca 1 måned før spredning av våtgjødel igjen er tillatt, hvis man regner 1. september som fra dag 31, etter oppstarten.

I tillegg kan råtneresten være dårlig egnet som gjødsel, fordi de høye konsentrasjonene av VFA i råtneresten på minst 19000 mg/l vil ut fra litteraturen føre til spirehemning. I Arbeidspakke 4 ble gjødselvirkningen av råtnerest fra denne prosessen med VFA-konsentrasjon på 7000 mg/l testet og for videre vurdering av råtneresten henvises til rapporten fra denne arbeidspakken.

4.2.2.2 Reaktorene med varierende tilsats

I reaktorene med varierende tilsats var utviklingen av gass- og metanproduksjonen bestemt av både tilsatsen og inhiberingen i prosessen. Gassproduksjonen var høy fram til dag 60, da tilsatsen fortsatt var høy, og vol% metan og spesifikk metanproduksjon var på sitt høyeste fram til ca. dag 100, som i reaktorene med konstant tilsats (se figur 20b og d). Verdiene for gassproduksjonen og spesifikk metanproduksjon var opp til 6% høyere enn i sistnevnte reaktorene, vol% metan var 1 vol% høyere, selv fram til dag 60, da tilsatsen fortsatt var lik i alle reaktorene. Dette må skyldes små forskjeller i driftsforholdene, muligens i driftstemperatur som ble regulert separat i hver reaktor (se avsnitt 2.3).

Dermed var spesifikk metanproduksjon minst like høy som i forsøkene 3.1. Vol% metan var 10% høyere (se figurene 20c og 9). Begge verdiene tyder på god nedbryting av substratet og høy vol% metan på bedre nedbryting av fett enn i de semi-kontinuerlige forsøkene 3.1, se forklaringen i forrige avsnitt.

Fra dag 61, da tilsatsen som følge av matingsregimet ble redusert til halvparten, sank gassproduksjonen proporsjonalt med tilsatsen. Samtidig sank vol% metan med 1 vol% til 68 vol%, samme andelen som i reaktorene med konstant tilsats i samme periode. Reduksjonen var liten og kan skyldes unøyaktigheter i målingene. Den kan imidlertid også vise en reel nedgang pga. økende

inhibering av ammonium. Den hadde på dag 56 økt til 7500 mg/l og økte fram til dag 100 ytterligere, til ca. 9000 mg/l (se figur 21c), og forelå dermed i inhiberende konsentrasjoner (Yenigün og Demirel, 2013). – For nærmere presentasjon av grenseverdiene for inhiberende ammoniumkonsentrasjoner se forrige avsnitt.

Til tross for at ammoniumkonsentrasjonen senest fra dag 56 hadde økt til inhiberende nivåer forble spesifikk metanproduksjon like høyt fram til ca. dag 100. Dette kan forklares med at tilsatsen fra dag ble redusert til halvparten, slik at mikroorganismene kun trengte å omsette halvparten av substratet som før, noe som de fortsatt var i stand til, til tross for inhiberingen. Redusert substrattilførsel kunne altså kompensere for redusert omsetningskapasitet hos mikroorganismene. Derfor forble også VFA-konsentrasjonen lav i hele denne perioden og fram til dag 125, hvor ammoniumkonsentrasjonen hadde økt til 10000 mg/l (se figurene 21b og e).

Nedgangen i gassproduksjonen i perioden fra dag 93 til dag 140 skyldes redusert tilsats av fiskeslam som følge av modellen, med 30% sammenlignet med tilsatsen uken før (se figur 21b), men også inhibering pga. økt ammoniumkonsentrasjon. Dette, fordi gassproduksjonen var redusert overproposjonalt. Også reduksjonen i spesifikk metanproduksjon, med 10% fram til dag 120 og med 50% fram til dag 140 kan forklares med ammoniuminhibering. Som forklart ovenfor, forble imidlertid VFA-konsentrasjonen konstant fram til dag 125. Redusert substrattilførsel fra dag 93 kunne altså igjen kompensere for redusert omsetningskapasitet hos mikroorganismene. Først rundt dag 125, da ammoniumkonsentrasjonen hadde vært rundt 10000 mg/l i to uker og tilsatsen - ut fra modellen - ble økt med 30% i forhold til tilsatsen uken før, var omsetningskapasiteten av de metanogene mikroorganismene ikke lenger tilstrekkelig og VFA-konsentrasjonen begynte å øke.

Økningen i gassproduksjonen, vol% metan og spesifikk metanproduksjon rundt dag 150 og til ca. dag 180 og nedgangen i VFA-konsentrasjonen i samme tidsrom kan igjen forklares med framveksten av en metanogen populasjon som vokser godt rundt 10000 mg/l ammonium og som slutter å vokse ved ca. 15000 mg/l ammonium. Antageligvis var det samme populasjonen som også ble observert i forsøkene med konstant tilsats.

Nedgangen i gassproduksjonen etter dag 180 skyldes delvis reduksjon i tilsatsen fra dag 179, i tråd med modellen for varierende mating (se figur 21b). Den skyldes imidlertid også avsluttet aktivitet av den spesielt effektive metanogene populasjonen som vokste fram rundt dag 150 og økt inhibering ved ammoniumkonsentrasjoner mellom 12000 og 16000 mg/l, i all hovedsak (se figur 20b og 21c). Reduksjon av vol% metan fra dag 210 og 215 i hhv. reaktorene 3 og 4, da ammoniumkonsentrasjon var på 16000 mg/l tyder på at enkelte metanogene mikroorganismer ble totalt inhibert ved denne konsentrasjonen. Også det sterke fallet i spesifikk metanproduksjon fra dag 245 tyder på at flere og flere metanogene mikroorganismer blir totalt inhibert ved de høye ammoniumkonsentrasjonene.

Gass- og metanproduksjonen stoppet imidlertid aldri helt opp, og noen metanogene mikroorganismer var aktive helt til slutten av driftsperioden. VFA-konsentrasjonen økte ikke utover 3000 mg/l og falt til meget lave verdier rundt 250, da tilsatsen ble sterkt redusert i to korte perioder (se figur 21b). Dette kan tyde på at også acetoklastiske metanogene mikroorganismer var aktive, som er mer følsomme for ammoniuminhibering ved høye konsentrasjoner enn hydrogenforbrukende metanogene (Koster og Lettinga, 1984). I reaktor 3 var mikroorganismene tilstrekkelig aktive til at VFA-konsentrasjonen forble lavt helt til slutten av forsøkene, også når tilsatsen blir økt igjen mot slutten. I reaktor 4 førte denne siste økningen i tilsatsen imidlertid til

sterk økning i VFA-konsentrasjonen, noe som viser at denne prosessen var på slutten var sterkere inhibert. En forklaring til dette kan være noe lavere slamvolum i reaktoren og dermed noe høyere konsentrasjon av inhiberende stoffer (se figur 20). De forskjellige resultatene i de to reaktorene i siste ukene av driftsperioden antydte at prosessen mot slutten opererte helt på grensen til å kunne omsette belastningen.

I disse forsøk observerte vi altså metanproduksjon, muligens til og med metanproduksjon fra acetat ved ammoniumkonsentrasjoner opp til 16000 mg/l. I korte perioder ble ammoniumkonsentrasjonen målt til 20000 mg/l (se figur 21e), uten at det må bety at det ble målt metanogen aktivitet ved denne konsentrasjonen. Som nevnt før er ammoniummålingene noe usikre, fordi de ble målt med strips – som riktignok ble kontrollert med ammoniumelektrode i noen stikkprøver – og fordi feilmarginen pga. fortynningen var på ± 1000 mg/l. Likevel fant vi metanproduksjon ved meget høye ammonium-konsentrasjoner.

De fleste grunnene for denne suksessen er redegjort for i forrige avsnitt, som bruk av adaptert podeslam som tilsynelatende også inneholdt metanogene organismer med høy toleranse for ammonium, og en prosessutforming som førte til høy tetthet av mikroorganismer og god mulighet for akklimering til gradvis økende ammoniumkonsentrasjon. I tillegg må suksessen tilskrives regimet for tilsatsen av slam. Den ble, som følge av modellen for slamproduksjon i modellanlegget, redusert når ammoniumkonsentrasjonen hadde økt til stort inhiberende nivåer og videre utover i prosessen. Dette førte til at substrattilgangen ble tilpasset redusert omsetningskapasitet i prosessen på grunn av sterk og økende inhibering. Dermed ble opphopning av VFA med økning i VFA-konsentrasjoner unngått i lange perioder av prosessen, og ellers begrenset til midlertidig økning til VFA-konsentrasjoner på 3000 mg/l. VFA kunne dermed kun i meget liten bidra negativt til inhiberingen, i motsetning til ved prosessen med konstant, og relativt høy mating.

Det finnes kun få studier som fant metanproduksjon ved like høye ammoniumkonsentrasjoner (De Bære et al., 1984; Koster og Lettinga, 1988; Abouelenien et al., 2009). Grenseverdiene vi fant samsvarer godt med funnene av De Bære et al. (1984) som fant begynnende inhibering ved 7850 mg/l ammonium, 50% inhibering ved 11780 mg/l ved pH 7,57 (samme som i vår studie) og komplett inhibering ved 18 300 mg/l, imidlertid ved noe lavere pH-verdier enn i vår studie. Våre funn er også i samsvar med funnene av Koster og Lettinga, (1988), som fortsatt fant metanproduksjon ved 11841 mg ammonium/l, men komplett inhibering ved 16000 mg/l.

Intensjonen med forsøkene var å undersøke driftsperioden gjennom første vinteren, for å kunne avgjøre om en semi-kontinuerlig batch-prosess med vekselvis fylling og delvis tømning av en tank kan være et alternativ for utforming av et desentralisert biogassanlegg for slammet fra et settefiskanlegg. Prosessen lot se drive gjennom hele første driftsperioden. På slutten av perioden var imidlertid inhiberingen så stor - og gass- og metanutbyttet så lav pga. inhiberingen – at prosessen ikke vil kunne drives i flere sykluser delvis tømning og ny fylling, med råtneresten som podeslam. Hvis den skal drives utover første vinteren må den få tilsatt nytt podeslam.

For praktisk drift er imidlertid økonomisk lønnsomhet avgjørende. En viktig parameter for å vurdere denne er produsert mengde metan per reaktorvolum (eller slamvolum). Som nevnt i forrige avsnitt kan man ta utgangspunkt i at en lønnsomt biogassprosess bør produsere 1 m³ biogass per dag per 1m³ reaktorvolum med 60 vol% metan og at metanproduksjonen er det viktigste kriterium. Denne prosessen produserte i løpet av de første 60 døgn halvparten av dette volumet metan. I de følgende 40 døgn produserte prosessen ca. 25% av dette volumet, i de neste

100 døgn, ca. 15% og i de siste 88 døgn ca. 10% av dette retningsgivende volumet. Muligheten for å øke organisk belastning for å øke metanutbytte per reaktorvolum ved å øke belastningen er begrenset, fordi prosessen på slutten opererte helt på grensen til å kunne omsette belastningen. Prosessen kunne imidlertid drives i hele driftsperioden.

VFA-konsentrasjonene i råtneresten var lave, slik at det ikke vil være fare for spirehemning ved anvendelse råtneresten som gjødsel.

Med den lave metanproduksjonen per reaktorvolum er det likevel vanskelig å se lønnsomhet i prosessen, selv om den er enkel, uten mye pumping og handtering av slam, og lite arbeidskrevende ellers. Prosessen kan den muligens bli lønnsom, hvis det likevel må bygges slamlager for perioden gjennom vinteren, men da gjenstå fortsatt å dekke energibehovet til oppvarming.

En lønnsom prosess kan muligens utvikles, hvis man kan dyrke fram de spesielt aktive metanogene populasjoner, som vokste ved ammoniumkonsentrasjoner mellom ca. 10000 og 15000 mg/l, og/eller hvis man kan drive prosessen ved lavere temperatur.

4.2.3 Biogass- og metanproduksjonen i forhold til potensialet målt i forsøkene om desentraliserte anlegg (forsøkene 3.1)

I de første 100 og 120 dager for hhv. prosessen med konstant og varierende tilsats var utnyttelsen av biogasspotensialet fra fiskeslammet 95% og 100% av potensialet målt i forsøkene 3,1, selv om ammonium konsentrasjonene hadde økt til 6000 - 7500 mg/l og 10000 mg/l. Disse ammoniumkonsentrasjonene var høyere enn de maksimalt 6000 mg/l som ble målt i forsøkene 3.1, også der uten målbar innflytelse på metanproduksjonen. De høye konsentrasjonene viser likevel potensialet av den semi-kontinuerlige batch-prosessen til å kompensere for økt inhibering med økt mengde av mikroorganismer.

Utnyttelsen etter dag 100 var ca. en tredjedel lavere i prosessen med konstant tilsats, enn i prosessen med varierende tilsats. Det skyldes at kun en del av substratet i førstnevnte prosess kunne omsettes, da omsetningskapasiteten avtok pga. økende inhibering. I prosessen med varierende tilsats derimot var tilsatsen av substrat godt tilpasset avtagende omsetningskapasitet, slik at mesteparten av substratet fortsatt ble omsatt, om enn med noe redusert effektivitet pga. inhiberingen.

Fordi andelen av substrat som ble tilført prosessen i perioden med dårlig utnyttelse var størst i prosessen med konstant tilsetning, var også innflytelsen av denne perioden på resultatet for hele perioden størst i denne prosessen.

4.2.4 Varighet av biogassproduksjonen etter siste mating

Denne var så kort at den ikke satte noen begrensinger på uttak av råtneresten.

4.2.5 Egenskapene til råtneresten i slutten av forsøksperioden (tørrstoff, lukt, konsistens, evne til bunnfelling)

Råtneresten var i all hovedsak tyntflytende med 5-6 vekt% tørrstoff som ikke vil skape problemer ved spredning som våtgjødsel. Det var imidlertid et bunnfall på noen cm, hovedsakelig av halmrester og grove partikler som kan gi problemer med tilstopping av dyser. Med plassering av

tappekranen noe over beholderens bunn vil det være enkelt å unngå å få dette bunnfallet i gjødselsprederen. Subjektivt bedømt vil lukten eller ikke sette større begrensninger til spredningen enn husdyrgjødsel ellers. Siden mesteparten av nitrogenet i råtneresten finnes oppløst som ammonium i vannfasen, vil det likevel være mest hensiktsmessig å spre råtneresten som våtgjødsel. Da vil det være en fordel at evnen til bunnfelling var dårlig i råtneresten.

4.3 Samlet vurdering av prosessene

Formålet med prosjektet var å "*utvide kunnskapen om biogassprosessen og undersøke potensialet til fersk...fiskeslam i biogassproduksjon*". Spesielt skulle prosessen undersøkes ved innblanding av fiskeslam i biogassprosesser med gjødsel "*med tanke på stabil drift, høy og stabil gass- og metanproduksjon og god gjødselkvalitet*"., hvor "*stabil drift..., og god gjødselkvalitet*" ble satt ensbetydende med lav (< 1000 mg/l) VFA-konsentrasjon i råtneresten. Et tredje formål som lå implisitt i prosjektet var, å undersøke biogassprosessen i så enkle prosessutforminger som mulig, i hhv. en ett-steps semi-kontinuerlig gjennomstrømningsprosess i en totalomblandet råtnetank og i en semi-kontinuerlig batch prosess i en totalomblandet råtnetank.

4.3.1 Valg av organisk belastning

Tidligere undersøkelser hadde vist at fiskeslam har et stort biogasspotensial, men også vil danne potensielt inhiberende forbindelser i en biogassprosess. For å produsere konservative resultater valgte vi å bruke den type fiskeslam med størst potensial for dannelse av inhiberende forbindelser. For likevel å oppnå "*stabil drift, høy og stabil gass- og metanproduksjon og god gjødselkvalitet*" ble organisk belastning av prosessene valgt lavt, til 2 g KOF/l slam per døgn i de semi-kontinuerlige prosessene. Valget av organisk belastning var også sterkt påvirket av tilfeldighetene, i form av tørrstoff og energiinnholdet i husdyrgjødselen som var tilgjengelig da forsøkene startet (se avsnitt 2.4.1).

I de semi-kontinuerlige batch-prosessen ble organisk belastning redusert til kun 70% av den til de semi-kontinuerlige prosessene, til 1,4 g KOF/l slam per døgn i starten av forsøkene, for å kunne drive prosessen stabilt ved rask økende ammoniumkonsentrasjon i batch-prosessen. Pga. økende slamvolum og matingsregimet avtok organisk belastning i løpet av forsøksperioden til 0,90 g KOF/l slam per døgn og 0,35 g KOF/l slam per døgn i forsøket med hhv. konstant og varierende mating.

4.3.2 Utnyttelse av fiskeslammets potensial til metanproduksjon

Ved hjelp av lav organisk belastning var det i alle de undersøkte prosessene mulig å få utnyttet fiskeslammets "*potensial til biogassproduksjon*", dvs. å oppnå høy og stabil spesifikk metanproduksjon sammen med stabil drift med lave VFA-konsentrasjoner i råtneresten, i alle fall i deler av driftsperioden. Spesifikk metanproduksjon i den semi-kontinuerlige prosessen med ren fiskeslam på $0,248 \pm 0,006$ l/g KOF eller $0,457 \pm 0,011$ l/g VS var på høyde med den som tidligere ble rapportert fra stabile prosesser med fiskeslam (Lanari og Franci, 1998, Kugelmann og van Gorder, 1991). Samtidig var spesifikk metanproduksjon fra fiskeslammet mer enn tre ganger så høy som den fra gjødselen som ble brukt i undersøkelsen, som riktignok var relativt lavt, se avsnittene 3.1.1.1 og 4.1.1.2. I forhold til "gjennomsnittsgjødsel" (Norges Bondelag, 2011) vil spesifikk metanproduksjon være mellom to og tre ganger så høy.

Fiskeslammets potensial til metanproduksjon ble også utnyttet i den semi-kontinuerlige prosessen med blanding med 20 vol% fiskeslam, der halvparten av KOF var fra fiskeslam. Der var spesifikk metanproduksjon midt mellom den for fiskeslam og den for gjødsel, på $0,175 \pm 0,011$ l/g KOF eller $0,304 \pm 0,019$ l/g VS.

I batch-prosessen med lik tilsats av fiskeslam var spesifikk metanproduksjon i de første 100 driftsdøgn gjennomsnittlig 94% av den i den semi-kontinuerlige prosessen, opp til ammoniumkonsentrasjon på 5000-6000 mg/l. Så sank den pga. økende ammoniuminhibering og stoppet helt opp på dag 220, se avsnitt 3.2.1.1. For hele driftsperioden på 7 måneder ble 71% av fiskeslammets biogasspotensial utnyttet, sammenlignet med potensialet i de semi-kontinuerlige prosessene, se avsnitt 3.2.1.4. I batch-prosessen med varierende tilsats av fiskeslam var spesifikk metanproduksjon i de første 120 driftsdøgn gjennomsnittlig lik av den i den semi-kontinuerlige prosessen, opp til ammoniumkonsentrasjon på ca. 10000 mg/l. Så sank den gradvis pga. økende ammoniuminhibering. For hele driftsperioden på 7 måneder ble 89% av fiskeslammets biogasspotensial utnyttet, sammenlignet med potensialet i de semi-kontinuerlige prosessene, se avsnitt 3.2.1.4. Høy utnyttelse av biogasspotensialet i denne prosessen krevde imidlertid meget lav organisk belastning fra dag 60 og utover, se avsnitt 2.4.2.2 og forrige avsnitt.

4.3.3 Volumetrisk metanproduksjon

På grunn av lav organisk belastning var biogass- og metanproduksjonen per slamvolum sannsynligvis i alle undersøkte prosessene lavere enn at prosessene vil være økonomisk lønnsomme. Høyest var volumetrisk metanproduksjon i den semi-kontinuerlige prosessen med fiskeslam, på 0,51 l per l slam per døgn. Denne prosessen kunne imidlertid kun drives stabilt i 28 døgn, før den viste tegn til inhibering, ved ammoniumkonsentrasjon på 3000 – 4000 mg/l, se avsnitt 3.1.2.3. (I tillegg kan muligens langkjedete fettsyrer ha bidratt til inhibering, noe som ikke ble målt.)

Volumetrisk metanproduksjon i prosessen med blanding var på ca. 0,34 l/l slam per døgn. Dette var en dobling i forhold til prosessen med kun gjødsel, men antakeligvis fortsatt noe lavt i forhold til økonomisk lønnsomhet.

I batch-prosessen med lik tilsats av fiskeslam var volumetrisk metanproduksjon, referert til slamvolumet på slutten av prosessen, i de første 100 driftsdøgn kun ca. 40% av den i den semi-kontinuerlige prosessen, ca. 0,20 l/l slam per døgn (på grunn av kun 70% organisk belastning sammenlignet med den semi-kontinuerlige prosessen og 60% økning i slamvolumet i løpet av driftsperioden, korrigert for fordampningen). På grunn av ammoniuminhibering sank den ytterligere til ca. 0,13 l/l slam per døgn på dag 180, før den sank fort og prosessen stoppet helt opp på dag 220, ved ca. 15000 mg ammonium/l.

I batch-prosessen med varierende tilsats av fiskeslam var volumetrisk metanproduksjon, referert til slamvolumet på slutten av prosessen, i de første 60 driftsdøgn ca. 58% av den i den semi-kontinuerlige prosessen, ca. 0,30 l/l slam per døgn (på grunn av kun 70% organisk belastning sammenlignet med den semi-kontinuerlige prosessen og 20% økning i slamvolumet i løpet av driftsperioden, korrigert for fordampningen). På grunn av reduksjonen i matingen sank den fra dag 62 til halvparten, ca. 0,15 l/l slam og døgn. På grunn av ytterligere reduksjon i slamtilsats på grunn av modellen i avsnitt 2.4.2.2 -, og noe inhibering var imidlertid volumetrisk metanproduksjon fra ca. dag 180 og ut driftsperioden kun ca. 0,007 l/l slam og døgn.

Hva gjelder lønnsomheten av batch-prosessene så vil den også være sterkt avhengig av om man likevel må bygge en lagringstank for å lagre fiskeslammet over vinteren. Hvis dette er tilfellet, vil den største ekstra kostnaden oppstå i forbindelse med oppvarming av det større slamvolumet i tanken til driftstemperatur, her på ca. 33°C. Dette gjør det fristende å undersøke, om prosessen ikke også kan drives ved lavere temperaturer.

4.3.4 Driftsstabilitet og ammoniumkonsentrasjon

Ingen av prosessene med kun fiskeslam kunne drives stabilt over lang tid. I alle ble det etter kortere eller lengre driftstid observert inhibering med økning av VFA-konsentrasjonen. Ut fra grenseverdier for ammoniumkonsentrasjonen i litteraturen var inhiberingen antageligvis forårsaket av ammonium.

I den semi-kontinuerlige prosessen med fiskeslam startet økningen av VFA-konsentrasjonen etter 28 døgns drift med organisk belastning på 2 g KOF/l slam per døgn ved ammoniumkonsentrasjon på 3000-4000 mg/l, se avsnitt 3.1.2.3. Ammoniumkonsentrasjonen på 3000 mg/l blir i litteraturen ofte oppgitt som terskelverdi for akklimatiserte kulturer av mikroorganismer (Yenigün og Demirel, 2013).

I den semi-kontinuerlige batch prosessen med konstant tilsats startet økningen av VFA-konsentrasjonen etter ca. 72 og 45 døgns drift i de to parallellene, ved ammoniumkonsentrasjoner på hhv. 10000 og 8000 mg/l (se avsnitt 3.2.2.1). Disse konsentrasjonene var langt over terskelverdien på 5000-6000 mg/l som blir oppgitt for startende inhibering av godt akklimerte kulturer av mikroorganismer (Yenigün og Demirel, 2013). Resultatet kan forklares med 30% lavere organisk belastning enn i den semi-kontinuerlige prosessen (se avsnitt 4.3.1) og økt konsentrasjon av mikroorganismer i prosessen. Det siste, fordi alle mikroorganismer holdes i en batch- prosess, slik at mengden mikroorganismer i prosessen øker over tid. Det høye antallet mikroorganismer klarte derfor fortsatt å omsette den reduserte mengden substrat opp til de høye konsentrasjoner av ammonium, selv om hvert enkelt muligens var inhibert allerede ved lavere ammonium konsentrasjon. På dag 220, ved ammoniumkonsentrasjon på 15000 mg/l, kombinert med høye konsentrasjoner av VFA, stoppet så metanproduksjonen helt opp, se avsnitt 3.2.1.1.

I den semi-kontinuerlige batch-prosessen med konstant tilsats startet økningen av VFA-konsentrasjonen etter ca. 131 døgns drift, ved ammoniumkonsentrasjoner på ca 10000 mg/l (se avsnitt 3.2.2.1). Den seinere starten av synlig inhibering kan forklares med enda lavere organisk belastning fra dag 61 enn i prosessen med konstant tilsats, se avsnitt 2.4.1. I denne prosessen ble metanproduksjonen sterkt redusert mot slutten av driftsperioden. Metanproduksjonen stoppet imidlertid aldri helt, selv om ammoniumkonsentrasjonen på slutten var rundt 15000 mg/l. Dette kan forklares med at konsentrasjonen av VFA var lavere og derfor mindre inhiberende. Likevel, på grunn av sterk inhibering kunne prosessen kun opprettholdes med meget lav organisk belastning og meget lav spesifikk og volumetrisk metanproduksjon. Derfor ville det heller ikke være hensiktsmessig å bruke podeslam fra prosessen til å drive prosessen i en ny periode, som siktet til da prosessen ble inkludert i prosjektet.

Den semi-kontinuerlige prosessen med blandingen av 80 vol% gjødsel og 20 vol% fiskeslam var den eneste av de undersøkte prosessene som kunne drives stabilt i hele driftsperioden på 74 døgn, med "*høy ... gass- og metanproduksjon og god gjødselkvalitet*". Grunnen til dette var at ammoniumkonsentrasjonen gjennom blandingen med gjødsel ble redusert til ca. 6000 mg/l,

nivået som ifølge litteraturen kan tolereres for godt akklimatiserte kulturer av mikroorganismer (Yenigün og Demirel, 2013). Samtidig økte ammoniumkonsentrasjonen sakte og gradvis ved overgang fra gjødsel til blanding, i motsetning til relativt rask ved overgang fra gjødsel til ren fiskeslam. Slik fikk mikroorganismene godt mulighet til å akklimatisere til den høye ammoniumkonsentrasjonen. Endelig var tilgangen til substrat for de metanproduserende mikroorganismene mindre enn ved drift med ren fiskeslam, slik at de fortsatt klarte å omsette det til tross for muligens noe inhibering. Derfor viste denne prosessen heller ingen tegn til at den ikke ville kunne drives stabilt ”i uendelig tid”.

4.3.5 Konsekvenser for utforming av biogassprosess med konsentrert settefiskslam

Ingen av prosessene med kun fiskeslam kunne drives stabilt over lang tid, høyst sannsynlig pga. ammoniuminhibering.

Ammonium dannes i biogassprosessen fra nitrogenholdige komponenter i fiskeslammet. Nitrogeninnholdet i akkurat det kvantumet av fiskeslam som vi brukte i undersøkelsen ble ikke bestemt, men må - ut fra ammoniumkonsentrasjonene i batch-forsøkene - ha vært i underkant av 2%. Det var dermed på høyeste nivå for mesteparten av prøvene som ble undersøkt i prosjektet. Disse prøvene ble tatt av fortykket slam fra 3 settefiskanlegg og må anses for å være representative for oppkonsentrert slam med 6-24% tørrstoff fra dagens settefiskanlegg (Ytrestøyl et al. 2016). I mer enn halvparten av prøvene var nitrogeninnholdet over 1%, som var den høyeste konsentrasjonen som prosessen med høyest toleranse for ammonium (batch-prosessen med varierende tilsats) kunne tolerere, før VFA-konsentrasjonen begynte å stige. Ut fra resultatene i denne undersøkelsen ser det derfor ut for at nitrogeninnholdet i oppkonsert fiskeslam er for høy til å oppnå ”*stabil drift, høy og stabil gass- og metanproduksjon og god gjødselkvalitet*” over tid – og attpåtil lønnsomhet - i en biogassprosess med kun oppkonsentrert fiskeslam av dagens sammensetning, i en totalomblandet reaktor.

Hvis man vil oppnå en stabil biogassprosess med kun oppkonsentrert fiskeslam, i en totalomblandet reaktor, må en derfor innføre tiltak som reduserer nitrogenkonsentrasjonen i slammet eller ammoniumkonsentrasjonen i reaktoren. Nitrogeninnholdet i slammet vil være avhengig av andelen fôrspill i slammet. Derfor kan ett av tiltakene være å redusere andelen fôrspill i slammet, noe som imidlertid samtidig vil redusere biogasspotensialet i slammet. Ett annet tiltak kan være å fortynne slammet eller drive biogassprosessen med et slam som er mindre konsentrert, noe som vil redusere energioverskuddet fra biogassanlegget.

Reduksjon av ammoniumkonsentrasjonen i reaktoren vil antageligvis kreve et ekstra prosesstrinn, hvor man behandler en delstrøm av råtneresten som man så leder tilbake til reaktoren, noe som vil gjøre behandlingen både dyrere og mer komplisert. I tillegg kan prosessene til fjerning av ammonium igjen ha sine utfordringer.

Den eneste av de undersøkte prosessene som kunne drives stabilt var den semi-kontinuerlige prosessen med blandingen av 80 vol% gjødsel og 20 vol% fiskeslam, hvor ammoniumkonsentrasjonen pga. blandingen var redusert til 6000 mg/l. Denne prosessen vil ikke kreve noen annen behandling av fiskeslammet enn blandingen og virker derfor som en meget energiøkonomisk måte å drive en biogassprosess med oppkonsentrert fiskeslam på. I denne undersøkelsen ble fiskeslammet blandet med husdyrgjødsel, men fiskeslammet kan også tenkes blandet med andre typer substrat som reduserer nitrogenkonsentrasjonen i blandingen og dermed

ammoniumkonsentrasjonen i råtneresten. Tilleggs substrat bør altså ha et høyere C/N-forhold enn fiskeslam, - jo høyere jo bedre -, for å øke C/N-forholdet i blandingen.

Med kun 20 vol% var innblandingen av fiskeslam i gjødselen relativt liten, målt som volumandel. Likevel utgjorde andelen 50% av det organiske stoffet (målt som KOF) og produserte 75% av energien fra blandingen, som ble doblet i forhold til kun fra gjødsel. Dette viser at de relativt små andeler fiskeslam i blandingen kan øke metanproduksjonen betraktelig i prosesser med lav metanproduksjon. Slik kan man unngå problemstillingen med ammoniuminhibering ved å bruke fiskeslam som verdifylt tilleggssubstrat for å øke metanproduksjonen i biogassanlegg for husdyrgjødsel, eller for andre substrat med lav energiproduksjon. Det er heller ikke utenkelig at innblandingen av fiskeslam kan brukes for å skape lønnsomhet i ellers ulønnsomme biogassanlegg.

I denne undersøkelsen undersøkte vi biogassprosessen med blanding av fiskeslam og annet substrat (gjødsel) kun i en semi-kontinuerlig gjennomstrømningsprosess i et tenkt sentralisert biogassanlegg. Innblanding av annet substrat vil imidlertid også kunne gjøre en batch-prosess i desentralisert (eller sentralisert) anlegg mer stabil. Det vil også kunne føre til at denne batch-prosessen kan drives med fylling og tømning over tid, slik intensjonen var under planleggingen av forsøket, se avsnitt 2.1.2.

4.3.6 Muligheter for effektivisering av biogassprosessen

Volumetrisk metanproduksjon i biogassprosessen med blanding av 80 vol% gjødsel og 20 vol% fiskeslam var på ca. 0,34 l/l slam per døgn. Dette var en dobling i forhold til prosessen med kun gjødsel, men antakeligvis fortsatt noe lavt i forhold til økonomisk lønnsomhet. Ut fra stabiliteten i prosessen vil en antakeligvis kunne øke volumetrisk metanproduksjon og dermed lønnsomheten ved gradvis å øke organisk belastning. Ut fra ønskelig ammoniumkonsentrasjon i råtnetanken vil det antakeligvis være mindre hensiktsmessig å øke innblandingen av fiskeslam utover 20 vol%, med mindre man ha et fiskeslam med lavt nitrogeninnhold, eller en kultur av mikroorganismer med meget høy toleranse for ammonium (se nedenfor).

For å øke effektiviteten i en semi-kontinuerlig (gjennomstrømnings-) biogassprosess med innblanding av fiskeslam kunne en også bruke det elementet som gjorde batch-prosessen med fiskeslam mer motstandsdyktige mot ammoniuminhibering, nemlig økt tetthet av mikroorganismer i prosessen. Denne kunne man økt i en semi-kontinuerlig gjennomstrømningsprosess ved å tappe slam sjeldnere, ved å stoppe omrøring og la slammet sedimentere før tapping, slik at man kun tapper væskefasen, eller ved å resirkulere mikroorganismene/faststoffet som er tappet tilbake til reaktoren.

Alternativt kunne man også øke effektiviteten i en semi-kontinuerlig batch-prosess med fiskeslam ved det enkelte settefiskanlegg med innblanding av annet substrat, for å holde ammoniumkonsentrasjonen under akseptabelt nivå, se avsnitt 4.3.4.

I batch - prosessen dykket det opp en kultur av mikroorganismer som var spesielt effektivt ved ammoniumkonsentrasjoner mellom ca. 10000 og 15000 mg/l (se avsnitt 4.2.2). Hvis man visste mer om denne kulturen og målrettet kunne dyrke den, kunne man økt andelen fiskeslam i blandinger med andre substrat, både i gjennomstrømningsanlegg og i batch-anlegg (se ovenfor). Dermed kunne man økt effektiviteten av biogassprosesser ved disse høye ammoniumkonsentrasjoner.

5 KONKLUSJONER

Fiskeslammets biogasspotensial i denne undersøkelsen var på linje med biogasspotensialet som tidligere ble målt i stabile prosesser uten inhibering.

Nitrogeninnholdet (opp mot 2% i mesteparten av prøvene) i fiskeslammet fra prosjektanleggene er for høyt til at i en biogassprosess i en totalomblandet reaktor (CSTR) kan drives stabilt over tid med kun dette fiskeslammet.

Den enkleste måten å oppnå en stabil biogass prosess med fiskeslammet fra prosjektanleggene i en totalomblandet reaktor (CSTR) og å utnytte dets energi potensial vil være å behandle det i blanding et annet substrat med høyere C/N-forhold enn fiskeslam.

I biogassanlegg for gjødsel med totalomblandet tankreaktor (CSTR) bør innblandingen være på maksimalt 20 vol%. Med denne innblandingen kan en doble volumetrisk metanproduksjon.

Biogassprosessen med innblanding av fiskeslam må antakelig fortsatt optimaliseres for å være økonomisk lønnsomt.

I forsøkene ble det observert en metanogen kultur som var spesielt effektivt ved 10 000 – 15000 mg ammonium/l og som åpner for muligheter til effektivisering av biogassprosesser med fiskeslam.

REFERANSER

- Abouelenien, F., Nakashimada, Y., Nishio, N. 2009. Dry mesophilic fermentation of chicken manure for production of methane by repeated batch culture. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 107, 293-295, *sitert i* Rajagopal, R., Massé, D.I., 2013
- Bergheim, A, 2011. Forskjeller i utslippsnivå fra smoltanlegg med enkel gjennomstrømning og resirkulering. Foredrag PDF [http://www.niva.no/www/niva/resource.nsf/files/www819f44-utslippsniv_a-bergheim933935/\\$FILE/utslippsniv_a-bergheim933935.pdf](http://www.niva.no/www/niva/resource.nsf/files/www819f44-utslippsniv_a-bergheim933935/$FILE/utslippsniv_a-bergheim933935.pdf) (29.07.2016)
- Braun, R., Huber, P., Meyrath, J., 1981. Ammonia toxicity in liquid piggery manure digestion. *Biotechnol Lett*, 3, 159-164, *sitert i* Yenigün, O., Demirel, B., 2013
- De Baere, L.A., Devocht, M., van Assche, P., Verstraete, W., 1984. Influence of high NaCl and NH₄Cl salt levels on Methanogenic associations. *Water Research* 18 (5), 543-548
- DeVrieze, J., Hennebel, T., Boon, N., Verstraete, W., 2012. *Methanosarcina*: the rediscovered metanogen for heavy duty biomethanation. *Bioresource Technol.*, 112, 1-9 *sitert i* Yenigün, O., Demirel, B., 2013
- DIN 38 414, Teil 8, juni 1985. Schlamm und Sedimente (Gruppe S) Bestimmung des Faulverhaltens (S8).
- Fiskeridirektoratet, N.D.o.F., 2015. Statistikk for akvakultur 2014, p. 56.
- Fjørtoft, K., Morken, J., Hanssen, J. F., Briseid, T. 2014. Methane Production and energy evaluation of a farm scaled biogas plant in cold climate area. *Bioresource Technology* 169, 72-79
- Gebauer, R., Hanssen, J.F., 1993. Anaerob digestion of sludge from aquaculture. *I* Simo Leinonen (ed.) Anaerobic treatment of municipal solid waste and sludge for energy production and recycling of nutrients. Proceedings of the second Nordic workshop 1-2 oktober 1992 University of Joensuu. Publications of Karelian Institute N:o 105
- Gebauer, R., 1998. Anaerobic digestion of fish farming sludge. Doktor ingeniøravhandling 1998:123, Institutt for vassbygging, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU) Trondheim
- Gebauer, R., Eikebrokk, B. 2006. Mesophilic anaerobic treatment of sludge from smolt hatching. *Bioresource Technology* 97, 2389-2401
- Hanssen, J.F., 1983. Produksjon av energirik biogass. *Miljøteknikk*, Nr.6, 14-20
- Hashimoto, A. G., 1986. Ammonia inhibition of methanogenesis from cattle wastes. *Agric Wastes*, 17, 241-261
- Klima- og miljødirektoratet. 2004. Forskrift til Forurensningsloven 2004-06-931
- Koster, I.W., Cramer, A., 1987. Inhibition of methanogenesis from acetate in granular sludge by long-chain fatty acids. *Applied Environmental Microbiology* 53 (2), 403-409
- Koster, I.W., Lettinga, G., 1988. Anaerobic digestion at extreme ammonia concentrations. *Biological Wastes* 25 (1), 51-59
- Kugelman, I.J., Van Gorder, S., 1991. Water and energy recycling in closed aquaculture systems. In: *Engineering Aspects of Intensive Aquaculture*. Proc Aquaculture Symposium, Cornell University, April 4-6, 1991. Northeast Regional Agricultural Engineering Service (NRAES)-49, Ithaca, New York., 80-87
- Kvande, Ingvar, Løes, Anne-Kristin. 2014 Energiproduksjon, klimaeffekt og avlingseffekt i et gårdsbasert biogassanlegg. *Bioforsk Rapport Vol 9 Nr.98*
- Lanari, D., Franci, C., 1998. Biogas production from solid wastes removed from fish farm effluents. *Aquatic Living Resources* 11 (4), 289-295

- Melbinger, N.R., Donellon, J., 1971. Toxic effects of ammonia nitrogen in high-rate digestion. *J. Water Pollution Control Federation*, 43, 1658-70
- Mirzoyan, N., Tal, Y., Gross, A. 2010. Anaerobic digestion of sludge from intensive recirculating aquaculture systems: review. *Aquaculture* 306, 1-6.
- Norges Bondelag. 2011. Fakta om Biogass. Heftet ISSN 978-82-7712-085-0
- Pechan, Z., Knappova, O., Petrovicova, B., Adamec, O., 1987. Anaerobic digestion of poultry manure at high ammonium nitrogen concentrations. *Biol Wastes*, 20, 117-132
- sitert i* Yenigün, O., Demirel, B., 2013
- Rajagopal, R., Massé, D.I., 2013. A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. *Bioresource Technol.*, 143, 632-641.
- Salminen, E., Rintala, J., Harkonen, J., Kuitunen, M., Hogmander, H., Oikari, A. 2001. Anaerobically digested poultry slaughterhouse wastes as fertiliser in agriculture. *Bioresource Technology* 78 (1) 81-88
- Shiralipour, A., McConnell, D.B., Smith, W.H. 1997. Phytotoxic effects of short-chain fatty acids on seed germination and rot length of *Cucumis sativus* cv. 'poinset'. *Compost science and utilization* 5(2) 47-52
- Suhr, K. I., Letelier-Gordo, C. O., Lund, I. 2015. Anaerobic digestion of solid waste in RAS: effect of reactor type on the biochemic acidogenic potensial (BAP) and assessment of the biochemical methane potensial (BMP) by a batch assay. *Aquacultural Engineering*, 65, 65-71
- Xia, Y., Masse, D.J., McAllister, T.A., Beaulieu, C., Ungerfeld, E., 2012. Anaerobic digestion of chicken feasure with swine manure or slaughterhouse sludge for biogass production. *Waste Manage* 32, 404-9, *sitert i* Yenigün, O., Demirel, B., 2013
- Yenigün, O., Demirel, B., 2013. Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review. *Process Biochemistry* 48, 901-911
- Ytrestøyl, T., Løes, A-K., Kvande, I., Berge, G.M. 2013. Utnyttelse av slam fra Akvakultur i blandingsanlegg for biogassproduksjon: Teknologi og muligheter. Nofima rapport 12 2013. ISBN 978-82-8296-066-3
- Ytrestøyl, T, Aas, T., S., Skei, K.N., Berge, G. M., 2016 Karakterisering av slam fra tre kommersielle settefiskanlegg gjennom ett produksjonsår. Hovednæringsstoff, mineraler og tungmetaller. Nofima rapport 33/2016
- Van Velsen, A. F. M. 1979. Adaption of metanogenic sludge to high ammonia-nitrogen concentrations. *Water Res*, 13, 995-9, *sitert i* Yenigün, O., Demirel, B., 2013
- Westerholm, M., Müller, B., Arthurson, V., Schnurrer, A., 2011. Changes in the acetogenic population in a mesophilic anaerobic digester in respose to increasing ammoniua concentration. *Microbes Environ*, 26, 347-53, *sitert i* Yenigün, O., Demirel, B., 2013

ETTERORD

Vi takker alle som har bidratt med finansiering, innsamling av slam, produksjonsdata og analyser av prøver.

Nøkkelord:	Fiskeoppdrett, settefisk, slam, biogass, anaerob behandling
Key words:	Fish farming, smolt, sludge, biogas, anaerobic treatment
Andre aktuelle publikasjoner fra prosjekt:	<p>Ytrestøyl, T., Aas, T.S., Nerdal, K.S., Berge, G. 2016. Karakterisering av slam fra tre kommersielle settefiskanlegg gjennom et produksjonsår. Hovednæringsstoff, mineraler, tungmetaller. Nofima Rapport 33/2016 ISBN: 978-82-8296-407-4 (trykt) ISBN: 978-82-8296-408-1 (pdf), ISSN 1890-579X</p> <p>Berge, M. m.fl.</p> <p>Brod., E., Knapp-Haraldsen, T.</p> <p>Oterhals, O., Oppen, J. 2016. M1602 Logistikk og forretningsmodeller for behandling av fiskeslam. Møreforskning Molde AS, Rapportnummer M1602 ISBN/ISSN: 0803-9259</p>

NOTATER



Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.



Forsidefoto: Anette Tjomsland

nibio.no