



UiT Norges arktiske universitet

Fakultet for ingeniørvitenskap og teknologi

Sammenligning av energipotensialet i slam fra ulike slamkilder

Comparison of the Energy Potential in Sludge from Various Sources

Tanita Christi Pettersen Eilertsen

BYG-3900 Masteroppgave, vår 2024



Foto: Tanita C. P. Eilertsen

| | |
|--|--|
| <p><i>Tittel:</i></p> <p>Sammenligning av energipotensialet i slam fra ulike slamkilder</p> <p><i>English title:</i></p> <p>Comparison of the Energy Potential in Sludge from Various Sources</p> | <p><i>Dato:</i></p> <p>21.05.2024</p> <p><i>Antall sider: 74</i></p> <p><i>Antall vedlegg: 5</i></p> |
| <p><i>Forfatter(e):</i></p> <p>Tanita Christi Pettersen Eilertsen</p> | <p><i>156 sider inkl. referanse- og vedleggsliste.</i></p> |
| <p><i>Universitet:</i></p> <p>UiT Norges arktiske universitet</p> <p><i>Avdeling:</i></p> <p>Ingeniørvitenskap og teknologi</p> <p>Institutt for bygg, energi og materialteknologi</p> | |
| <p><i>Veileder(e):</i></p> <p>Jostein Starbo</p> | |
| <p><i>Samarbeidspartner:</i></p> <p>Rå Biopark</p> | <p><i>Ekstern veileder(e):</i></p> <p>Sigve Daae Rasmussen</p> |
| <p><i>Sammendrag:</i></p> <p>Oppgaven tar for seg beregninger av energipotensialet i avløps- og fiskeslam i Troms og Finnmark, basert på beregnet slamproduksjon og målt/beregnet biogassutbytte. Målet med oppgaven er å kartlegge omfanget av energi i regionens slamressurser, og i så måte belyse hvilke energimengder som går til spille, dersom slammet ikke blir utnyttet i biogassammenheng.</p> | |
| <p><i>Stikkord:</i></p> <p>Biogass, metan, energi, energiutbytte, energipotensiale, biorest, slam, avløpsslam, oppdrettsslam, settefiskslam, fiskeslam, avløpsdirektivet, avløpssektoren, oppdrettsnæringa, akvakultur, slamproduksjon, oppdrettslaks, avløp, forurensing, miljø, resipient.</p> | |

MASTEROPPGAVE

for

TANITA CHRISTI PETTERSEN EILERTSEN

Studentnummer: 180033

Vår 2024

Sammenligning av energipotensialet i slam fra ulike kilder

Comparison of the Energy Potential in Sludge from Various Sources

Bakgrunn for valg av oppgave

Effektiv håndtering av avløpsvann er avgjørende, for å opprettholde god vannkvalitet i marine miljøer, samt ivareta drikkevannssikkerheten. Mangelfull oppsamling og behandling av avløpsvann vil over tid kunne forårsake utilsiktede konsekvenser som kjemiske forurensninger til miljøet, gjødsling av vannforekomster og eutrofiering, økning av opportunistiske dyre- og plantearter, samt spredning av biologiske smittestoffer. EUs avløpsvannsdirektiv er under revisjon, og foreslår å frata muligheten til å kunne basere valg av avløpsrensning på de rådende resipientforhold. Dette har imidlertid blitt møtt med lite gehør hos den nasjonale interesseorganisasjonen for vannbransjen (Norsk Vann) og store deler av kommune-Norge. En sammenligning mellom menneskeskapt utslipp av fosfor og nitrogen fra akvakultur og kommunale avløpsanlegg i vannregion Troms (1990 – 2021), viser samtidig at utslippet fra akvakultur utgjør henholdsvis 91 % og 70 % av totalutslippet. Tilsvarende tall for kommunalt avløp er 4,6 % fosfor og 5,2 % nitrogen (Miljødirektoratet, rapport M2438/2022). Likevel er det kun landbaserte oppdrettere som pålegges å samle opp fiskeslammet, før avløpsvannet slippes ut i sjøen.

Slam er restproduktet ved rensing av avløpsvann og i produksjon av oppdretts- og settefisk, og lar seg fjerne fra vannet gjennom sedimentering, flotasjon og/eller filtrering. I kraft av sitt rike innhold av organisk materiale og næringsstoffer, er slam samtidig en verdifull ressurs. Avhengig av dets råstoff sammensetning, kan slammet blant annet benyttes i produksjon av biogass, og følgelig inngå som et vesenselement i biologisk sirkulærøkonomi.

Oppgavetekst:

I denne oppgaven skal jeg sammenlikne energipotensialet i ulike slamkilder, basert på analyser og beregninger av slammets råstoffsammensetning. Den pågående revisjonen av EUs avløpsdirektiv engasjerer utover avløpssektorens rammer, og har for alvor satt søkelys på ivaretagelse av marine økosystemer. Samtidig opplever oppdrettsnæringa stor vekst, uten at det stilles krav til oppsamling og behandling av restproduktene. Målsetninga med oppgaven er å undersøke hvilke slamkilder som er mest anvendbar i biogassammenheng, samt å undersøke hvorvidt implementering av sekundærrensing på kommunale avløpsrensaneanlegg vil kunne påvirke avløpsslammets energipotensiale. Oppgaven vil samtidig kunne avdekke hvilke energimengder som går til spille, dersom slamressursene i oppdrettssammenheng ikke utnyttes.

Begrensning av oppgaven

Opgaven begrenses til å inkludere slamprøveanalyser fra et utvalg kommunale avløpsanlegg (primærrensing) og settefiskanlegg. Tids- og ressursmessige begrensninger vanskeliggjorde å foreta egne analyser, slik at muligheten for å sammenlikne eldre og nyere testresultater uteble. Videre inkluderte ikke tallgrunnlaget til Rå Biopark analyser av sekundær- og oppdrettsslam. Disse begrensningene var ikke kjent forut for godkjenning av oppgaveteksten, og oppgavetekstens ordlyd/innhold er derfor justert noe, i samråd med emneansvarlig.

Arbeidet skal omfatte (men ikke nødvendigvis avgrenses til):

1. Innledende arbeid/litteraturstudium, med avgrensninger og definisjoner.
2. Generelt om slam. Ulike kilder til slam, slamsammensetninger, etc.
3. Slamutfordringer i avløpssektoren (kommunal). Stadfeste utviklingstrekk (nåsituasjon/fremtidig), samt belyse utfordringer og muligheter. Redegjøre for gjeldende regelverk, og eventuelle lovmessige begrensninger.
4. Slamutfordringer i oppdrettsnæringa (inkl. settefiskanlegg). Stadfeste utviklingstrekk (nåsituasjon/fremtidig), samt belyse utfordringer og muligheter. Redegjøre for gjeldende regelverk, og eventuelle lovmessige begrensninger.
5. Biogassproduksjon: Fordeler og forutsetninger, samt redegjøre for eventuelle begrensende faktorer.
6. «Case-studie»: Energipotensiale i avløpsslammet fra et utvalg avløpsrensaneanlegg. Presentere konkrete energitall.
7. «Case-studie»: Energipotensiale i fiskeslam fra et utvalg settefisklokaliteter i Troms fylke. Presentere konkrete energitall, basert på beregnet fiskeslammengde i regionen.
8. Sammenlikning og drøfting av resultatene. Vurdere slammets egnethet i biogassammenheng, samt belyse dette opp mot eventuelle begrensninger og utfordringer (lovverk, oppsamling, etc.). Sammenlikne utnyttelsesmulighetene til hver av slamtypene (fiske-/avløpsslam).

Samarbeidspartner

Opgaven gjennomføres i samarbeid med Rå Biopark.

Generelt

Sluttrapporten skal være vitenskapelig oppbygget med tanke på litteraturstudie, arbeidsmetodikk, kildehenvisninger, etc. Alle beregninger og valgte løsninger må dokumenteres og argumenteres for. Besvarelsen redigeres som en forskningsrapport, med et sammendrag både på norsk og engelsk, samt konklusjon, litteraturliste, referanser, innholdsfortegnelse, etc. Påstander skal begrunnes ved bevis, referanser eller logisk argumentasjonsrekker. I tillegg til norsk tittel skal det være en engelsk tittel på oppgaven. Oppgaveteksten skal være en del av besvarelsen, plassert fremfor oppgavens forord.

Materiell som er utviklet i forbindelse med oppgaven, eksempelvis programvare/kildekoder eller fysisk utstyr, er å betrakte som en del av besvarelsen. Dokumentasjon for korrekt bruk av dette skal så langt som mulig også vedlegges besvarelsen.

Dersom oppgaven utføres i samarbeid med en ekstern aktør, skal kandidaten rette seg etter de retningslinjer som gjelder hos denne, samt etter eventuelle andre pålegg fra ledelsen i den aktuelle bedriften. Kandidaten har ikke anledning til å foreta inngrep i den eksterne aktørs informasjonssystemer, produksjonsutstyr o.l. Dersom dette skulle være aktuelt i forbindelse med gjennomføring av oppgaven, skal spesiell tillatelse innhentes fra ledelsen.

Eventuelle reiseutgifter, kopierings- og telefonutgifter må bæres av studenten selv, med mindre andre avtaler foreligger.

Hvis kandidaten, mens arbeidet med oppgaven pågår, støter på vanskeligheter som ikke var forutsatt ved oppgavens utforming, og som eventuelt vil kunne kreve endringer i eller utelatelse av enkelte spørsmål fra oppgaven, skal dette umiddelbart tas opp med UiT ved veileder.

Besvarelsen leveres digitalt i WISEflow.

| | |
|-------------------------------|---|
| Utleveringsdato: | 08.01.24 |
| Innleveringsdato: | 21.05.24 |
| Kontaktperson bedrift: | Sigve Daae Rasmussen (daglig leder) Mobil: (+47) 980 23 989 e-post: sigve@raa.bio |
| Veileder UiT - IVT: | Førstelektor Jostein Starbo Telefon: 92119620 E-post: jostein.starbo@uit.no |

UiT – Norges Arktiske Universitet
Institutt for bygg, energi og materialteknologi

Jostein Starbo
Faglig ansvarlig/veileder

Forord

Denne mastergradsoppgaven er skrevet ved Norges arktiske universitet (UiT), Institutt for bygg, energi og materialteknologi, i samarbeid Rå Biopark, våren 2024.

Oppgaven markerer avslutningen på min mastergrad innen vann- og avløpsteknologi ved UiT, og tar for seg biogass- og energipotensialet i ulike slamtyper i Troms og Finnmark. Tematikken har åpnet opp for tverrfaglig drøfting av problemstillinga - hvilke slamkilder sees å gi størst energiutbytte, og påvirker et ventet sekundærrensesekrav avløpsslammets totale utbytteverdi -, med særlig vektning innrettet mot de forhold som påvirker slammets sammensetning, men også ulike faktorer som vanskeliggjør bruk av slam til biogassformål. At oppgavens tema berører tre forskjellige fagdisipliner - akvakultur, avløpssektoren og biogass - har i tillegg gitt oppgaven et mangfoldig teorigrunnlag, og meg som oppgaveinnehaver innsikt i flere fagområder, som jeg forut for masterarbeidet hadde begrenset med kunnskap om.

Problemstillinga ble valgt på bakgrunn av et personlig engasjement omkring revisjonsforslaget til avløpsdirektivet, fremlagt 26. oktober 2022 av EU-kommisjonen. Dersom forslaget gjennomføres i sin helhet, ventes hjemstedet mitt - kommunesenteret i Karlsøy – å få et pålegg om totrinns avløpsrensing, samtidig som at de omkringliggende oppdrettslokalitetene får fortsette sin virksomhet, uaffektet. Norske kommuner, miljømyndigheter, næringslivsaktører og naturvernorganisasjoner har alle en felles interesse i å sikre en lavest mulig forurensingsmengde fra avløpsvann, både fra husholdninger og industri, og samtidig legge til rette for at avløpsslam kan inngå som et bærekraftig element i sirkulærøkonomien. Både avløps- og fiskeslam kan utnyttes til biogassformål. Å undersøke hvilke energiresurser som går til spille i regionen, ved ikke å utnytte slammet i biogassammenheng, ble dermed en interessant vinkling på utfordringene knyttet til slam og forurensing av vannmiljøer.

Under prosjektarbeidet er både materielle og menneskelige ressurser fra Rå Biopark tilgjengeliggjort undertegnede. Jeg vil derfor benytte anledningen til takke daglig leder i Rå Biopark - Sigve Daae Rasmussen - og teknisk leder Simon Ford, for god oppfølging, innspill og veiledning, både over mailutveksling og gjennom Teams-møter.

Tilsvarende ønsker jeg å rette enn takk til veileder ved UiT, Jostein Starbo, for god(e) innspill og veiledning, og for tilgjengeligheten han har utvist gjennom hele arbeidsperioden. Takker også Gisle Berge (Statistisk sentralbyrå), Merrick Johnston (Kystmiljø), Turid Synnøve Aas (Nofima), Torbjørn Einar Åsgård (Åsgård Aqua Advice) og Aritro Banerjee (stipendiat, UiT) for deres bidrag og innspill underveis i prosessen.

Avslutningsvis rettes også en takk til medstudenter, venner og familie, for faglige innvendinger og god tilrettelegging, gjennom hele studieperioden. Takken rettes særlig min pappa og prosjektingeniør i Karlsøy kommune, Bård M. Eilertsen.

Narvik, 21. mai 2024.

Tanita Christi Pettersen Eilertsen



Innholdsfortegnelse

| | | |
|-------|---|----|
| 1 | Introduksjon | 1 |
| 1.1 | Utfordringer knyttet til bevaring av marine økosystemer | 1 |
| 1.2 | Bakgrunn for valg av oppgave | 2 |
| 1.3 | Oppgavetekst og problemstilling | 3 |
| 1.3.1 | Problemstilling | 3 |
| 1.3.2 | Oppgaveavgrensing | 3 |
| 1.4 | Rå Biopark | 4 |
| 1.5 | Direktivet om rensing av kommunalt avløpsvann fra større tettbebyggelser | 5 |
| 1.5.1 | Eksisterende avløpsdirektiv | 5 |
| 1.5.2 | Evaluerer av avløpsdirektivets effektivitet i Europa | 5 |
| 1.5.3 | Revisjon av avløpsdirektivet | 6 |
| 1.6 | Avløp og oppdrett - status i Troms og Finnmark | 7 |
| 1.6.1 | Utslipp fra avløpsanlegg i Troms og Finnmark | 7 |
| 1.6.2 | Omfang av oppdrett i Troms og Finnmark | 8 |
| 2 | Kunnskapsgrunnlag | 9 |
| 2.1 | Biogass | 9 |
| 2.1.1 | Introduksjon: Biogass | 9 |
| 2.1.2 | Beskrivelse av produksjonsprosessen; anaerob nedbrytning | 10 |
| 2.1.3 | Miljøbetingelser og øvrige avgjørende faktorer ved utvinning av biogass | 13 |
| 2.1.4 | Bruk av biorest som gjødselvarer | 16 |
| 2.1.5 | Biogassproduksjon i Norge | 18 |
| 2.2 | Slam i avløpssektoren | 19 |
| 2.2.1 | Generelt om avløpsrensing i Norge | 19 |
| 2.2.2 | Kort om slambehandling i Norge | 20 |
| 2.2.3 | Dagens slamproduksjon og -disponering i avløpssektoren | 21 |
| 2.2.4 | Fremtidig slamproduksjon og -disponering i avløpssektoren | 21 |
| 2.2.5 | Bruk av avløpsslam som ressurs i biogassammenheng | 22 |
| 2.3 | Slam fra oppdrettsnæringa | 26 |
| 2.3.1 | Akvakulturnæringa globalt – et overblikk | 26 |
| 2.3.2 | Akvakulturnæringa i Norge – et overblikk | 27 |
| 2.3.3 | Slamproduksjon i norsk oppdrettsnæring | 28 |
| 2.3.4 | Bruk av fiskeslam og -ensilasje som ressurs i biogassammenheng | 30 |
| 3 | Metode og metodevalg | 32 |
| 3.1 | Valg av forskningsdesign | 32 |
| 3.2 | Analyser for måling av slamsammensetning og biogassutbytte | 33 |
| 3.2.1 | Slamprøveanalysene i forprosjektet til Rå Biopark | 33 |
| 3.3 | Beregning av slammengder i avløpssektoren | 34 |
| 3.3.1 | Metode for beregning av eksisterende slamproduksjon i Troms og Finnmark | 34 |
| 3.3.2 | Metode for beregning av fremtidig mengde slam produsert i Troms og Finnmark | 36 |

| | | |
|-------|---|----|
| 3.3.3 | Beregningsresultater – mengden avløpsslam i Troms og Finnmark | 38 |
| 3.4 | Beregning av slam fra oppdretts- og settefiskanlegg..... | 39 |
| 3.4.1 | Slamproduksjon i oppdretts- og settefiskanlegg basert på massebalanse | 39 |
| 3.4.2 | Parametere som inngår i beregninga av slamproduksjon i oppdrettsnæringa | 40 |
| 3.4.3 | Beregningsresultater – slamproduksjon i oppdrettsanlegg basert på massebalanse | 43 |
| 3.4.4 | Beregning av slamproduksjon i settefiskanlegg | 44 |
| 3.4.5 | Beregningsresultater – slamproduksjon i settefiskanlegg basert på massebalanse..... | 45 |
| 3.5 | Metode for beregning av biogasspotensiale og energiinnhold | 46 |
| 3.5.1 | Metode for beregning av biogassutbyttet i slam basert på overbrakte analysedata | 46 |
| 3.5.2 | Metode for beregning av biogassutbyttet i slam fra sjøbasert oppdrett..... | 46 |
| 3.5.3 | Energimengdeberegninger | 48 |
| 4 | Resultater..... | 49 |
| 4.1 | Biogasspotensiale og energiestimater basert på målt biogassutbytte..... | 49 |
| 4.1.1 | Tilgjengelig mengde biogass i avløps- og fiskeslam i Troms og Finnmark..... | 51 |
| 4.1.2 | Estimert energiinnhold i avløps- og fiskeslam i Troms og Finnmark | 52 |
| 4.2 | Energiinnhold i oppdrettsslam basert teoretisk biogassutbytte..... | 53 |
| 4.2.1 | Estimert biogassutbytte og tilhørende energiinnhold basert på metode 1 | 53 |
| 4.2.2 | Estimert energiinnhold i oppdrettsslam basert på metode 2 | 54 |
| 4.2.3 | Estimert biogassutbytte og tilhørende energiinnhold basert på metode 3 | 54 |
| 5 | Diskusjon | 55 |
| 5.1 | Oppsummering av hovedtrekkene i analyseresultatene til Rå Biopark | 55 |
| 5.2 | Potensielle anvendelsesområder for energi produsert fra slam | 56 |
| 5.2.1 | Bruk av slam som energikilde i Troms og Finnmark..... | 56 |
| 5.2.2 | Bruk av fiskeslam som energikilde i oppdretts- og settefisknæringer i Troms og Finnmark | 57 |
| 5.2.3 | Biogass fra avløpsslam som energikilde i avløpssektoren i Troms og Finnmark..... | 60 |
| 5.3 | Evaluering av beregnede energi- og biogassmengder | 62 |
| 5.3.1 | Korrigert verdi for biogass- og energiutbyttet i oppdrettsslam..... | 62 |
| 5.3.2 | Økonomiske vurderinger omkring biogassproduksjon basert på oppdrettsslam..... | 67 |
| 5.3.3 | Korrigert verdi for energiinnholdet i avløpsslam | 68 |
| 5.4 | Avsluttende poeng | 70 |
| 6 | Konklusjon og veien videre | 72 |
| 6.1 | Oppsummering av relevante funn..... | 72 |
| 6.2 | Forslag til videre studier | 74 |
| | Bibliografi | 75 |
| | Vedlegg..... | 97 |

Diagramliste

| | |
|--|----|
| Diagram 1: Beholdning av laks fordelt på årsklasse ved månedslutt, fôrforbruk og eFCR | 42 |
| Diagram 2: Sammenheng, tot. slamproduksjonsmengde og eFCR/FCR _{bio.} -forholdet i settefiskanlegg | 45 |
| Diagram 3: Visuell/grafisk fremstilling av gassakkumuleringa under en batch-test. | 49 |

Figurliste

| | |
|---|----|
| Figur 1: Forenklet prosessbeskrivelse (biogassproduksjon)..... | 11 |
| Figur 2: Ulike synteseveier ved metanogenese.. .. | 12 |
| Figur 3: Flytskjema for biogassutvinning..... | 13 |
| Figur 4: Bjerrumdiagram..... | 15 |
| Figur 5: Oversikt over aktuelle metoder for stabilisering og hygienisering av slam. | 20 |
| Figur 6: Miljøpåvirkning fra fiskeoppdrett (intensiv produksjon, åpne merder i sjø)..... | 26 |
| Figur 7: Endring i førsammensetninga (1990 – 2020). | 29 |
| Figur 8: Kartutsnitt over området Sommarøy / Hillesøy | 38 |
| Figur 9: Massebalanse for utslipp av partikulært og oppløst materiale..... | 39 |
| Figur 10: Sammenhengen mellom fôrfaktor, fôrmengde og vekst, illustrert for laks på 3 – 4 kg..... | 40 |
| Figur 11: Forenklet fremstilling av næringas sirkulære verdikjede..... | 58 |
| Figur 12: Skjematisk fremstilling av hvordan å kombinere anaerob utråtning og pyrolyse..... | 71 |

Formler

| | |
|--|----|
| (1) Hydrolyse av molekyl AB | 11 |
| (2) Spalting av acetat-molekylet | 12 |
| (3) Hydrogenotrof metanogenese | 12 |
| (4) Hydrogenotrof metanogenese | 12 |
| (5) Hydrogenotrof metanogenese | 12 |
| (6) Støkiometrisk reduksjon av tre metylgrupper..... | 13 |
| (7) Mekanisk slamproduksjon..... | 34 |
| (8) Biologisk slamproduksjon..... | 34 |
| (9) Kjemisk slamproduksjon | 34 |
| (10) Total slamproduksjon (mekanisk) | 35 |
| (11) Total slamproduksjon (biologisk, kjemisk, kjemisk og biologisk) | 35 |
| (12) Total slamproduksjon (minirensesanlegg)..... | 35 |
| (13) Teoretisk TS-innhold i ubehandlet avløpsvann..... | 35 |
| (14) Total slamproduksjon (urenset utslipp)..... | 36 |
| (15) Massebalansemodell; slamproduksjon i oppdretts- og settefiskanlegg..... | 39 |
| (16) Massebalansemodell; slamproduksjon i oppdretts- og settefiskanlegg..... | 39 |
| (17) Massebalansemodell; slamproduksjon i oppdretts- og settefiskanlegg..... | 39 |
| (18) Massebalansemodell; slamproduksjon i oppdretts- og settefiskanlegg..... | 39 |
| (19) Total fiskeslammengde | 39 |

| | |
|--|----|
| (20) Mengde fôr spist [tonn] (TS) | 39 |
| (21) Mengde fekalier [tonn] (TS) | 39 |
| (22) Mengde fôrspill [tonn] (TS)..... | 39 |
| (23) FCR..... | 40 |
| (24) FCR _{bio} | 40 |
| (25) eFCR..... | 40 |
| (26) Totalt produksjonsuttak [kg]..... | 40 |
| (27) Totalt fôrforbruk [kg]..... | 40 |
| (28) eFCR _{gjennomsnitt} | 41 |
| (29) Tilsynelatende fordøyelighet (ADC) | 43 |
| (30) TS _{samlet} [tonn] | 43 |
| (31) Biomasse [tonn] | 44 |
| (32) Teoretisk biogasspotensiale (TBP)..... | 46 |
| (33) Gjennomsnittlig biogassutbyttekoeffisient (Y _i) | 46 |
| (34) Buswell-likninga | 46 |
| (35) Idealgassloven | 46 |
| (36) Karbohydrater i fiskeslammet (K _{fekalier}) | 47 |
| (37) Næringsstoffinnhold [tonn/år]..... | 47 |
| (38) Totalt biogasspotensiale (TBP), metode 1..... | 47 |
| (39) Energi i spist fôr [GJ (TS)]..... | 48 |
| (40) Energi i fôrspill [GJ (TS)]..... | 48 |
| (41) Energi i fekalier [GJ (TS)]..... | 48 |
| (42) Total energi, oppdrettsslam (metode 2)..... | 48 |
| (43) Tilgjengelig energimengde [kWh/år] | 48 |
| (44) Gjennomsnittlig metaninnhold..... | 52 |
| (45) Antall årsforbruk [personer]..... | 56 |
| (46) Gjennomsnittlig dieselforbruk pr. innbygger | 57 |
| (47) Totalt energibehov, oppdrett..... | 59 |
| (48) Energiproduksjon [kWh]..... | 60 |
| (49) Formel for korreksjonsfaktor θ | 63 |
| (50) TBP _{oppdrettsslam} (korrigert) | 63 |
| (51) Korrigert biogassutbytte pr. tonn slam | 64 |
| (52) Korreksjonsfaktor (Δ), for forholdet mellom målt og beregnet energiutbytte i fiskeslam | 65 |
| (53) Tilgjengelig energimengde i oppdrettsslam, korrigert (gjennomsnitt)..... | 66 |

Tabelliste

| | |
|--|----|
| Tabell 1: Oversikt over type substrat (avfall) og fraksjonsstørrelse. | 4 |
| Tabell 2: Temperaturområder for vekst hos termofile, mesofile og psykrofile mikroorganismer. | 14 |
| Tabell 3: Kategorisering av animalske biprodukter i henhold til animaliebiproduktforskriften..... | 18 |
| Tabell 4: Forventet slamproduksjon for primærrensaneanlegg over 1000 pe. | 22 |
| Tabell 5: Kjemisk sammensetning til ubehandlet primær- og sekundærslam..... | 23 |
| Tabell 6: Oversikt over prøvetakingstidspunkt og tidspunkt for analyseresultat for slamprøvene. | 34 |
| Tabell 7: Beregnet slamproduksjon i Troms og Finnmark. Eksisterende og fremtidige slammengder. 38 | |
| Tabell 8: FCR _{bio} og eFCR for Troms og Finnmark, i perioden januar 2023 tom. februar 2024. | 42 |
| Tabell 9: Innhold av protein-, fett- og karbohydrater i oppdrettsslam..... | 47 |
| Tabell 10: Målt biogass- og metanutbytte i slam fra avløpsrens- og settefiskanlegg. | 49 |
| Tabell 11: Eksempel, utviklinga til biogassutbyttet under en batch-test..... | 50 |
| Tabell 12: Eksempel, utviklinga til metanutbyttet under en batch-test. | 50 |
| Tabell 13: Totale slammengder i Troms og Finnmark, angitt i tonn TS/år og kg TS/år. | 51 |
| Tabell 14: Biogass- og metanutbyttet for proteiner og fett. | 53 |
| Tabell 15: Beregningsresultater – antall personer som kan få dekket sitt årsforbruk av energi. | 56 |
| Tabell 16: Oversikt over teoretiske dieselmengder i fiske- og avløpsslam. | 57 |
| Tabell 17: Oversikt over teoretisk energidekking i settefisknæringa. Oppdrettsslam er energikilde..... | 59 |
| Tabell 18: Teoretisk energidekking i oppdrettsnæringa. Oppdrettsslam er energikilde..... | 59 |
| Tabell 19: Fremtidig slamproduksjon i avløpsrensaneanlegg \geq 1000 pe. | 61 |
| Tabell 20: Oversikt, beregningsresultater for teoretisk biogass- og energiutbytte i oppdrettsslam. | 62 |
| Tabell 21: Beregning av teoretisk biogassutbytte for settefiskslam ved bruk av metode 1. | 63 |
| Tabell 22: Energidekking i sette- og oppdrettsnæringa, basert på korr. energiuttak fra oppdrettsslam | 67 |
| Tabell 23: Oversikt over økte slammengder, som følge av innføring av sekundærrensing. | 68 |
| Tabell 24: Energiinnhold i avløpsslam, korrigerert av hensyn til energiutbyttet i sekundærslam..... | 69 |
| Tabell 25: Teoretiske dieselmengder i avløpsslam, korrigerert for energiutbyttet i sekundærslam. | 69 |
| Tabell 26: Oversikt over beregnede biogassutbytter og energipotensialer, og antall årsforbruk..... | 72 |

Sammendrag

Slam er restproduktet ved rensing av avløpsvann og i produksjon av oppdretts- og settefisk, og lar seg fjerne fra vannet gjennom sedimentering, flotasjon og/eller filtrering. I kraft av sitt rike innhold av organisk materiale og næringsstoffer, er slam samtidig en verdifull ressurs. Avhengig av dets råstoffsammensetning, kan slammet blant annet benyttes i produksjon av biogass, og følgelig inngå som et vesenselement i biologisk sirkulærøkonomi. En befolkning i vekst fører til større mengder avfall, økt energiforbruk og økte utslipp av klimagasser, hvilket aktualiserer behovet for å ibrukta fornybare energikilder, fremfor fossile energibærere. Samtidig opplever oppdrettsnæringa stor vekst, uten at det stilles strenge krav til oppsamling og behandling av restproduktene. Dette står i kontrast til avløpssektoren, som, gjennom den pågående revisjonen av EUs avløpsdirektiv, ventes å bli fratatt muligheten til å stille lempeligere renskrav, for utslipp av avløpsvann til sjøområder der faren for eutrofi er lav.

Denne oppgaven tar for seg en sammenlikning av energipotensialet i avløps- og fiskeslam (oppdrett og settefisk) i Troms og Finnmark, basert på analyser og beregninger av slammets råstoffsammensetning. Slamprøvene, hentet fra et utvalg kommunale avløpsrenseanlegg og settefiskanlegg i Troms og Finnmark, ble analysert av Schaumann BioEnergy Consult, i regi av forprosjektet til Rå Biopark. Gjennom produksjon av flytende biodrivstoff (LBM) og bio-CO₂, målsetter prosjektet «Rå Biopark» å fremme bærekraftig avfallshåndtering i Nord-Norge. Biogassanlegget er estimert en årlig produksjonskapasitet på om lag 60 [GWh] biogass, og er dimensjonert for et mottak av inntil 75 000 tonn organisk avfall årlig. Samlet er avløps- og septikslam, samt fiskeslam og biprodukter fra havbruks- og oppdrettsnæringa, planlagt å utgjøre 40 000 tonn av anleggets totale produksjonskapasitet.

Til forskjell fra utbytteberegningene for avløps- og settefiskslam, hvilket baserte seg på reelle måledata, måtte slammengdeberegninga i sjøbasert oppdrett fundamenteres teoretisk, i fravær av tilgang på faktiske analysetall. Store differanser i beregnet biogass-/metanutbytte for oppdrettsslam (metode 1, 2, 3), gjorde det imidlertid vanskelig å fastslå en nøyaktig verdi for oppdrettsslammet. I forsøk på å ivareta alle tre aspekter; reell nedbrytningskinetikk og biogassakkumulering i fiskeslam (metode 3), det marine fiskeslammets sammensetning (metode 1), og erfaringsbaserte energimengder fra litteraturen (metode 2), ble det derfor utledet en korrigeret verdi for oppdrettsslammets biogass- og energiutbytte. Også avløpsslammets beregningsresultater ble korrigeret, gitt forventningen om et noe lavere energiinnhold i sekundærslam, sammenliknet med primærslam.

Største energipotensiale tilskrives oppdrettsnæringa (1 003 949,601 [GJ/år]), hvilket skyldes at oppdrettsnæringa rommer den største slammengden (160 888 [tonn TS]). Teoretisk biogassutbyttekoeffisient (Y_i) er 263,226 [Nm³/tonn (TS)] for oppdrettsslam, tilsvarende 79,64 % av gjennomsnittlig utbyttekoeffisient for settefiskslam (330,5 [Nm³/tonn (TS)]), og 38,74 % av gjennomsnittlig utbyttekoeffisient for avløpsslam (609,8 [Nm³/tonn (TS)]). Nest største energipotensiale sees for avløpsslam (inkl. teoretisk bidrag fra urensset utslipp), tilsvarende 8,78 % av potensialet til oppdrettsslammet. Nedskalert til energiutbytte pr. tonn slam produsert, vil imidlertid avløpsslam gis det

største utbyttet (10,663 [GJ/tonn TS]), etterfulgt av settefiskslam (7,835 [GJ/tonn TS]). Oppdrettslam har et utbytte på 6,240 [GJ/tonn TS].

Oppgaven inkluderer et samtidig mål om å avdekke hvilke energimengder som går til spille, dersom slamressursene i oppdrettsnæringa ikke utnyttes. Et energitap på 1 003 949,601 [GJ/år] representerer:

- Det årlige energibehovet til totalt 23 894 personer, tilsvarende 9,86 % av Troms og Finnmarks befolkning.
- 27 887 488,917 liter diesel, forutsatt null energitap i omgjøringsprosessen fra gassform til flytende biometan (LBM). Dette tilsvarer 5,93 ganger mer drivstoff enn det som er planlagt produsert i biogassanlegget i Skibotn, og tilsvarer en dekningsrate på 72,06 % av det årlige drivstoffbehovet i regionens dieselbilpark (personbil).
- Opptil 14,36 ganger energibehovet til regionens settefiskanlegg.
- 3,87 ganger energibehovet til regionens matfiskanlegg.

Innføring av totrinnsrensing ble videre vist å øke produksjonen av avløpsslam med 62,64 % (inkl. teoretisk bidrag fra urensset utslipp) og 80,16 % (ekskl. teoretisk bidrag fra urensset utslipp). Korrigert for et forventet lavere energiinnhold i sekundærbehandlet slam, ble prosentandelene nedjustert til henholdsvis 30,12 % og 41,12 %. Tilsvarende prosentandeler sees for slammets energiinnhold. Oppgaven konkluderer derfor med at også avløpsslammets totale energipotensiale øker, til tross for et lavere energiinnhold i sekundærslam. Økningen tilskrives en økt slamproduksjonsmengde, som følge av innføring av totrinnsrensing.

Abstract

Sludge is a by-product of wastewater treatment and in the production of aquaculture and juvenile fish, and can be removed from water through sedimentation, flotation, and/or filtration. Due to its rich content of organic material and nutrients, sludge is also a valuable resource. Depending on its raw material composition, sludge can be used in biogas production, and thus become an essential element in the biological circular economy. A growing population leads to larger amounts of waste, increased energy consumption, and higher emissions of greenhouse gases, highlighting the need for renewable energy sources over fossil fuels. At the same time, the aquaculture industry is experiencing significant growth without stringent requirements for the collection and treatment of by-products. This contrasts with the wastewater sector, which, through the ongoing revision of the EU's Urban Wastewater Treatment Directive, is expected to face stricter treatment requirements for wastewater discharges to marine areas with low risk of eutrophication.

This thesis compares the energy potential of wastewater sludge and fish sludge (from aquaculture and juvenile fish production) in Troms and Finnmark, based on analyses and calculations of the sludge's raw material composition. Sludge samples, collected from a selection of municipal wastewater treatment plants and juvenile fish facilities in Troms and Finnmark, were analysed by Schaumann BioEnergy Consult as part of the preliminary project for Rå Biopark. Through the production of liquid biofuel (LBM) and bio-CO₂, the "Rå Biopark" project aims to promote sustainable waste management in Northern Norway. The biogas plant is estimated to have an annual production capacity of approximately 60 [GWh] of biogas and is designed to receive up to 75,000 tons of organic waste annually. Combined, wastewater and septic sludge, along with fish sludge and by-products from the aquaculture industry, are planned to constitute 40,000 tons of the plant's total production capacity.

Unlike the yield calculations for wastewater and juvenile fish sludge, which were based on actual measurement data, the sludge amount calculations in marine aquaculture had to be theoretically based due to the absence of actual analysis data. Significant discrepancies in the calculated biogas/methane yield for aquaculture sludge (methods 1, 2, 3) made it difficult to determine an exact value for the aquaculture sludge. To accommodate all three aspects—actual degradation kinetics and biogas accumulation in fish sludge (method 3), the composition of marine fish sludge (method 1), and experience-based energy amounts from the literature (method 2)—a corrected value for the biogas and energy yield of aquaculture sludge was derived. The calculation results for wastewater sludge were also corrected, given the expectation of a somewhat lower energy content in secondary sludge compared to primary sludge.

The largest energy potential is attributed to the aquaculture industry (1,003,949.601 [GJ/year]), due to the industry's large sludge quantity (160,888 [tons TS]). The theoretical biogas yield coefficient (Y_i) is 263.226 [Nm³/ton (TS)] for aquaculture sludge, corresponding to 79.64% of the average yield coefficient for juvenile fish sludge (330.5 [Nm³/ton (TS)]), and 38.74% of the average yield coefficient for wastewater sludge (609.8 [Nm³/ton (TS)]). The second largest energy potential is observed for

wastewater sludge (including the theoretical contribution from untreated discharge), corresponding to 8.78% of the potential of aquaculture sludge. When scaled down to energy yield per ton of produced sludge, wastewater sludge yields the highest output (10.663 [GJ/ton TS]), followed by juvenile fish sludge (7.835 [GJ/ton TS]). Aquaculture sludge has a yield of 6.240 [GJ/ton TS].

The thesis also aims to reveal the amounts of energy wasted if sludge resources in the aquaculture industry are not utilized. An energy loss of 1,003,949.601 [GJ/year] represents:

- The annual energy demand of a total of 23,894 people, equivalent to 9.86% of the population of Troms and Finnmark.
- 27,887,488.917 litres of diesel, assuming no energy loss in the conversion process from gas to liquid biomethane (LBM). This is 5.93 times more fuel than what is planned to be produced at the biogas plant in Skibotn and corresponds to a coverage rate of 72.06% of the annual fuel demand of the region's diesel car fleet (passenger cars).
- Up to 14.36 times the energy demand of the region's juvenile fish facilities.
- 3.87 times the energy demand of the region's food fish facilities.

The introduction of two-stage treatment was also shown to increase sludge production by 62.64% (including the theoretical contribution from untreated discharge) and 80.16% (excluding the theoretical contribution from untreated discharge). Adjusted for the expected lower energy content in secondary-treated sludge, the percentages were revised down to 30.12% and 41.12%, respectively. Similar percentages are observed for the energy content of the sludge. The thesis concludes that the total energy potential of wastewater sludge also increases, despite the lower energy content in secondary sludge. The increase is attributed to a higher sludge production volume as a result of the introduction of two-stage treatment.

1 Introduksjon

1.1 utfordringer knyttet til bevaring av marine økosystemer

Å bevare helsen og funksjonaliteten til marine økosystemer er avgjørende, for å imøtegå utfordringer knyttet til klimaendringer, tap av biodiversitet og global matsikkerhet (FAO, 2022; Puharinen, 2023). Havet, som dekker omtrent 70 % av jordoverflaten (Miljødirektoratet, 2019), er verdens største økosystem (Klima- og miljødepartementet, 2022), og spiller en viktig rolle i de vitale syklusene av energi, vann og karbondioksid på jorda (Miljødirektoratet, 2019). Akvatiske økosystemer representerer videre et svært rikt arts- og habitatsmangfold. Planktonalgene danner grunnlaget for nesten all organisk produksjon i vann, og står for omkring halvparten av global primærproduksjon (NPP) (Field et al., 1998). Gjennom sitt bidrag som transportåre, matfat og rekreasjonsarena, fungerer havområdene også som en viktig bidragsyter til menneskelig velferd og økonomisk utvikling. Videre, i tillegg til å produsere halvparten av oksygenet som behøves på jorda (Grégoire et al., 2023), bidrar komplekse interaksjoner mellom marine biologiske prosesser, gassutvekslinger mellom hav og atmosfære, sirkulasjoner i havmassene, samt uorganiske karbonkjemiske prosesser, til absorpsjon av karbondioksid (Plattner et al., 2001); om lag 25 % av antropogene CO₂-utslipp opptas av havet (IPCC, 2013). Høy varmekapasitet sørger samtidig for at 90 % av den utslippsgenererte overskuddsvarmen fanges opp i vannmassene (Trenberth, 2020).

Menneskelige aktiviteter, herunder overutnyttelse av marine ressurser, nedbrytning av sjøbunnen, plastforurensinger og kjemisk forurensning, samt overdreven tilførsel av næringsstoffer, utøver imidlertid et betydelig press på det marine miljøet (European Environment Agency, 2019), og bekoster følgelig flere av de klima- og biodiversitetsfordelene som havområdene representerer (UNEP, 2006). Videre avdekker FNs bærekraftsmålrapport for 2023 store svakheter i vår foreløpige oppnåelse av bærekraftsmålene, hvorpå mer enn halvparten av målene viser svak og utilstrekkelig fremgang, mens 30 prosent har enten stagnert eller reversert (United Nations, 2023). De pågående klimaendringene forstyrrer de marine økosystemene, gjennom endringer i vanntemperatur, forsurening og stigende havnivå (IPCC, 2018; WMO, 2023). Dette reduserer havets evne til å oppta CO₂ (Plattner et al., 2001).

FNs prognoser anslår videre at verdens befolkning vil øke til om lag 9,7 milliarder innen 2050, fra dagens 7,6 milliarder (United Nations, 2022). Flere munner å mette, kombinert med en økende urbaniseringstakt (United Nations, 2019), genererer en økt produksjon av kommunalt avløpsvann og -slam; henholdsvis 24 % innen 2030, og 51 % innen 2050 (Qadir et al., 2020), basert på en årlig produksjonsrate på 380 milliarder kubikkmeter (ibid.). Samtidig peker Høynivåpanelet for en bærekraftig havøkonomi (Havpanelet), FNs mat- og landbruksorganisasjon (FAO) og OECD på havbruk som en nøkkelkomponent, i overgangen til et bærekraftig globalt matsystem; sjømat har potensiale til å kunne dekke mer enn to tredjedeler av det globale behovet for animalsk protein (Fiskeri- og havbruksdepartementet, 2021). Men, med akvakultur følger et svært komplekst risikobilde, med utfordringer knyttet til både utslipp og dyrevelferd (E. S. Grefsrud (Ed.) et al., 2021). Fôrrester, ekskrementer fra fisken, kobber fra impregnerte nøter, og andre kjemikalier og fremmedstoffer (inkludert legemidler) påvirker det marine miljøet (Miljødirektoratet, 2017). Havpanelet har derfor målsatt å implementere retningslinjer og

styringsrammer for akvakulturnæringen, som en del av strategien for en bærekraftig havøkonomi, i samsvar med målene i 2030-agendaen for bærekraftig utvikling (Havpanelet, 2022).

1.2 Bakgrunn for valg av oppgave

Effektiv håndtering av avløpsvann er avgjørende, for å opprettholde god vannkvalitet i marine miljøer, samt ivareta drikkevannssikkerheten. Mangelfull oppsamling og behandling av avløpsvann vil over tid kunne forårsake utilsiktede konsekvenser som kjemiske forurensninger til miljøet, gjødsling av vannforekomster og eutrofiering, økning av opportunistiske dyre- og plantearter, samt spredning av biologiske smittestoffer. EUs avløpsvannsdirektiv er under revisjon, og foreslår å frata muligheten til å kunne basere valg av avløpsrensning på rådende resipientforhold. Dette har imidlertid blitt møtt med lite gehør hos den nasjonale interesseorganisasjonen for vannbransjen (Norsk Vann) og store deler av kommune-Norge. En sammenligning mellom menneskeskapte utslipp av fosfor og nitrogen fra akvakultur og kommunale avløpsrensingsanlegg i vannregion Troms (1990 – 2021), viser samtidig at utslippet fra akvakultur utgjør henholdsvis 91 % og 70 % av totalt næringsstoffutslipp. Tilsvarende tall for kommunalt avløp er 4,6 % fosfor og 5,2 % nitrogen (Miljødirektoratet, 2022). Det fremgår videre av et masterstudium fra 2021, at en produksjon av én million settefisk vil produsere like mye slam som 1000-2000 pe. (personekvivalenter), målt i suspendert stoff (SS) (Gullesen, 2021). En årlig smoltproduksjon på 340 millioner vil videre tilsvare en slammengde fra 500 000 - 1 000 000 pe., avhengig av SS-konsentrasjon og rensningsmetode (ibid.). Likevel er det kun landbaserte oppdrettere som pålegges å samle opp slammet, før avløpsvannet slippes ut i sjøen.

Slam er restproduktet ved rensing av avløpsvann og i produksjon av oppdretts- og settefisk, og lar seg fjerne fra vannet gjennom sedimentering, flotasjon og/eller filtrering. Etter separering fra avløps-/ sjøvann, og i forkant av stabilisering/hygienisering, benyttes termen «råslam». Slam kan videre inneholde store vannmengder (normalt 97 – 99 % (Storhaug, 2011), kategorisk inndelt etter vannets fjerningspotensiale: (1) fritt vann (ubundet, fjernes ved sedimentering), (2) interstitielt vann (innkapslet og/eller oppholdt av kapillære krefter), (3) overflatefuktighet (fastholdt av adsorpsjon og adhesjon), og (4) intracellulært og kjemisk bundet vann. Type (1) og dels (2) og (3) lar seg fjerne gjennom mekanisk avvanning (Wu et al., 2020).

I kraft av sitt rike innhold av organisk materiale og næringsstoffer, er slam samtidig en verdifull ressurs. Avhengig av dets råstoff sammensetning, kan slammet blant annet benyttes i produksjon av biogass, og følgelig inngå som et vesenselement i biologisk sirkulærøkonomi (Gherghel et al., 2019; Kiselev et al., 2019). En befolkning i vekst fører til større mengder avfall, økt energiforbruk og økte utslipp av klimagasser, hvilket aktualiserer behovet for å ibrukta fornybare energikilder, fremfor fossile energibærere. Med «The Green Deal» som sentralt rammeverk, målsetter 2023-revisjonen av EUs direktiv for fornybar energi, at minimum 42,5 % av EUs energibruk skal være fornybar (European Parliament & Council of the European Union, 2023). Bruk av biogass bidrar til å oppfylle 12 av 17 bærekraftsmål (Obaideen et al., 2022), og kan - dersom brukt i eksisterende gasslinjer - redusere Europas klimagassutslipp, samt bidra til årlige besparinger på inntil 138 millioner euro i 2050 (Melle et

al., 2018). Videre, i tråd med overordnede bærekraftsvisjoner, og med den hensikt å redusere EUs avhengighet av russiskimportert naturgass, målsetter EU å produsere 35 bcm (342 TWh) bærekraftig biometan innen 2030, i sin handlingsplan «REPowerEU» (Europakommisjonen, 2022d). Også i «Nasjonal strategi for ein grøn, sirkulær økonomi» vektet biogass som et klimavennlig alternativ: «(...) biogass og biokol kan erstatte fossile alternativ og på den måten bidra til reduserte klimagassutslepp» (Klima- og miljødepartementet, 2021).

1.3 Oppgavetekst og problemstilling

Denne oppgaven tar for seg en sammenlikning av energipotensialet i ulike slamkilder, basert på analyser og beregninger av slammets råstoffsammensetning. Den pågående revisjonen av EUs avløpsdirektiv engasjerer utover avløpssektorens rammer, og har for alvor satt søkelys på ivaretagelse av marine økosystemer. Samtidig opplever oppdrettsnæringa stor vekst, uten at det stilles strenge krav til oppsamling og behandling av restproduktene. Biogass er videre vektet som en vesenskilde til klimavennlig energi, og Rå Bioparks etablering i Skibotn retter fokus mot bruk av slam som kilde til energi i Nord-Norge. Målsettinga med oppgaven blir dermed å undersøke hvilke slamkilder som er mest anvendbar i biogassammenheng, samt å undersøke hvorvidt implementering av sekundærrensing på kommunale avløpsrensaneanlegg vil kunne påvirke avløpsslammets energipotensiale. Tross tilgang på store slamkvantum, er mengden fiskeslam og biprodukter fra havbruk- og oppdrettsnæring til biogassanlegget i Skibotn beregnet til kun å utgjøre 20 000 tonn/år, primært innhentet fra landbaserte settefiskanlegg. Mengden avløpsslam til anlegget er også satt til 20 000 tonn/år. Følgelig vil oppgaven også kunne avdekke hvilke energimengder som går til spille, dersom slamressursene i oppdrettsnæringa ikke utnyttes.

1.3.1 Problemstilling

- Hvilke slamkilder (kommunalt avløpsvann og slam fra oppdretts-/settefisknæringa) sees å gi størst energiutbytte i Troms og Finnmark, basert på slammets sammensetning og kvantitet?
- Vil implementering av sekundærrensing på kommunale avløpsrensaneanlegg påvirke avløpsslammets totale energipotensiale?

1.3.2 Oppgaveavgrensing

Oppgaven avgrenses til å inkludere slamprøveanalyser fra et utvalg kommunale avløpsrensaneanlegg og settefiskanlegg i Troms og Finnmark. Slamprøvene er videre analysert av Schaumann BioEnergy Consult, i regi av forprosjektet til Rå Biopark. Forprosjektet inkluderte ingen analyser av slam fra sjøbasert oppdrett. Biogasspotensialet til regionens oppdrettsslam (sjø) vil følgelig anslås, basert på egne beregninger og verdier gitt av litteraturen. I tillegg til å presentere analyseresultater og beregnet slamproduksjon i hver av sektorene, vil oppgaven også inkludere generell teori om biogass og slam, samt ta for seg relevante juridiske føringer og begrensninger vedrørende bruk av avløps- og oppdrettsslam i biogassammenheng. Dette inkluderer også utfordringer knyttet til disponering og bruk av biorest, på generell basis. Beskrivelse av tekniske løsninger for oppsamling av slam fra åpne oppdrettsmerder i sjø inkluderes ei. Pyrolysebasert etterbehandling av bioresten er heller ikke medtatt, i nevneverdig grad.

1.4 Rå Biopark

Rå Biopark ble etablert i april 2022, som et resultat av lang tids innsats fra en samlet avfallsbransje i Nord-Norge, for å forbedre behandlingen av biologisk nedbrytbart avfall i regionen. Etableringen ble gjort i tråd med Statsforvalternes felles strategiarbeid - *Grønn varme i nord*, publisert 18.01.22. Med grunnlag i gjeldende politiske føringer, konkluderte strategiarbeidet med at mulighetene for økt «(...) produksjon og bruk av biogass i Nord-Norge (er gode), der råstoffprodusenter og energibrukere er samlokalisert» (Molvig et al., 2022). Prosjektet «Rå Biopark» målsetter å fremme bærekraftig avfallshåndtering, gjennom produksjon av flytende biodrivstoff (flytende biometan (LBM)) og bio-CO₂, samt ved å implementere teknologi for effektiv behandling av biorest, som beskrevet i Ford (2023). Tilpasset regionens rådende demografiske og geografiske forhold, fremlegger prosjektet et samtidig mål om å tilrettelegge for regionale synergieffekter, i kraft av anleggets rolle som et sirkulærøkonomisk knutepunkt (ibid). Sentrale føringer for prosjektsatsinga er EUs mål om gjenvinning av 65 % av innsamlet husholdningsavfall og husholdningslignende næringsavfall innen 2035 (Europaparlamentet og Rådet for den europeiske union, 2024a), samt nye nasjonale krav til kildesortering og materialgjenvinning, gitt av forskrift 07.06.2022 nr. 971 om endring i avfallsforskriften (utsortering og materialgjenvinning av bioavfall og plastavfall).

Rå Biopark er estimert en årlig produksjonskapasitet på om lag 60 GWh biogass. Følgelig kan anlegget erstatte over 4,7 millioner liter diesel, tilsvarende et årlig utslippskutt på nesten 12 700 tonn CO₂ (Norconsult, 2023). Rå Biopark er videre eid av seks ulike avfallsselskaper, inkludert Remiks Miljøpark AS og Avfallsservice, som sammen eier komposterings- og deponianlegget Origo Skibotn AS. Biogassanlegget er tenkt plassert på tomte til eksisterende komposterings- og deponianlegg, og er planlagt driftsklart medio 2026, som angitt i anleggets utslippssøknad. Utslippssøknaden inkluderer en samtidig forespørsel om utslipp til grunnen av ca. 58 000 m³ rensert rejektivann per år, samt en lovnad om reduserte luktutslipp, sammenliknet med eksisterende avfallsanlegg. Biogassanlegget er dimensjonert for mottak av inntil 75 000 tonn organisk avfall årlig (ca. 20 % tørrstoff (TS)) fra totalt 41 kommuner, hvorav 27 står på eiersiden, se tabell 1. Dimensjoneringa inkluderer også en medregnet bufferkapasitet. Havbruksnæringen trekkes her frem som en særlig aktuell kilde til økt næringsavfall (Norconsult, 2023).

Tabell 1: Oversikt over type substrat (avfall) og fraksjonsstørrelse (Norconsult, 2023).

| Type substrat (avfall) | Mengde / fraksjonsstørrelse [tonn/år] |
|---|---------------------------------------|
| Matavfall | 30 000 |
| Avløps- og septikslam | 20 000 (18 000 + 2000) |
| Fiskeslam og biprodukter fra havbruk- og oppdrettsnæring | 20 000 |
| Organisk avfall fra næringsmiddelindustri (glyserin, bryggeriavfall, slakteavfall, destruert matavfall, etc.) | 10 000 |
| Hus- og produksjonsdyrgjødsel | 5 000 |
| Total avfallsmengde: | 75 000 |

Biogassanlegget har to mottakslinjer; én tilrettelagt for emballerte råvarer, og én dedikert for avløpsslam. Avløpsslam behandles separat, av hensyn til bruksmessige begrensinger gitt av gjødselvareforskriften, se pkt. 2.1.4. Innkommende avfall renses for ikke-organisk materiale og grovere bestanddeler, før substratet tilsettes rejektivann (avvannes) og ledes inn i råtnetankene. Avfall klassifisert innunder kategori 2, som definert i animaliebiproduktforskriften (se pkt. 2.1.4), forbehandles, før det integreres med øvrig avfall. Forbehandlinga inkluderer oppvarming til 85° C i minst 20 minutter. Videre utråtningstemperatur er foreløpig uavklart (38-40 °C (mesofil) eller 48-55 °C (termofil)) (Ford, 2023; Norconsult, 2023). Deretter pasteuriseres substratet ved 70 °C i minimum én time. Biorest fra slam går til forbrenning (1 MW nominell tilført effekt) og øvrig biorest går til tørking, for volum- og vektreduksjon. Etter avvanning føres rejektivannet til et felles inndampingsanlegg, hvori vannet hygieniseres (temperatur > 100 °C). Prosessen danner et konsentrat og et kondensat, derav førstnevnte - rikt på nitrogen, fosfor og kalium - kan tørkes til et TS-innhold over 80 %. Biogass ledes fra topp råtnetank til et gasslager, etter å ha gjennomgått kondensfjerning og filtrering. Herfra ledes gassen til energisentralen, via et oppgraderingsanlegg for prosessering til flytende biodrivstoff (LBG). Ved driftsstopp kan gassen omdirigeres til en fakkell for sikker forbrenning.

1.5 Direktivet om rensing av kommunalt avløpsvann fra større tettbebyggelser

1.5.1 Eksisterende avløpsdirektiv

Eksisterende avløpsdirektiv regulerer utslipp av kommunalt avløpsvann fra tettbebyggelser, med det formål å «(...) beskytte miljøet mot uheldige effekter av avløpsvannsutslipp fra urbane kilder og spesifikke næringer» (Europakommisjonen, 2022c). I dette ligger et iboende hovedfokus innrettet mot å redusere utslipp av organisk materiale og næringssalter, som kan føre til eutrofi (overgjødning) i resipienter. Direktivet er implementert i norsk lovgivning gjennom Forurensningsforskriften, og fremlegger minimumskrav for avløpsrensing i to trinn (sekundærrensing), for tettsteder med over 2000 pe. Dersom miljøundersøkelser i resipienten bekrefter gode resipientforhold, kan Statsforvalteren - i henhold til Forurensningsforskriften § 14-8, og i medhold av kriteriene for unntak i EUs avløpsdirektiv art. 6.2 - fastsette mindre omfattende rensing enn sekundærrensing, for kommunalt avløpsvann fra tettbebyggelse med samlet utslipp mellom 10.000 pe. og 150.000 pe. til sjø ("Forurensningsforskriften," 2004; Rådet for Den europeiske union, 1991). Dersom det samlede kommunale utslippet er mindre enn 10.000 pe. til sjø, foreligger kun krav om primærrensing, jf. Forurensningsforskriften kapittel 13.

1.5.2 Evaluering av avløpsdirektivets effektivitet i Europa

Implementeringen av rådsdirektiv 91/271/EF av 21. mai 1991 om rensing av avløpsvann fra byområder (avløpsdirektiv) har resultert i en markant nedgang i forurensning fra Europas kommunale avløp, ifølge rapporten "Water Quality in Europe: Effects of the Urban Wastewater Treatment Directive" (Pistocchi et al., 2019). Også Europakommisjonen (2019) konkluderer tilsvarende basert på konkrete reduksjonstall, i perioden fra direktivets ikrafttredelse og frem til 2014; biokjemisk oksygenbehov (BOD) (- 61 %), nitrogen (N) (- 32 %), og fosfor (P) (- 44 %), Implementeringsnivået er videre høyt, med henholdsvis 98 % og 92 % av EUs avløpsvann oppsamlet og behandlet, i samsvar med gitte krav (Europakommisjonen, 2022a). Dermed sikres opptil 97 % av Europas befolkning tilgang på trygge tjenester for avløpsvanns-

behandling (Soares, 2020). Kommisjonens evaluering, heretter titulert «2019-evalueringa» slår videre fast at fordelene omkring direktivet overgår dets utgifter, estimert til henholdsvis 27,6 milliarder euro og 18 milliarder euro årlig, ved nåværende implementeringsnivå (Europakommisjonen, 2019).

Basert på kvantifiserte reduksjoner av næringsstoffer og organisk materiale - før, under og etter direktivets ikrafttredelse -, slår Pistocchi et al. (2019) imidlertid fast at direktivet har hatt en noe mindre effekt for innlandsresipienter (innsjøer, elver, etc.), sammenliknet med kyststrøk. Dette skyldes bidrag fra andre forurensningskilder (avrenning fra landbruk og husdyrhold, etc.), som ikke feller innunder direktivets virkeområde. Fiske- og oppdrettsindustriens påvirkning blir ikke nevnt i rapporten. Samtidig utroper 2019-evalueringa utilstrekkelig implementering av direktivet, og/eller fravær av spesifikke krav i direktivteksten, som hovedårsaker til de gjenværende forurensningene fra avløpsvann. Desentrale avløpsrensaneanlegg og mindre agglomereringer, samt ekstremvær og mikroforurensinger, trekkes her frem som særlig relevante faktorer (Europakommisjonen, 2022a, 2022b; Pistocchi et al., 2019; Sadia et al., 2022; Vercauteren et al., 2023; Åystö et al., 2023).

1.5.3 Revisjon av avløpsdirektivet

26. oktober 2022 la EU-kommisjonen frem forslag til revidert avløpsdirektiv. Forslaget utvider sitt formål til også å inkludere beskyttelse av «(...) mennesker og økosystemer fra de gjenværende kildene til utilstrekkelig rensed avløpsvann, og å gi et forutsigbart rammeverk, bedre gjennomsliktighet og styring av avløpssektoren», jf. Regjeringens foreløpige posisjonsnotat vedrørende revisjonen. Direktivforslaget målsetter samtidig å bidra til å «oppnå klimanøytralitet i 2050, nullforurensning i 2050, overgang til sirkulær økonomi og gjenoppretting av biologisk mangfold, samt støtte arbeidet med bedre folkehelse og FNs bærekraftsmål 6» (Klima- og miljødepartementet, 2023). Dette inkluderer pålegg om nye rensekra, designet for å redusere utslippene av mikroforurensning (bakterier/virus, mikroplast, legemiddelrester, tungmetaller, etc.). Innskjærpede rensekra vil samtidig generere økt slamproduksjon (Paulsrud et al., 2023).

Det er videre foreslått å utvide virkeområdet til direktivet, slik at også tettbebyggelser fra 1000 til 10 000 pe. med utslipp til sjø, samt tettsteder ≥ 1000 pe. med utslipp til ferskvann, pålegges krav om sekundærrensing. Rådet for den europeiske union og Europaparlamentet foreslår tilsvarende, i sitt foreløpige fellesforslag til revisjonen, datert 01.03.24 (Europaparlamentet og Rådet for den europeiske union, 2024b). Sistnevnte forslag åpner imidlertid opp for en forlenget gjennomføringsfrist (20 år etter at direktivet trer i kraft), for tettbebyggelser mellom 1000 – 2000 pe., forutsatt en årsmiddeltemperatur på under 6 °C, og at utslippet ikke vil skadelide miljø og folkehelse. I denne perioden vil disse tettstedene bli underlagt formildende rensekra (BOD₅-reduksjon på 40 [%]). Kravene er imidlertid strengere enn dagens primærrensekra, satt til 20 % BOD₅-reduksjon, jf. § 14-2 bokstav a i Forurensingsforskriften. Sekundærrensekraet er mengdereduksjon (BOD₅) på minimum 70 %, eller at utslippkonsentrasjonen ikke overstiger 25 [mg O₂/l], jf. Forurensingsforskriften § 14-2 bokstav b.

Endringsforslaget er fremholdt, på bakgrunn av at «små tettsteder utøver et betydelig press på 11 % av unionens overflatevannforekomster», som beskrevet i EEA-rapport nr. 7/2018 (EEA, 2018). Følgelig fjernes muligheten for å stille lempeligere renskrav (primær-/lett-trinnsrensing), for utslipp til sjøområder der faren for eutrofi er lav («mindre følsomt område»). Tettstedsbegrepet blir samtidig redefinert, og foreslås satt til henholdsvis 10 pe. per hektar eller mer (EU-kommisjonen), eller 10 til 25 pe. per hektar (Europaparlamentet og Rådet for den europeiske union).

Direktivforslaget fremlegger et samtidig krav om energinøytralitet innen 2045, i tråd med målene i REPowerEU-planen og COM(2022)222¹. 2019-evalueringa avdekket at avløpssektoren, som utgjør 0,8 % av EUs totale energiforbruk (Europakommisjonen, 2019), har et stort potensial for både reduksjon og effektivisering av eget energiforbruk. Evalueringa trekker også frem sektorens gode muligheter for produksjon av fornybar energi, primært i form av biogass (slam), samt sol- og vindkraft (fasade/ytre areal). Førstnevnte fremmes som særlig stabil og pålitelig, da slamproduksjon er både jevn og væruavhengig. Basert på danske erfaringstall, blir biogassutvinning fra Europas avløpsslam estimert til å generere en samlet energimengde på 16.000 GW/t (Europakommisjonen, 2022a). Sektoren beløpes ei samtidig årlig nettoinnsparing på 0,439 milliarder euro, ved oppfyllelse av energinøytralitetsmålet (ibid.). Sett fra et kost-/nytteperspektiv, og i samsvar med prinsippene om subsidiaritet og proporsjonalitet, foreslås kravet om energinøytralitet implementert på nasjonalt nivå for alle rensesanlegg over 10.000 pe. (samlet), som angitt i artikkel 11 i direktivforslaget.

Endelig direktiv forventes vedtatt rundt mai 2024, og saken vil deretter behandles av EØS-komiteen, før direktivet blir gjennomført i norsk regelverk (Paulsrud et al., 2023).

1.6 Avløp og oppdrett - status i Troms og Finnmark

1.6.1 Utslipp fra avløpsanlegg i Troms og Finnmark

I henhold til Statistisk Sentralbyrås tall for 2022 (tabell 05273), var 225 072 innbyggere i Troms og Finnmark tilknyttet avløpsrensanlegg, med belastning på 50 pe. eller mer. Av disse var 186 687 tilknyttet et rensesanlegg, med mekanisk rensing som eneste rensetrinn. Avløpsvannet til 24 195 innbyggere i samme målgruppe ble direkte sluppet ut i resipienten, uten å gjennomgå noen form for rensing, tilsvarende i overkant av 27 prosentpoeng av landets direkteutslipp fra anlegg > 50 pe. (SSB, 2023b). Resterende 14 190 var tilknyttet rensesanlegg med annet type rensesprinsipp (biologisk, kjemisk, kjemisk-biologisk, eller annet). Samme år var totalt 53 160 av innbyggere tilknyttet små avløpsanlegg (< 50 pe.), hvorav utslippet til 4 579 ble sluppet ut urensset (SSB, 2023a, tabell 05272). På landsbasis feller totalt 19 376 innbyggere innunder sistnevnte kategori. I tillegg kommer utslipp fra ledningsnett, inklusive driftsoverløp i fellessystemet, nødoverløp i forbindelse med feil og driftsstans, feilkoblinger der spillvann tilføres overvannssystemet, overløp til overvannsledningen i felleskummer med åpne renner, og ved lekkasje fra ledningsnett til grunnen og videre til en resipient (Lyngstad et al., 2017).

¹ Direktivforslag. Innlemmer direktiv (EU) 2018/2001 om fremme av bruk av energi fra fornybare kilder, direktiv 2010/31/EU om bygningers energiytelse, og direktiv 2012/27/EU om energieffektivitet.

Troms og Finnmark har, pr. 31. desember 2022, totalt 230 avløpsrenseanlegg (SSB, 2023c, tabell 11641). Av disse er 216 regulert i henhold til bestemmelsene i kapittel 13 i forurensningsforskriften; utslipp av kommunalt avløpsvann fra mindre tettsteder, hvorav 152 anlegg oppfyller rensekravene. 16 renseanlegg i nevnte kategori tilfredsstiller ikke utslipps- og/eller rensekravet. De resterende anleggene kan ikke vurderes. Videre er 129 108 innbyggere tilknyttet de totalt 14 renseanleggene som er regulert innunder kapittel 14 i forurensningsforskriften, om utslipp av kommunalt avløpsvann fra større tettsteder. Av disse oppfyller 9 anlegg rensekravene. De resterende tilfredsstiller dem ei.

1.6.2 Omfang av oppdrett i Troms og Finnmark

I henhold til tall fra Fiskeridirektoratet, oppdatert per 25.01.2024, ble det gitt 114 kommersielle tillatelser for matfiskproduksjon av laks, ørret og regnbueørret i Troms fylke, foregående år. Tilsvarende tall for Finnmark fylke var 111 tillatelser (Fiskeridirektoratet, 2024a). I 2022 var antall selskaper og tillatelser i drift henholdsvis 235 og 22 stk. totalt i begge fylkene. Det var videre 80 sjølokaliteter i Finnmark, samt én stk. landlokalitet (saltvann), ved utgangen av 2023. Samme år hadde Troms 116 sjølokaliteter, samt to landlokaliteter; én ferskvannsbasert, og én basert på saltvann. Antall tillatelser for settefiskproduksjon i Finnmark var 9 stk., ved utgangen av 2023. Tilsvarende tall for Troms fylke var 13 stk. Fylkenes totale antall settefisktillatelser i drift var 16 stk., fordelt på 14 selskaper, ved utgangen av 2022. Total beholdning av yngel pr. 31. desember 2022 i Troms og Finnmark var 78 047 000 stk. Totalt 64 747 000 stk. smolt/settefisk ble produsert/solgt samme år.

Gjennomsnittlig stående biomasse (månedlig) i Finnmark fylke var 78 417 tonn laks, med en produksjon (snitt av slakteuttak) på 11 298 tonn laks, i perioden januar til februar 2024. Tilsvarende tall for Troms fylke var henholdsvis 105 375,5 og 12 715 tonn, ifølge snittberegninger basert på Fiskeridirektoratets biomassestatistikk etter fylke, innrapportert per 20.03.2024 (vedlegg 1). Periodens stående antall laks (månedlig gjennomsnitt) er 46 396 000 stk. (Finnmark) og 61 955 500 stk. (Troms). Lavere sjøtemperaturer er videre sett å forlenge produksjonstiden her, sammenliknet med sydligere produksjonsområder (Grefsrud et al., 2023; Guttormsen et al., 2012). Månedlig snittrapportert produksjonssvinn (dødelighet, utkast, rømming, annet) for oppdrettslaks er 882 500 stk. i Finnmark fylke og 1 572 500 stk. i Troms fylke, per 20.03.2024 (Fiskeridirektoratet, 2024b). Ifølge «Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2023», sees dødeligheten (rapportert døde + rapportert utkast) for de siste laksegenerasjonene (landsbasis) å ligge relativt stabilt ($\approx 15\%$), med høyest forekomst om vinteren (Grefsrud et al., 2023). Rapportert dødelighet blant alle produksjonsområder innunder Troms og Finnmark (produksjonsområde 10 tom. 13) er videre i greit samsvar med landsgjennomsnittet (ibid.). Områdenes rømmingstall er imidlertid noe varierende. Innrapportert totalt fôrforbruk i perioden januar tom. februar 2024 er 16 327 tonn (Finnmark) og 22 224 tonn (Troms). Dette gir et månedlig snittforbruk på henholdsvis 11112 (Troms) og 8163,5 (Finnmark) tonn fôr. Risiko knyttet til miljøeffekter av løste næringssalter fra fiskeoppdrett er samtidig vurdert lav, i alle aktuelle produksjonsområder, basert på utførte B- og C-undersøkelser. Det produseres ikke regnbueørret i området (Grefsrud et al., 2023).

2 Kunnskapsgrunnlag

2.1 Biogass

2.1.1 Introduksjon: Biogass

Biogass produseres av mikroorganismer under anaerob (oksygenfri) nedbrytning av organisk materiale (substrat), eksempelvis fiskeslam og- ensilasje, husholdningsavfall, døde planterester, eller ulike gjødselslag. Endelig gassammensetning avhenger av type substrat/råstoff og prosessutforming, hvorpå metan (CH_4) og karbondioksid (CO_2) utgjør hovedbestanddelene av total gassmengde; henholdsvis 50-80 % og 20-30 % (Da Costa Gomez, 2013; Fiksen et al., 2016). Biogass kan i tillegg inneholde små mengder (0-10 %) oksygen (O_2) og nitrogen (N_2), samt spormengder (ppb-ppmv-nivåer) av vanndamp (H_2O), svovelforbindelser (hydrogensulfid (H_2S), merkaptaner, etc.), silisiumforbindelser (siloksaner, silaner), ammoniakk (NH_3), halogenerte forbindelser, og andre flyktige organiske forbindelser (VOC) (Calbry-Muzyka et al., 2022; Lind et al., 2018). Anaerob nedbrytning er videre en av verdens eldste teknikker for behandling av industriavfall og stabilisering av slam (Yadvika et al., 2004).

Biogass har et bredt bruksspekter. I tillegg til å kunne brennes for direkte oppvarming (CBG), «(...) eventuelt i kombinasjon med produksjon av elektrisk strøm i gasssturbiner» (CHP-anlegg) (Hagen et al., 2011), kan biogass: (1) omformes til elektrisitet i brenselceller, (2) videreføres til gassformig drivstoff, eller (3) katalytisk konverteres til flytende drivstoff (LBG/LBM) (ibid.). LBG har størst energitetthet; omtrent 2,5 – 3 ganger høyere enn CBM (Pellegrini et al., 2018; Tybirk et al., 2018). LBG er i tillegg plassbesparende, sammenliknet med CBG; henholdsvis 600 ganger mer ved atmosfærisk trykk, og 3 ganger mer ved 200 bar trykk (Pellegrini et al., 2018). Videre, avhengig av type bruksområde, kan det være nødvendig å bearbeide gassen. Eksempelvis kan H_2S , H_2O og CO_2 medføre korrosjonsproblemer i armatur, brennere og motorer (Hagen et al., 2011). Sporer av hydrogensulfid kan videre utløse katalysatorforgiftning, ved oppgradering til flytende biodrivstoff (ibid.). For å kunne benyttes til drivstoffformål, kreves biogassen dessuten oppgradert til > 97 % biometan, etter de krav som fremgår av NS-EN 16723-2:2017 (BIR AS, 2023). Dette kommer av at metangass funksjonerer som den utnyttbare energikomponenten i biogass (Calbry-Muzyka et al., 2022; Norges bondelag, 2011).

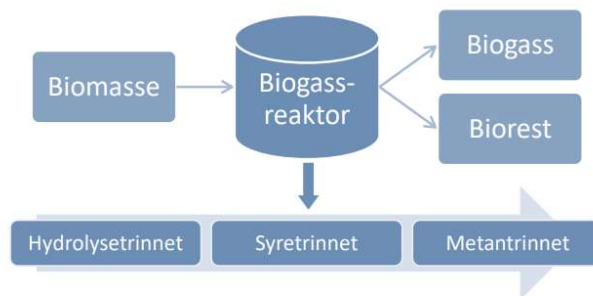
Metan er et mettet alifatisk hydrokarbon, og opptrer i gassform ved romtemperatur og atmosfæretrykk, ettersom at metan har et kokepunkt på $-161\text{ }^\circ\text{C}$ (Institutt for biovitenskap, 2011a). Metan regnes videre som den nest viktigste klimagassen, etter CO_2 , og sto for 10,1% av Norges klimagassutslipp i 2022 (Miljødirektoratet, 2023). Ifølge tall fra FN klimapanelers rapport «Climate Change 2021: The Physical Science Basis» (IPCC, 2021), er oppvarmingseffekten til metangass 27,0 – 29,8 ganger effekten av karbondioksid, sett over et 100-års perspektiv (GWP100). GWP («global potential warming») angir en gass' akkumulerte påvirkning på drivhuseffekten over et gitt tidsrom, sammenliknet med karbondioksid, dersom frigjort i ekvivalente volumer til atmosfæren. GWP-verdien baserer seg på gassens strålingsabsorberende egenskaper, og dens levetid i atmosfæren.

I tillegg til å kunne utvinnes under kontrollerte omgivelser, dannes biogass naturlig i forråtnelsesprosesser under nedbrytning av organisk avfall, se pkt. 2.1.2. Således representerer biogassutvinning nok en klimafordel, i form av reduserte klimagassutslipp og miljøskader fra organisk avfall, som ellers ville blitt deponert og/eller lagret (Miljødirektoratet, 2020). I Norge foreligger forbud mot deponering av biologisk nedbrytbart avfall, i henhold til § 9-4 i forskrift 01.06.2004 nr. 930 om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften). Avfallsforskrifta stiller også krav til oppsamling og behandling av deponigass, jf. vedlegg 1 pkt. 4. Strengere reguleringer omkring avfallsbehandling har bidratt å redusere det norske metanutslippet med om lag 27 %, i perioden 1990 og frem til 2022, ifølge tall fra SSB (SSB, 2023g, tabell 1). Avfallsdeponier tilskrives den største reduksjonen, med en nedgang på 62 % i samme tidsrom (Miljødirektoratet, 2023).

2.1.2 Beskrivelse av produksjonsprosessen; anaerob nedbrytning

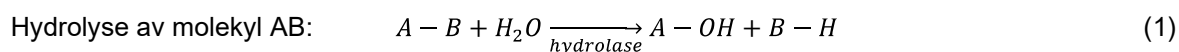
Anaerob nedbrytning er en metabolsk prosess som forløper, uten tilgang på molekylært oksygen som felles elektronakseptor. Forskjellen i redokspotensialet (ORP) mellom elektrondonor og -akseptor er derfor lav, og det frigjøres dermed langt mindre energi til vekst av biomasse i anaerobe prosesser, sammenlignet med aerobe og anoksiske prosessforløp (Institutt for biovitenskap, 2011b). Det avgis samtidig lite varme til omgivelsene (Løvaas, 2020), da brorparten av den genererte energien lagres i kovalente bindinger mellom karbon og hydrogen i metanmolekylene. Ved forbrenning (oksidasjon) frigjøres denne innkapslede bindingsenergien, som dermed kan utnyttes til ulike energiformål (Schink, 1997). Som sluttprodukt, i tillegg til energirik biogass, genererer anaerobe nedbrytningsprosesser også en organisk biomasse (biorest), se pkt. 2.1.4.

Produksjon av biogass forekommer naturlig i bunnsedimenter sjøer, innsjøer og myr-/sumpområder (sumpgass), i søppelfyllinger (deponigass), og i gjødselkjellere (gjødselgass), samt i vomma til drøvtyggere, under fermentering av fôr (Harstad, 2023; Løvaas, 2020). Biogass kan også utvinnes i konstruerte reaktorer, ved behandling av kloakkslam, husdyrgjødsel og vått, organisk avfall, etc. Nedbrytbart organisk materiale (biomasse) omsettes da til biogass og biorest i reaktoren under kontrollerte forhold (trykk, temperatur, bakteriekultur, etc.), basert på naturlig forekommende biologiske prosesser. Prosessutbytte og -varighet avhenger videre av reaktortype og prosessutforming. Omsettingsprosessen er videre sammensatt, og kan grovt deles inn i tre (fire) trinn; 1) hydrolysetrinnet, 2) et todelt syretrinn (det acidogene trinnet og acetogenesetrinnet), og (3) metantrinnet. Hvert prosesssteg styres av ulike mikroorganismetyper; hydrolytisk-fermentative (bakterier/fungi), fermentative (acidogene bakterier/fungi) og acetogene (bakterier), samt metanogene (arkebakterier (Archaea)) (Harirchi et al., 2022; Sambusiti, 2013). I tillegg til å ha sine spesifikke miljøkrav, så er de ulike mikroorganismene symbiotisk avhengig av hverandre; «den ene benytter det den andre skiller ut» (Hagen et al., 2011). En slik mutualistisk symbiose (syntrofi) kommer særlig til uttrykk mellom acetogene og metanogene organismer, i forbindelse med reguleringa av hydrogenkonsentrasjonen i prosessen (Jantsch, 2005; Morken et al., 2017).



Figur 1: Forenklet prosessbeskrivelse. Hentet fra Andersen (2020).

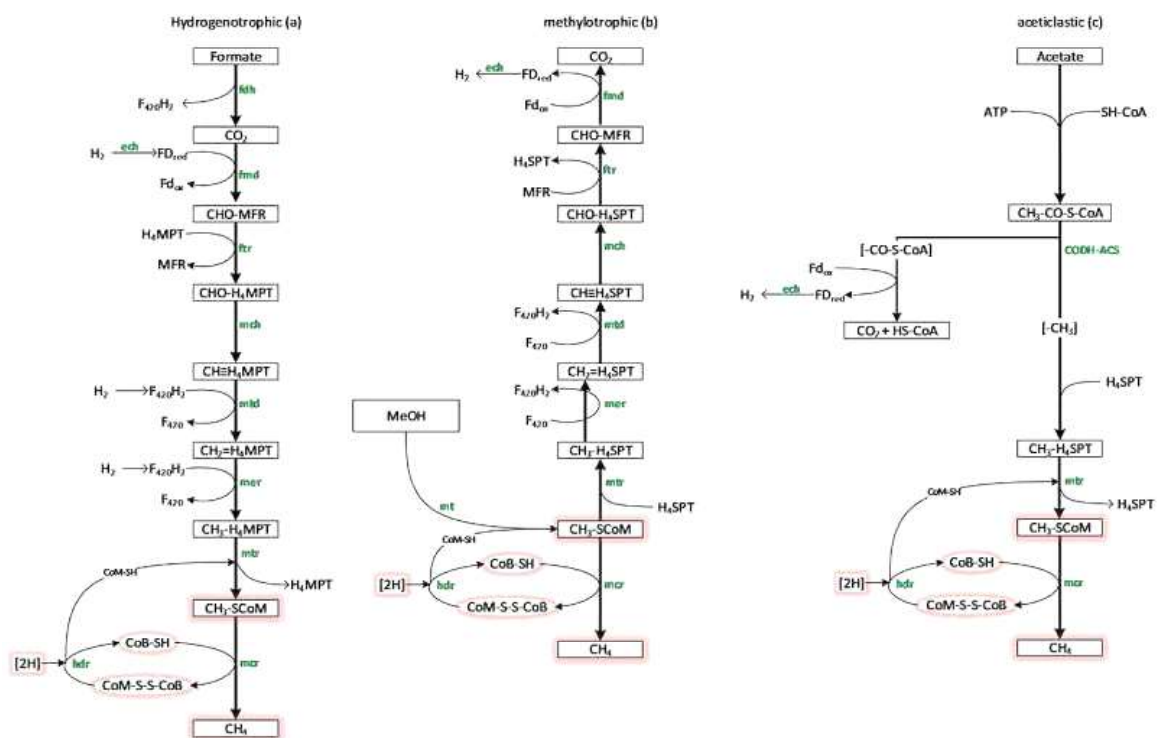
Hydrolysetrinnet innebærer nedbrytning av biomasse, fra makromolekyler til omsettbare monomerer (aminosyrer, nukleotider, fettsyrer, sukkerforbindelser, etc.). Ekstracellulære hydrolaserenzymer (proteaser, lipaser, cellulaser, hemicellulaser, amylase, etc.) spalter komplekse molekyler (proteiner, fett, polysakkarider, etc.) til enklere bestanddeler, under opptak av vann ($H^{+} + OH^{-}$) (hydrolysing) (Institutt for biovitenskap, 2011d):



For substrater i partikulær form er hydrolysen det hastighetsbegrensende prosessesteget (Jantsch, 2005).

I det acidogene trinnet konverteres monomerer til en rekke gjæringsprodukter, inklusive flyktige fettsyrer (VFA; acetat (CH_3COO), propionsyre, valeriansyre, butansyre (smørsyre), etc.), alkoholer, aldehyder, samt karbondioksid, hydrogengass (H_2), og ammoniakk (NH_3) (Hagen et al., 2011; Sambusiti, 2013). Nevnte metabolitter dannes gjennom fermentering; elektrokjemiske reduksjons- og oksidasjonsreaksjoner (redoksreaksjoner), der mikroorganismer (obligat anaerobe og fakultativt anaerobe) benytter organiske stoffer som elektronakseptor, i fravær av oksygen (Institutt for biovitenskap, 2011c). Det acidogene prosessesteget er normalt det raskeste, og organismene frigjør, relativt sett, store mengder energi som kan benyttes til videre vekst (Hofstad, 2022). Sammenlignet med aerob oksidasjon, er energiutbyttet likevel lavt (Institutt for biovitenskap, 2011c). Om lag 70% av hydrolyseproduktene omdannes her direkte til metanogene substrater (acetat, H_2 og CO_2), og kreves derfor ikke ytterligere bearbeidet av acetogene bakterier (Seadi et al., 2008). Resterende mengder VFA og alkoholer, samt enkelte aminosyrer og aromater ($\approx 30\%$) må imidlertid omdannes av acetogene mikroorganismer, før de kan inngå i den videre metanproduksjonen (Morken et al., 2017; Seadi et al., 2008). I det acetogene trinnet frigjøres svært lite energi (svak negativ Gibbs energi-verdi (ΔG)) og mikroorganismene er dermed særlig sårbare for endringer i prosessbetingelsene (Jantsch, 2005).

I det avsluttende prosessesteget omdannes ulike karbonkilder (acetat, CO_2 , eller metylerte forbindelser) til metan og karbondioksid, ved hjelp av metanogene mikroorganismer (Archaea). Det foreligger tre hovedsynteseveier for metandannelse, inndelt etter type karbonkilde; acetotrof/acetoklastisk, hydrogenotrof og metyloτροφ metanogenese. Den avsluttende konverteringen til metan, katalysert av metyl reduktase enzymkomplekset (MCR), er imidlertid sammenfallende for alle synteseveiene. Også koenzym M (CoM; C1-bærer) og koenzym B (CoB; elektrondonor) inngår som nødvendige komponenter, i den terminale delen av metanogenesen (Harirchi et al., 2022; Madigan et al., 2014), se figur 2.



Figur 2: Ulike synteseveier ved metanogenese. Illustrasjonen er hentet fra Harirchi et al. (2022).

Brorparten av metandannelsen (65-70%) skjer gjennom spalting/fermentering av acetat (acetoklastisk metanogenese), til tross for at de fleste metanogene arker er hydrogenotrofe (Sambusiti, 2013; Schauer & Ferry, 1980). Acetatmolekylet innehar en metylgruppe (CH₃) og en karbonylgruppe (C=O), som, gjennom et sett av enzymatiske prosesser, omdannes til metan og karbondioksid:

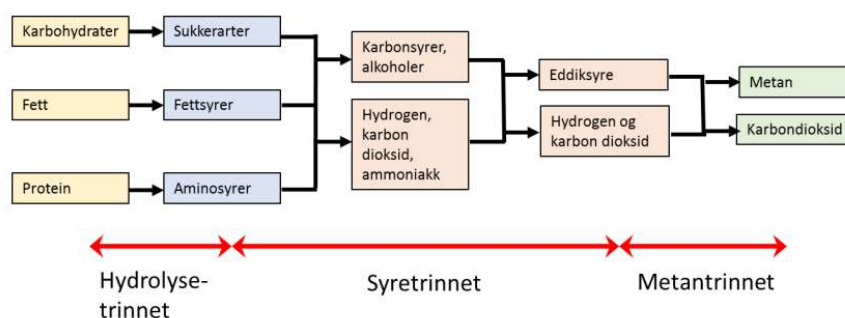


Acetoklastisk metanogenese blir utført av to slekter av acetoklastiske metanogener; Methanosarcina og Methanosaeta, tilhørende ordenen Methanosarcinales. Methanosarcina kan for øvrig benytte en rekke andre karbonkilder, i tillegg til acetat (Buan et al., 2011). Øvrige metanogene ordner er Methanococcales, Methanomicrobiales, Methanosarcinales, Methanopyrales, Methanocellales, og Methanomassiliicoccales (Buan, 2018).

Hydrogenotrof metanogenese er en CO₂-reduserende syntesevei, der hydrogenotrofe metanogener konverterer ulike CO₂-substrater (CO₂, maursyresalter (formiat) eller karbonmonoksid (CO)) til metan, gjennom en serie av reduktaser, se formel (3), (4) og (5) (Ferry, 2010; Aarnes, 2021). Til forskjell fra acetoklastisk metanogenese, der elektroner frigjøres gjennom oksidasjon av karbonylgruppen i acetat, funksjonerer hydrogen (H₂) eller formiat som reduksjonsmiddel (elektron donor), ved hydrogenotrof metanogenese. Også pyruvat (pyruvatesyre salt), etanol (C₂H₅OH) og sekundær-alkoholer, samt CO kan her benyttes som elektrondonorer, i enkelte tilfeller (Zellner & Winter, 1987).



I metyloτροφ metanogenese overføres metylgruppen fra metylerte C1-forbindelser til et bæremolekyl; koenzym M (CoM), før den dernest blir redusert til metan (enzymatisk reduksjon). Metylerte C1-forbindelser er én-karbonforbindelser som inneholder én metylgruppe, eksempelvis metanol (CH₃OH), trimetylamin (C₃H₉N) og dimetylsulfid (C₂H₆S) (Aarnes, 2021). Både H₂ og andre metylgrupper (oksidert til CO₂) kan her tjene som elektrondonorer, sistnevnte gjennom først å oksideres til CO₂. Redoks-koenzymet forsyner den videre reduksjonsreaksjonen (fra CO₂ til CH₄) med elektroner (Madigan et al., 2014). Støkiometrisk sett muliggjør dette reduksjon av tre metylgrupper (til metan), per dannet CO₂, vist i likning (6) (Liu & Whitman, 2008).



Figur 3: Flytskjema for biogassutvinning. Illustrasjonen er hentet fra Morken et al. (2017).

Det er imidlertid viktig å poengtere at de to siste prosessstegene løper mer eller mindre parallelt, grunnet de ulike mikroorganismenes gjensidige avhengighet av hverandre. Acetogen aktivitet er eksempelvis ikke mulig, ved høyt hydrogenpartialtrykk (gir positiv Gibbs frie energi-verdi, og systemet krever energitilførsel) (Dolfing et al., 2009; Jantsch, 2005; Speece, 1996). Gjennom et syntrofisk anaerobt samarbeid, der hydrogenotrofe metanogene organismer forbruker hydrogen i sin produksjon av metan, sikres imidlertid hydrogenkonsentrasjonen å holdes på et lavt nivå. Totalreaksjonen blir dermed eksergonisk (energifrigjørende; $\Delta G < 0$), og det blir mulig for de acetogene organismene å opprettholde sin metabolisme.

2.1.3 Miljøbetingelser og øvrige avgjørende faktorer ved utvinning av biogass

Mange parametere påvirker effektiviteten til anaerobe nedbrytningsprosesser, deriblant temperatur, pH, organisk belastningsrate (BOD) og hydraulisk oppholdstid (HRT), partikkelstørrelse, samt substratets sammensetning og mengde organisk tørrstoff. Ulike mikrober har i tillegg ulik grad av følsomhet for ytre miljøbetingelser. Metanogene mikrober krever eksempelvis særlig strenge anaerobe forhold, under metandannelsen (Gerardi, 2003; Hagen et al., 2011). Ved tilstedeværelse av andre elektronakseptorer (høyere ORP, eksempelvis svovel, nitrat, Mn (VI) og Fe(III)), blir metanogenese utkonkurrert, til fordel for andre former for cellulær respirasjon (Thauer et al., 2008). Metanogene mikrober krever videre en relativt nøytral pH-verdi (6,5-7,5), for optimal vekst (Hagen et al., 2011). Mens pH < 6,6 gir en betydelig redusert vekstrate (Mosey & Fernandes, 1989), kan en høy pH (> 8,2) føre til oppløsning av mikrobielle granuler og prosessvikt (Sandberg & Ahring, 1992). Optimal pH for hydrolysen og acidogensen er imidlertid noe lavere (5,5 - 6,5) (Yu & Fang, 2002), og bioreaktorer sees derfor å fungerer best ved pH mellom 6,8 og 7,2 (Ward et al., 2008). Studier har imidlertid vist økt stabilitet, kortere oppholdstid og

høyere metanproduksjonsrate, ved bruk av fase-separerte bioreaktorer (hydrolyse/acidogenese og acetogenese/metanogenese), fremfor konvensjonelle en-fase reaktorer. Både Wang et al. (2016) og Pasteris et al. (2022) fastslår at fase-separasjon gir økt metanproduksjon. Også Paranjpe et al. (2023) konkluderer tilsvarende; TSAD-prosessen (two-stage anaerobic digestion) produserer 42,01 % mer biogass enn SSAD-prosessen (single-stage anaerobic digestion).

Biogassproduksjon kan videre foregå enten psykotroft, mesofilt eller termofilt, inndelt etter rådende temperaturforhold, se tabell 2 (Gleeson et al., 2013).

Tabell 2: Temperaturområder for vekst hos termofile, mesofile og psykrofile mikroorganismer.

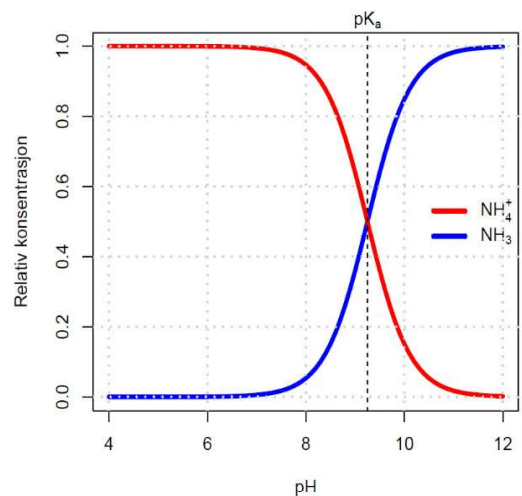
| | Temperaturer for mulig vekst [°C] | Optimumtemperatur [°C] |
|---|-----------------------------------|------------------------|
| Psykrotrofe termodure (deponier, myrområder, etc.). | < 0 – 25 | ≤ 20 |
| Mesofile termodure (konstruerte reaktorer) | 5 – 50 | 30 - 37 |
| Termofile termodure (konstruerte reaktorer) | 40 – 60 | 50 - 55 |

Som en av de viktigste abiotiske faktorene i biogassammenheng (Wang et al., 2019), innvirker temperaturen sterkt, både på mikroorganismenes metabolisme og interaksjonene mellom ulike mikrobielle grupper. Kardos et al. (2011) sammenstilte resultatene fra en rekke forsøk - utført i pilot- og fullskalaanlegg, under mesofile og termofile nedbrytningsforhold -, og fastslo at både biogassutbyttet og produksjonskapasiteten er størst, under termofile forhold. Høye temperaturer bidrar samtidig til en raskere utråtningsprosess, samt inaktivering av patogener (hygienisering) (Gerardi, 2003; Johannessen et al., 2020). Degradering under termofile forhold krever imidlertid økt energitilførsel og større grad av presis temperaturregulering, sammenliknet med mesofile forhold. Termofile mikroorganismer er i tillegg mer sensitive for hydrogensulfid og ammoniakkforgiftning (El Asri, 2023; Záborská et al., 2002). Mesofile prosesser sees derfor å være mer driftsstabile, og har i tillegg større mikrobiell diversitet (Karakashev et al., 2005). Samtidig sees mesofile prosesser å gi størst metandel, da mengden vannoppløselig karbondioksid avtar ved økende temperaturer og minkende vanninnhold (Raadal et al., 2008).

Også substratets næringsstoffsammensetning (protein, fett, karbohydrater) og organisk tørrstoffinnhold (oTS) er avgjørende, for endelig mengde produsert metan (Morken et al., 2017). Mikroorganismene er i tillegg avhengige av en mengde sporelementer for vekst, eksempelvis kobolt (Co), nikkel (Ni), jern (Fe), svovel (S) og selen (Se) (Gerardi, 2003; Morken et al., 2017). I kraft av sitt høye energiinnhold og høy grad av fordøyelighet (78 %), gir fett et stort biogassutbytte (CH₄-utbytte), sammenliknet med andre organiske komponenter (Liu & Smith, 2022). Karbohydrater og proteiner degraderes imidlertid raskere, men genererer likevel mindre biogass. Liu og Smith (2022) undersøkte sammenhengen mellom kloakkslammets sammensetning av organisk materiale og biogassutbyttet. Basert på et sett av slamprøver, hentet fra åtte store avløpsrensaneanlegg (mesofile) i Storbritannia i perioden mai 2018 –

februar 2019, fastslo Liu og Smith at slammets fettinnhold er helt avgjørende for å sikre et høyt biogassutbytte. Tross en lav massefraksjon (opptil 15,6% av TS i tilført slam), sto fett for 41 % av samlet biogassutbytte, i gjennomsnitt. Også cellulose ble her observert å spille en avgjørende rolle, grunnet sin høye fordøyelighet (75 %). Øvrige organiske bestanddeler (protein, karbohydrat, hemicellulose) influerte biogassutbyttet i liten grad, individuelt sett, med et gjennomsnittlig bidrag på henholdsvis 12, 20, og 6,6 %.

Anaerob nedbrytning av fett- og proteinrike substrater høyner imidlertid risikoen for opphopning av ammonium-nitrogen og fettsyrer, hvilket kan hemme videre metanogen aktivitet (Solli, 2017). Aminosyrer, dannet gjennom hydrolysering av proteiner, frigjør aminogrupeer (NH_2) som ammonium (NH_4^+) og ammoniakk (NH_3), i den påfølgende fermenteringsprosessen. Det foreligger videre en pH-avhengig likevekt mellom nevnte uorganiske nitrogenforbindelser; høy pH ($> 7,2$) favoriserer NH_3 -dannelse, mens lav pH ($< 7,2$) favoriserer produksjon av NH_4^+ (Gerardi, 2003). Likevekt oppnås ved $\text{pH} \approx 9,25$ (pK_a ; dissosiasjonskonstant), ved $T = 20 \text{ }^\circ\text{C}$, se figur 4. pH-verdien bør imidlertid ligge mellom 6,8 – 7,2, for å avverge ammoniakkforgiftning (ibid).



Figur 4: Relativ konsentrasjon NH_4^+ og NH_3 , som funksjon av pH-verdi (Bjerrumdiagram) (Institutt for biovitenskap, 2011e).

En viss mengde NH_4^+ er essensielt for bakteriell vekst. Forhøyede konsentrasjoner, da især NH_3 (ammoniakkforgiftning), sees imidlertid å inhibere metanogen aktivitet (Rajagopal et al., 2013). Inhiberingsmekanismen er videre antatt å skyldes hemming av enzymatisk aktivitet, samt forstyrning av det intracellulære miljøet (Gerardi, 2003; Kadam & Boone, 1996; Kayhanian, 1999). NH_3 kan diffundere over cellemembranen (likevektshensyn) og omdannes til NH_4^+ (protonering), hvilket, i tillegg til å skape pH- og protonubalanse, forårsaker tap av kalium (K^+). Acetotrofe metanogener innehar normalt lavere K^+ -nivåer, og er derfor mer følsomme for økende NH_3 -konsentrasjoner (Solli, 2017). Inhibering av metanogener (ammoniakkforgiftning) kommer til uttrykk gjennom VFA-akkumulasjon, og reduserer biogassutbyttet betydelig. Reell toleranse for fritt ammonium i metanogene miljøer er videre varierende, og avhenger av flere faktorer, deriblant mikrobiologisk artssammensetning, pH, temperatur og inokulasjon (Angelidaki & Ahring, 1993).

Forholdet mellom karbon (C) og nitrogen (N) (C/N-ratio) er også viktig i konverteringsprosessen (Dioha et al., 2013), og bør - ideelt sett - ligge mellom 20:1 og 30:1, avhengig av type substrat og -sammensetning, samt prosesseringsforhold (Morken et al., 2017; Salangsang et al., 2022). Proteinrike substrater er imidlertid observert å tåle lavere C/N-verdier (Adelekan & Bamgboye, 2009; Morken et al., 2017). Et lavt C/N-forhold kan forårsake akkumulering av NH_4^+ og VFA (Yen & Brune, 2007), hvilket øker risikoen for prosessinstabilitet. En høy NH_4^+ -konsentrasjon kan samtidig bidra til økt bufferkapasitet (alkalinitet); NH_4^+ danner ammoniumkarbonat ($(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$), i reaksjon med CO_2 og H_2O (Gerardi, 2003;

Vidal et al., 2000). $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$ kan videre nøytralisere flyktige fettsyrer i substratet, og dermed bidra til å opprettholde et nøytralt pH-nivå. Denne buffermekanismen er særs gunstig, i prosesser med høy organisk belastningsrate. En høy C/N-ratio kan imidlertid hemme mikrobiell vekst, grunnet mangel på nitrogen. Nitrogen er, sammen med fosfor, et viktig makronæringsstoff i biologiske prosesser, og utgjør om lag 12 % av tørrvekten til bakterieceller, ved et C/N-forhold på 25:1 (Gerardi, 2003). Dioha et al. (2013) trekker videre frem C/N-forholdets innvirkning på pH-verdien; økt karboninnhold gir økt dannelse av CO_2 (lavere pH), mens et høyt nivå av nitrogen vil fremme produksjonen av NH_3 (høyere pH).

Også store sulfidkonsentrasjoner, samt store mengder tungmetaller og patogener, kan forårsake inhibisjon av anaerobe nedbrytningsprosesser (Chen et al., 2008; Ytrestøyl et al., 2013). Flere studier har imidlertid vist at biomasser, sammensatt av flere ulike substrater («co-digestion»), ofte gir en høyere mikrobiologisk diversitet, et mer stabilt mikrobefunn og et høyere metanutbytte, sammenliknet med biomasser bestående av enkeltsubstrater (El-Mashad & Zhang, 2010; Pavi et al., 2017; Yong et al., 2015). Å kombinere energifattige materialer og høyenergisubstrater (eks. fiskeslam), forbedrer biomassens nærings-, mineral- og sporstoffbalanse (Braun & Wellinger, 2003), og sikrer dermed et mer komplett medium for mikrobiell metabolisme og vekst. Bruk av stabile, karbohydratrike og energifattige substrater - eksempelvis storfe gjødsel (drøvtygger) - gir økt bufferkapasitet og næringsstofftilførsel, i tillegg til å fortynne konsentrasjonen av eventuelle inhiberende komponenter (Morken et al., 2017; Solli, 2017). Også C/N-forholdet vil øke, hvilket reduserer sjansen NH_4^+ -opphopning (Solli, 2017).

Egenskaper og sammensetning, samt muligheter og begrensinger knyttet til bruk av kloakkavløpsslam og slam fra oppdrettsnæringa i biogassammenheng, redegjøres for i pkt. 2.2.

2.1.4 Bruk av biorest som gjødsel

Som tidligere nevnt, genererer anaerobe nedbrytningsprosesser også en organisk biomasse (biorest), i tillegg til energirik biogass. Til forskjell fra forbrenning av organisk materiale, ivaretar anaerobe utråtningsprosesser biomassens innhold av næringsalter (fosfor, nitrogen, kalium, magnesium, etc.), tungmetaller og mikronæringsstoffer (Morken et al., 2017). Som et resultat av nedbrytningsprosessen, blir disse i tillegg mer vannløselig og dermed lettere tilgjengelig for planteopptak (ibid.). Det er følgelig et uttalt fokus på bruk av biorest i jordbrukssammenheng, enten som et organisk gjødsels- eller jordforbedringsprodukt. Biogjødsel (uavvannet biorest) kan erstatte bruken av mineralgjødsel, og representerer således flere potensielle fordeler; reduserte klimagassutslipp, reduksjon av energi- og mineralforbruket, samt resirkulering av fosfor. I følge tall fra Vista Analyse (Rosnes et al., 2019), kan bruk av biogjødsel gi en netto utslippsreduksjon på 26 000 tonn CO_2 -ekvivalenter/år i landbrukssektoren, som følge av redusert mineralgjødselbruk. Utslippsreduksjoner knyttet til mineralgjødselproduksjon kommer i tillegg (ibid.). Lange transportavstander vil imidlertid kunne «reduere eller mer enn oppveie disse utslippsreduksjonene» (ibid.). Videre vil valg av utvinningsprosess påvirke biorestens konsistens og næringsinnhold; helomrørte biogassreaktorer (CSTR) produserer en våt biorest (lav TS), fastfaseprosesser (eks. «plug flow reactor») gir en kompostlignende biorest, mens UASB-reaktorer etterlater en flytende biorest med lavt partikkelinnhold (Morken et al., 2017).

Avsetning og bruk av biorest som gjødselvarer er regulert av forskrift 04.07.2003 nr. 951 om gjødselvarer av organisk opphav (gjødselvarerforskriften). Regelverket definerer hvilke krav som stilles til forbehandling og etterbruk av biorest, basert på råstoffets sammensetning og natur, og implementerer EUs slamdirektiv. Forskriftas virkeområde omfatter også andre gjødselvarer, eksempelvis avløpsslam, husdyrgjødsel og kompostprodukter, jf. gjødselvarerforskriften § 2. Behandling, lagring og transport av biorest er imidlertid en kostbar affære (Miljødirektoratet, 2020), og dets bruksmuligheter er videre noe innskrenket av gjeldende regelverk. Eksempelvis begrenser gjødselvarerforskriften § 25 bruk av produkter basert på avløpsslam. Likeledes begrenses bruken av biorestprodukter basert på fiskeslam, forskyldt et mulig høyt saltinnhold (gjødselvarerforskriften vedlegg 4), og som følge av eksportrelaterte utfordringer (EU), se pkt. 3.2. Også høye tungmetallkonsentrasjoner virker bruksbegrensende for gjødselvarerprodukter basert på avløps- og fiskeslam (Brod, 2023; Øgaard et al., 2021). I tillegg foreligger begrensninger knyttet til tillatt bruksmengde (tonn TS pr. dekar pr. 10 år) og veksttype(r) i spredningsområdet. Bruk av biorest som gjødselvarer krever videre at produktet stabiliseres (lukthensyn) og hygieniseres (sykdomssmitte), jf. § 4 i gjødselvarerforskriften, samt at gjødselproduktets totale innhold av «(...) plast, glass eller metallbiter med partikkelstørrelse større enn 4 mm ikke skal utgjøre mer enn 0,5 vektprosent av totalt tørrstoff(mengde)», jf. Gjødselvarerforskriften § 10 bokstav 6.

Det er imidlertid utarbeidet forslag til nytt gjødselregelverk. I tillegg til foreslå strengere spredekrav, initierer regelverksforslaget innskjerpinger knyttet til smitte- og luktproblematikk (Mattilsynet, 2023a). Direktoratene fremmer samtidig forslag om innføring av en alternativ grenseverdi for tungmetallinnhold (fosforbasert, jf. Landbruks- og matdepartementet et al. (2024)), for å lette råvaretilførsel til biogassanlegg og anvendelsen av biorest på landbruksjord (sirkulærøkonomisk hensyn) (Landbruksdirektoratet et al., 2018a).

Blant sentrale lovverk bør også forskrift 14.09.2016 nr. 1064 om animalske biprodukter som ikke er beregnet for konsum (animaliebiproduktforskriften), nevnes. Forskriften gjennomfører biproduktforordningene (EF) nr. 1069/2009 og (EU) nr. 142/2011, og angir brukskrav, basert på produktets grad av risiko for folke- og dyrehelse, se tabell 3. Fiske- og avløpsslam er ikke animalske biprodukter, og reguleres følgelig ikke i nevnte lovverk. Dersom fiskeslam sambehandles med fiskeensilasje, kreves råstoffet imidlertid forbehandlet i henhold til krav gitt av animalproduktregelverket; enten trykksterilisert (bearbeidingsmetode 1) eller behandlet med alternativ metode K (FSPM), jf. forordning 142/2011 vedlegg IV.

Anvendelse av kategori-II-ensilasje er sterkt regulert. I tillegg til å benyttes som substrat ved forbrennings- og/eller biogassanlegg, kan kategori-II-ensilasje brukes som pelsdyrfôr (ikke-matproduserende) (Richardsen et al., 2017). For konservering benyttes maursyre (eller annen organisk syre godkjent i samsvar med fôrvareregelverket, jf. forordning 142/2011 vedlegg IV), slik at blandingens pH-verdi senkes til maksimalt 4.

Tabell 3: Kategorisering av animalske biprodukter i henhold til animaliebiproduktforskriften.

| | | |
|--------------------|--|--|
| Kategori 1: | Destruksjon. Kan ikke inngå i gjødselvarer, ei heller benyttes til biogassproduksjon. | Eks.: Kjæle- og forsøksdyr, animalsk materiale som inneholder forbudte stoffer, etc. |
| Kategori 2: | Trykksterilisering ved 133 °C i 20 min. | Eks.: Husdyrgjødsel*, selvdød fisk** fra produksjons- og/eller ventemerde, fisk med kliniske tegn til sykdom, avfall fra gulv og sluk i slakteri og fiskemottak (Richardsen et al., 2017). |
| Kategori 3: | Hygienisering ved 70 °C i 60 min. Kan inngå i produksjon av fôr til matproduserende dyr. | Eks.: Matavfall, restråstoff fra fisk slaktet for humant konsum, etc. |

* Kan komposteres eller omdannes til biogass uten forutgående trykksterilisering og permanent merking av det resulterende materialet, jf. animaliebiproduktforskriften § 7.

** Selvdød fisk kan ensileres, og dernest gjennomgå alternativ behandling (metode K).

2.1.5 Biogassproduksjon i Norge

Ifølge tall fra Statistisk sentralbyrå (tabell 12359), ble totalt 605 000 tonn organisk avfall levert inn til biologisk behandling i Norge i 2022, tilsvarende en økning på 12,45 % fra 2017, og en nedgang på 9,16 % fra toppåret 2021 (SSB, 2023e). Av totalmengden ble 433 000 tonn levert til biogassproduksjon og 172 000 kompostert. Matavfall fra husholdning er den mest anvendte avfallstypen til biogassproduksjon (153 000 tonn i 2022), etterfulgt av avløps slam (97 000 tonn), husdyrgjødsel (96 000 tonn) og fiske-/maritimt avfall (82 000 tonn). Bidraget fra sistnevnte har økt drastisk, fra 2000 tonn i 2017. Norsk biogassproduksjon har videre økt med 24,43 % i perioden 2017 – 2020. Ifølge egne bransjetall for 2023, produseres totalt 740 GWh biogass her til lands, fordelt på 60 anlegg, hvorav flytende biodrivstoff (LBG) står for nærmere 60 % av total produksjonsmengde (Biogass Norge, 2023). Tradisjonelt har biogass imidlertid vært brukt til produksjon av prosessvarme og oppvarming av bygg (forbrenning i kjel), og/eller strømproduksjon (gassmotorer/-turbiner), med mulighet for å bruke eksosvarmen til oppvarming (Paulsrud et al., 2023).

Det fremgår videre av en rapport fra 2021 - utarbeidet av Carbon Limits på oppdrag fra Miljødirektoratet - at det ble produsert nærmere 160 000 tonn (TS) biorest i 2020, hvorav over 65 000 tonn ble levert til jordbruks- og grøntarealer. I overkant av 11 000 tonn biorest ble brukt i produksjon av diverse jordprodukter (Ålund et al., 2021). Tall presentert i nevnte rapport baserer seg på ei sammenstilling av data innhentet fra direktoratets egne database, utformet ved bruk av verktøyet Power BI. Rapporttallene er imidlertid noe avvikende fra tallene som gis av SSB. Eksempelvis slår rapporten fast at majoriteten av organisk avfall komposteres, og at avløps slam står for brorparten av levert avfall til biogassproduksjon. Differansen kan om mulig sees i sammenheng med inkonsistente og manglende opplysninger i rapportens datagrunnlag, som kommentert innunder pkt. 2.2 i rapporten. Gjeld seg overordnet utvikling/trend, synes tallene fra rapporten og SSB likevel å være sammenfallende.

2.2 Slam i avløpssektoren

2.2.1 Generelt om avløpsrensing i Norge

Tidlig i 1970-årene startet en omfattende utbygging av renseanlegg i Norge (Ødegaard, 2014). I 2022 var det 2 754 avløpsanlegg til lands, med kapasitet på ≥ 50 pe. (Berge & Onstad, 2023). Disse anleggene behandlet avløpsvannet til 88 % av befolkningen, hvorav 65 % var tilknyttet høygradige renseanlegg (kjemisk og/eller biologisk rensing), mens 21 % hadde mekanisk eller annen type rensing. Utslippet fra 2 % av befolkninga var urensset (ibid.). De resterende innbyggerne var tilknyttet de om lag 330 000 små avløpsanleggene (50 pe. >), normalt bestående av en enkel slamavskiller, eventuelt kombinert med en form for etterfiltrering. Totalt utslipp fra store (≥ 50 pe.) og små avløpsanlegg (< 50 pe.) - inklusivt ledningsnettets lekkasjeestimasjoner, men eksklusive overløpsbidrag - lå på om lag 1 490 tonn fosfor og 19 800 tonn nitrogen, i 2022 (ibid.).

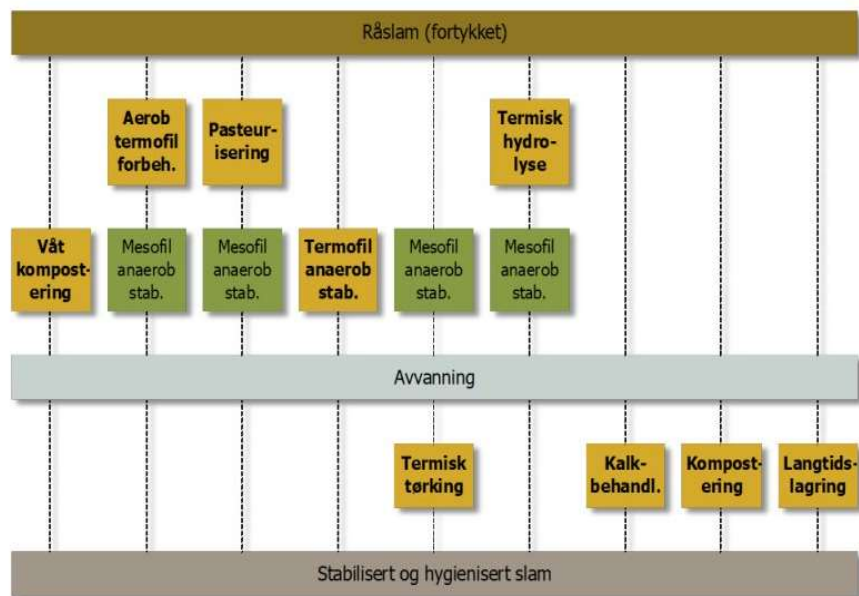
Rensing av avløpsvann klassifiseres i tre hovedgrupper; primærrensing, sekundærrensing og tertiærrensing, bestående av ulike enhetsprosesser, inklusive mekanisk rensing, kjemisk rensing, biologisk rensing, eller en kombinasjon av disse (Ødegaard, 2014). Enhetsprosessene etterfølger en obligatorisk forbehandling av avløpsvannet, bestående av siling i rister eller oppmaling i kverner (Vrålø & Thaulow, 2018). Primærrensing (mekanisk rensing) innebærer fjerning av slampartikler ned til en størrelse på cirka 0,1 mm, med mål om reduksjon av tørrstoffinnholdet i suspensjonen. Primærrensing stiller følgelig krav til utslipp av suspendert stoff (SS), og samtidig moderate krav til organisk stoff (BOF₅). Normale renseseffekter er 25–35 % (organisk stoff), og 10–20 % (fosfor) (Vrålø & Thaulow, 2018). Ved sekundærrensing stilles relativt strenge krav til organisk stoff (BOF₅ og KOF), og renseseffektene er normalt 80–90 % (organisk stoff), og 20–35 % (fosfor) (ibid.). Sekundærrensing er normalt basert på biologisk eller biologisk/kjemisk rensing. Unntaksvis kan kjemisk rensing alene tilfredsstille kravene i Forurensingsforskriften kapittel 14 (Norsk Vann, u.d.).

Biologisk rensing innebærer nedbrytning av oppløste nedbrytbare biologiske bestanddeler, kolloidale faste stoffer eller næringsstoffer, ved hjelp av avløpsvannets iboende bakteriekultur. Bakteriene (fastsittende/suspendert) omdanner partikulære og løse stoffer i avløpsvannet til enklere forbindelser og ny celledmasse, som dernest separeres fra vannet som biologisk slam (Ødegaard et al., 2009). Tertiærrensing fjerner gjenværende suspenderte, kolloidale og oppløste bestanddeler, inklusive fosfor (kjemisk felling/biologisk fjerning gjennom intracellulær akkumulering av polyfosfat) og nitrogen (biologisk behandling; nitrifikasjon og denitrifikasjon) (ibid.). Kjemisk rensing innebærer tilsetning av fellingskjemikalier (aluminium, jern, kalk, etc.), med sikte på å utfelle oppløst og finpartikulært (kolloidalt) stoff i avløpsvannet (destabilisering/koagulering). En påfølgende forsiktig omrøring katalyserer flokkuleringa, og forenkler følgelig partikkelseparasjonsprosessen (eks. sedimenteringa) ytterligere. Normale renseseffekter kan være 60–75 % (organisk stoff) og 80–95 % (fosfor) (Vrålø & Thaulow, 2018). Ved krav om fjerning av fosfor og nitrogen, kreves en reduksjon på henholdsvis 90 % og 70 % av tilført mengde til renseanlegget, jf. Forurensingsforskriften § 14-2.

2.2.2 Kort om slambehandling i Norge

Påfølgende figur (5) tar for seg en oversikt over aktuelle metoder for stabilisering og hygienisering av slam. Fortykking og avvanning tjener samme formål; oppkonsentrere slamm slik at vanninnholdet reduseres (Johannessen et al., 2020). Følgelig kreves et mindre slamvolum håndtert i etterfølgende behandlingssteg. Fortykking av avløpsslam bør alltid vurderes i forkant av avvanningsleddet (ibid.). Aktuelle fortykkingsmetoder inkluderer gravitasjon og flotasjon, eller bruk av ulike mekaniske fortykkerenheter (fortykkersentrifuger, trommel-, bånd- og skivefortykkere, etc.) (ibid.). Ved TS < 4-5 % og direkte tilføring til rånetank (biogassanlegg, ingen forbehandling), bør slamm fortykkes til TS ca. 6 % (volum-/mengdehensyn). I de tilfeller der avløpsrensprosessen innebærer bruk av fellingskjemikalier, bør TS-innholdet i fortykket slam ikke overskride verdiene som oppgis i tabell 4.3.1 i Norsk Vann rapport nr. 256, ifølge Johannessen et al., 2020.

Figur 5: Oversikt over aktuelle metoder for stabilisering og hygienisering av slam. De gulfargede boksene utgjør hygieniseringstrinnet. Hentet fra Johannessen et al. (2020). Tilsvarende fremstilling gis i Rosten et al. (2013), illustrert for aktuelle slambehandlingsmetoder innen (landbasert) oppdrett.



Avvanningsleddet inngår ved alle avløpsrensplanlegg over en viss størrelse (ca. > 1500 – 2000 pe.), uavhengig slammets videre behandlingsforløp (Johannessen et al., 2020). Avvanninga kan implementeres både før og etter stabilisering/hygenisering, se fig. (5). Dersom plassert i forkant, benyttes også termen «for-avvanning» (ca. 10-16 % TS, særlig aktuelt før termisk hydrolysering). Brorparten av behandlet avløpsslam blir avvannet til 25-30 % TS, før endelig disponering (Paulsrud et al., 2023), se tabell 4.8.3 i Johannessen et al. (2020) for detaljer. Konvensjonell avvanning ved norske avløpsrensplanlegg foregår maskinelt, enten kontinuerlig (sentrifuger, skruerpresser, silbåndpresser) eller diskontinuerlig (filterpresser, avvanningscontainere). Avvanningsprosessen krever tilsetning av kondisjoneringsmidler.

For ytterligere reduksjon av vanninnholdet, kan slamm gjennomgå tørking (lite utbredt i Norge, særskilt energikrevende). Tørkeprosessen kan forgå etter følgende tre prinsipper; konveksjons- (direkte), kontakt- (indirekte) eller soltørker (Johannessen et al., 2020). Termisk tørking innebærer fordamping av resterende vannmengder, i kjølvannet av konvensjonell avvanning. Normal TS-innhold i tørket slam er 85 - 90 %, hvilket gir en slammengdereduksjon på 25 - 35 % (ibid.).

Teknologi og praksis for oppsamling av slam fra landbasert oppdrett har i stor grad blitt overført fra kommunale avløpsrensaneanlegg (Aas, 2021). Følgelig inkluderer en typisk prosessflyt innen akvakultur: (1) partikkelfiltrering, (2) slamfangst, (3) avvanning, og eventuelt tørking (4). Også aktuelle slambehandlingsmetoder er sammenfallende for sektorene, inndelt i tre hovedgrupper: (1) Metoder for reduksjon av vanninnhold (fortykking, avvanning, tørking), (2) metoder for stabilisering, og (3) metoder for hygienisering (Blytt et al., 2011, som sitert i Rosten et al., 2013), se figur 5.

2.2.3 Dagens slamproduksjon og -disponering i avløpssektoren

Ifølge tall fra SSB (tabell 12359), var avløpsslam den nest største avfallstypen (vekt) innlevert til biologisk behandling i Norge, i perioden 2017 – 2022. 2018 var imidlertid et unntaksår, med avløpsslam som største fraksjon (SSB, 2023e). Mengden innlevert avløpsslam i perioden er videre nært fordoblet, hvorav størsteparten ble anvendt til biogassformål. Total mengde disponert slam i Troms og Finnmark var 1649 tonn avløpsslam i 2022 (SSB, 2023d). Rapportert mengde innlevert slam vil imidlertid ikke reflektere reelt produksjonsvolum, grunnet utslippsrelaterte tap, feilrapporteringer, etc. Norsk Vann rapport nr. 277 – «Nasjonal strategi for behandling og disponering av avløpsslam» - tar utgangspunkt i en forventet slamproduksjon på 40 g TS/pe./d, for renseanlegg med mekanisk rensing, og 90 g TS/pe./d, for anlegg med mekanisk/biologisk eller biologisk/kjemisk rensetrinn. Dette ga videre en samlet slamproduksjon på 23 360 tonn TS/år, for primærrensaneanlegg over 1000 pe. i 2021 (Paulsrud et al., 2023), se tabell 4. Også Norsk Vann rapport nr. 256 tar for seg verdier for forventet slamproduksjon, ved forskjellige renseprosesser (Johannessen et al., 2020). En Cowi-undersøkelse fra 2017 (Johannessen et al., 2017) fastslår at minirensaneanlegg produserer en gjennomsnittlig slammengde på 61,4 g TS/pe./d. Feltnålingene, utført på en rekke minirensaneanlegg tilgjengelige i Norge, viste resultater som samsvarer greit med tall gitt i annen litteratur. Eksempelvis tar Norsk Vanns rapport nr. 256 utgangspunkt i en belastning på 70 g SS/pe./d, ved beregning av forurensingsbidraget fra spillvann (husholdning).

2.2.4 Fremtidig slamproduksjon og -disponering i avløpssektoren

Innskjerpede rensekrav (se pkt. 1.5.3) genererer økt produksjon av slam, især ved eksisterende primærrensaneanlegg, som vil ilegges pålegg om innføring av sekundærrensetrinn (Paulsrud et al., 2023). Med utgangspunkt i slamdisponeringsdata fra 2020 (SSBs tabell 05279) og fremskrevet folkemengde per fylke (SSBs tabell 12882), har Paulsrud et al. (2023) beregnet forventet mengde disponert avløpsslam i 2050 til 140 898 tonn/år, fra 125 317 tonn/år i 2020. Beregningene hensyntar et pålegg om strengere rensekrav, i fylker med overvekt (> 80 %) av primærrensaneanlegg (Rogaland, Vestland, Møre og Romsdal, Nordland og Troms og Finnmark). For nevnte fylker predikeres slamproduksjonen å øke med 30 % per innbygger, innen 2050. Resterende fylker besitter et stort antall kjemiske renseanlegg, som vil pålegges utvidet med et biologisk rensetrinn. Ei slik oppgradering er imidlertid ikke assosiert med økt slamproduksjon. Størst produksjonsøkning sees likevel i Viken (+ 18,39 %) og Oslo (+ 15,44 %), grunnet forventninger om stor befolkningsvekst. Videre er disponert mengde slam i Nordland forventet redusert, fra 953 tonn/år (2020) til 947 tonn/år (2050), som følge av nedadgående befolkningsvekst (- 1,6 %). Troms og Finnmark vil oppleve ei økning, fra 1044 tonn [TS/år] i 2020, til 1081 tonn [TS/år] i 2050.

Paulsrud et al. (2023) har samtidig beregnet forventet slamproduksjon for primærrensaneanlegg over 1000 pe. i 2021 (primærrensing) og etter innføring av sekundærrensing. Antatt en gjennomsnittlig anleggskapasitet på 1500 pe., sees forventet slamproduksjonsmengde å være 8640 tonn TS/år pr. anlegg (1000 – 1999 pe.), etter implementering av sekundærrensetrinn. Øvrige prediksjoner og prosentvise produksjonsøkninger gis av tabell 4.

Tabell 4: Forventet slamproduksjon for primærrensaneanlegg over 1000 pe. (Paulsrud et al., 2023).

| Anleggsstørrelse [pe.] | Primærrensaneanlegg i Norge i 2021 | | Slamproduksjon | | Endring [%] |
|---------------------------|---------------------------------------|-----------------------------------|---------------------------------|-----------------------------------|----------------|
| | Antall anlegg | Gj. Kapasitet pr. anlegg [pe.] | Primærrensing [tonn TS/år]** | Sekundærrensing [tonn TS/år]** | |
| 1000 - 1999 | 175* | 1500* | 3840 | 8640 | 125,00 |
| 2000 - 9999 | 143 | 4476 | 9344 | 21032 | 125,09 |
| 10 000 - 49 999 | 39 | 16590 | 9446 | 21254 | 125,01 |
| 50 000 - | 1 | 50000 | 730 | 1643 | 125,07 |
| Sum: | | | 23360 | 52560 | 125,00 |

*Ifølge tall fra SSB var det 263 anlegg mellom 500 og 1999 pe. i 2021. 175 anlegg kapasiteter mellom 1000 og 1999 pe., antatt jevn størrelsesfordeling mellom anleggene. Antatt gjennomsnittskapasitet pr. anlegg er 1500 pe.

** Forventet slamproduksjon på 40 g TS/(pe × d) ved mekanisk rensing, og 90 g TS/(pe × d) ved mekanisk/ biologisk eller biologisk/kjemisk rensetrinn.

2.2.5 Bruk av avløpslam som ressurs i biogassammenheng

I tillegg til å produsere energirik biogass, tjener anaerob stabilisering av avløpslam til reduksjon av både lukt og slamvolum (Johannessen et al., 2020). Anaerob stabilisering kan også bidra til å fjerne patogener (temperaturavhengig), samt forbedre slammets avvanningsegenskaper (Enebe et al., 2023). Avløpslammets sammensetning er videre varierende, og dets generelle biogassutbytte er lavere, sammenliknet med øvrige substratgrupper (Grosser & Neczaj, 2018). Også tilførsel av overvann og grunnvannsinnekkning affekterer kvaliteten til avløpslammet (Paulsrud et al., 2023). Fortynning av avløpsvann (fremmedvannstilførsel), kombinert med strengere fosforfjerningskrav, kan kreve bruk av aluminium- og jernbaserte fellingskjemikalier i avløpsrensingsprosessen. Fellingskjemikaliene oppbinder fosforet i tungtløselige jern- og aluminiumfosfater (Blytt et al., 2017), slik at fosforet mister sin plantetilgjengelighet (Lind et al., 2018). Restproduktets gjødslingseffekt blir dermed redusert. I tillegg genererer fellingskjemikaliertilførselen økt produksjon av avløpslam (Zheng et al., 2022), og lav struvittproduksjon (Paulsrud et al., 2023; Wadchasi et al., 2023). Kjemisk utfelt slam har imidlertid vist et høyere biogassutbytte, sammenliknet med primærslam, forutsatt et moderat kjemikaliebruk (Bezirgiannidis et al., 2020). Også alkalisk forbehandling av avløpslam har vist å gi økt produksjon av biogass, forskyldt økt oppløsning av makromolekyler i avløpslammet. Xu et al. (2014) benyttet natriumhydroksid (NaOH) for oppjustering av avløpslammets pH. Dette resulterte i en betydelig økning i mengden oppløselige karbohydrater og proteiner, med henholdsvis 179,4 % og 201,1 %, og et samtidig økt i biogassutbytte (41,4 %).

Avvannet avløpsslam inneholder 50 – 70 % organisk materiale og 30 – 50 % mineralske komponenter, i gjennomsnitt (Rorat et al., 2019). Ubehandlet råslam inneholder normalt 3 (1 – 6) % tørrstoff, hvorav 60 – 85 % er flyktige stoffer (VS), typisk 75 % (Tchobanoglous et al., 2014). Sekundærslam har et noe lavere tørrstoffinnhold (0,4 – 1,2 %, typisk 0,8 %), og tendenserer samtidig til å ha en noe lavere andel flyktige stoffer; 60 – 85 %, normalt 70 %. Energiinnholdet i primærslam er videre noe høyere enn i sekundærslam (aktivert slam), forskyldt et noe høyere innhold av organisk materiale. Primærslam er i tillegg mer lettfordøyelig, da sekundærslam inneholder større mengder ekstracellulære polymere stoffer (EPS). Høyt EPS-innhold forlenger hydrolysefasen, samtidig som at behovet reaktorvolum øker (Devlin et al., 2011). Tabell 5 tar for seg normalverdier for den kjemiske sammensetninga til ubehandlet primær- og sekundærslam.

Tabell 5: Kjemisk sammensetning til ubehandlet primær- og sekundærslam, hentet fra Tchobanoglous et al. (2014).

| | Primærslam (ubehandlet) | | Sekundærslam (ubehandlet) | |
|--|-------------------------|-------------|---------------------------|-------------|
| | Intervall | Normalverdi | Intervall | Normalverdi |
| Fett og oljer [% av TS] | 5 – 8 | 6 | 5 - 12 | 8 |
| Protein [% av TS] | 20 – 30 | 25 | 32 - 41 | 36 |
| Nitrogen [N, % av TS] | 1,5 – 4 | 2,5 | 2,4 - 5 | 3,8 |
| Fosfor [P ₂ O ₅ , % av TS] | 0,8 – 2,8 | 1,6 | 2,8 - 11 | 5,5 |
| Cellulose [% av TS] | 8 – 15 | 10 | | |
| Alkalinitet [mg/L as CaCO ₃] | 500 - 1500 | 600 | 580 - 1100 | 790 |
| pH | 5 – 8 | 6 | 6,5 - 8 | 7,1 |
| Organiske syrer [mg/L as HAc] | 200 - 2000 | 500 | 1100 - 1700 | 1350 |
| Energiinnhold [kJ/kg VSS] | 23 000 – 29 000 | 25 000 | 19 000 – 23 000 | 20 000 |

Avløpsslam kjennetegnes videre av å ha et relativt lavt C/N-forhold, høye alkalitetsverdier, samt et bredt spekter av næringsstoffer (Astals et al., 2013), og er følgelig velegnet for sambehandling med substrater med lav bufferkapasitet. Zhu et al. (2021) undersøkte potensielle fordeler ved sambehandling av avløpsslam og papiravfall (PW), i ulike blandingsforhold. Protein utgjorde største fraksjon av de organiske forbindelsene i avløpsslammet, som bekreftet i Tchobanoglous et al. (2014). Bruk av proteinrike substrater, eksempelvis fortykket avløpsslam (høy TS) (Duan et al., 2012), er imidlertid assosiert med prosessforstyrrelser og ammoniakkopphopning, se pkt. 2.1.3. Zhu et al. (2021) fastslo at det optimale blandingsforholdet mellom avløpsslam og papiravfall var 4:6 (TS), med økt biogassproduksjon på om lag 35 %. Det fremgår videre av Norsk Vanns rapport nr. 277 (Paulsrud et al., 2023), at fiskeslam og -ensilasje er de hyppigst benyttede substratene til sambehandling med avløpsslam, fortrinnsvis grunnet avløpsslammets bruksbegrensninger i jordbruket. Samhandling med matavfall krever videre omfattende forbehandling, særlig av hensyn til dets plastinnhold. Ei heller er sambehandling med husdyrgjødsel spesielt utbredt (ibid.).

Kommunalt avløpsvann er en kjent kilde til tungmetaller, hvilket - i tillegg til å kunne forårsake inhibisjon av anaerobe nedbrytningsprosesser (Abdel-Shafy & Mansour, 2014) - begrenser substratets

bruksmuligheter i jordbruksøyemed. Forurensingsforskriften kapittel 11, vedlegg 2, fremlegger krav til analyser av utvalgte tungmetaller i avløpsvann (As, Cr, Cu, Ni, Zn og Pb, samt Cd og Hg), for anlegg over 20 000 pe. Anlegg over 50 000 pe. skal i tillegg analyseres for utvalgte organiske miljøgifter (tre inn- og utløpsprøver per år, inkluderer utvalgte bromerte flammehemmere, PAH 18, PCB 7, dietylheksylftalat (DEHP) og 4-nonylfenol (NP)). Tidligere studier har konkludert med at opptil 50 – 80 % av avløpsvannets tungmetallinnhold kan overføres til slammet (SS), gjennom ulike fysikokjemiske og biologiske interaksjoner. Tungmetalladsorpsjonen tilskrives organiske materialer (proteiner, polysakkarider, humusstoffer) i slammet. Silslam (primærrensing) er imidlertid observert å ha et lavt tungmetallinnhold, sammenlignet med øvrige slamtyper. Basert på ei sammenlikning av ulike slamprøver, tatt på ulike stadier i avløpsrensingsprosessen ved et avløpsrensingsanlegg i Bytom (Polen), konkluderer Tytła (2019) med at fortykket primærslam og blandet slam (fortykket primær- og sekundærslam) har lavest innhold av tungmetaller, henholdsvis $1382,1 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ og $1764,4 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$. Tredje laveste tungmetallinnhold ($1792,6 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$) tilskrives primærslam. Høyest tungmetallinnhold ble funnet i avvannet slam ($2400,8 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$), samt slam etter anaerob behandling ($2396,7 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$), antatt forskyldt vekttap (anaerob behandling) og økt tørrstoffinnhold (avvanning) (Álvarez et al., 2002). Også SFT (2005) og Storhaug og Rusten (2006) konkluderer tilsvarende.

Ulike typer tungmetaller har videre ulik grad av toksisitet ovenfor mikroorganismer, rangert $\text{Cd} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Pb}$ i Bååth (1989) og $\text{Hg} > \text{Cd} > \text{Cr (III)}$ i Abdel-Shafy og Mansour (2014). Sistnevnte studerte hvordan ulike konsentrasjoner av Hg, Cd og Cr i avløpsslam påvirket endelig biogassutbytte, basert på enten gradvis eller kontinuerlig tilførsel av nevnte tungmetaller i reaktoren. Med utgangspunkt i et initielt konsentrasjonsnivå på 0,05 (Hg), 6,8 (Cd) og 31,1 (Cr) [mg/kg TS], fluktuerte biogassproduksjonen omkring 1195 and 1299 [ml/dag]. Gjennomsnittlig metan- og NH_3 -innhold var henholdsvis 69 % og 360 [mg/l]. En økning til 0,125 Hg [mg/kg TS] reduserte biogassutbyttet med 60 %, samtidig som at mengden NH_3 økte til 650 [mg/l]. Tilsvarende ble mengden biogass redusert (- 55 %) og NH_3 -mengden forhøyet (560 [mg/l], ved oppkonsentrering av Cd-innholdet, fra 3,4 til 68 [mg/kg TS]. Å øke mengden Cr fra 15,5 til 77,5 speiler samme trend; en 52 %-reduksjon i biogassutbyttet, og en økning av NH_3 til 509 [mg/l].

Avløpsslam kan også inneholde andre mikroforurensinger (MF), deriblant organiske miljøgifter, medisinerester, glassfragmenter og mikroplast. Avhengig av avløpsvannets kilde og sammensetning, kan avløpsslam besitte variable konsentrasjoner av prosessinhiberende kontaminanter, deriblant sulfater (Cabirol et al., 2003), mikroplast (Li et al., 2020), polyklorerte bifenyler (PCB) (Yang et al., 2019), og alkylbensensulfonater (ABS) (Chen et al., 2008). Mikroplast kan i tillegg absorbere kjemikalier, antibiotika og metaller, som igjen kan påvirke mikrobiell aktivitet i biogassreaktoren (Caruso, 2019). Andre stoffer, deriblant perfluorerte alkylstoffer (PFAS) har imidlertid vist liten grad av påvirkning på anaerobe nedbrytningsprosesser, selv i høyere konsentrasjoner enn det som normalt finnes i avløpsslam (Silva et al., 2022). Ulike stoffers grad av fjernbarhet i anaerobe nedbrytningsprosesser er videre varierende, men de fleste organiske miljøgifter lar seg ikke nedbryte i utråtningsprosesser (Vik et al., 2022). Norsk Vanns slamundersøkelse 2017/2018 (Blytt & Stang, 2018) viser imidlertid reduksjoner av mellomkjedede (MCCP) og kortkjedede klorparafiner (SCCP) over råtnetankene. Anaerobe

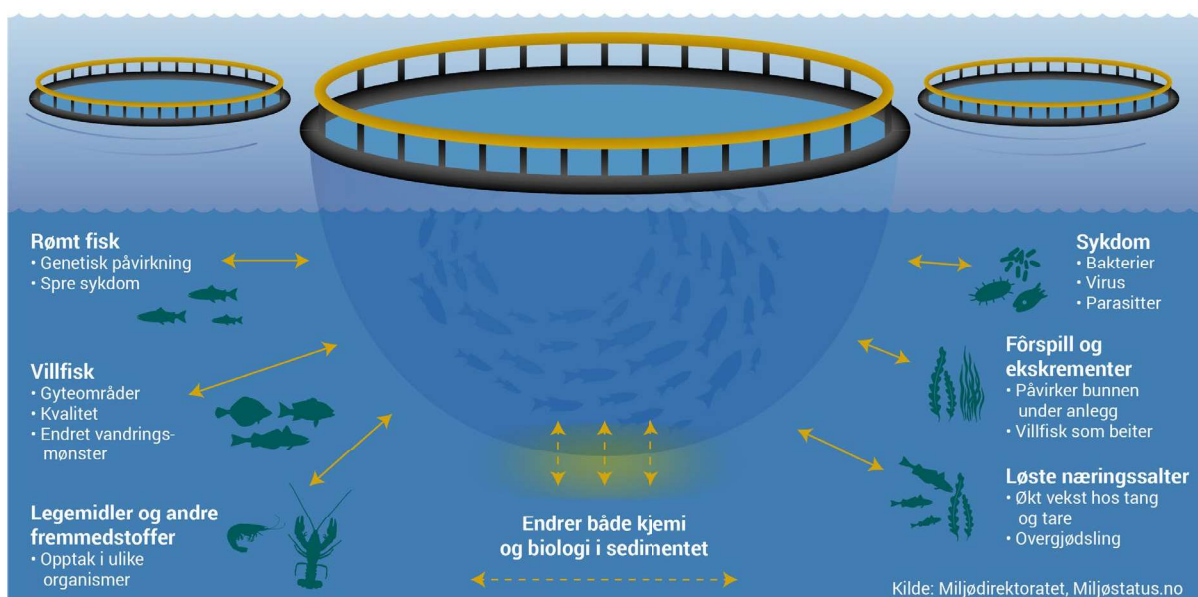
fordøyelsesprosesser har også vist effektiv fjerning av legemidler (Malmborg & Magnér, 2015). På bestilling fra Mattilsynet, har Vitenskapskomiteen for mat og miljø (VKM) et pågående arbeid knyttet til kartlegging av aktuelle miljø- og helseskadelige stoffer i avløpsslam, for å vurdere avløpsslammets egnethet som gjødsel- og jordforbedringsprodukt (Mattilsynet, 2023b). I bestillingsbrevet fremlegger Mattilsynet forventninger om oppkonsentrering av miljøgifter i avløpsslam, forskyldt strengere rensekrav i revisjonsforslaget til avløpsdirektivet. Rapporten skal etter planen ferdigstilles 15. desember 2025.

2.3 Slam fra oppdrettsnæringa

2.3.1 Akvakulturnæringa globalt – et overblikk

Akvakulturnæringa bidrar til forbedret ernæringsstatus og matsikkerhet globalt (FAO, 2020; Kumar, 2019; Nærings- og fiskeridepartementet, 2015; Nøstbakken et al., 2015). Siden midten av 1980-tallet har global akvakultur ekspandert (Bostock et al., 2010; FAO, 2020; Haugen, 2020; Nadarajah & flaaen, 2017), hvorav Asia har stått for brorparten (89 %) av produksjonen de siste 20 årene (FAO, 2020). Næringas dominans i verdens fiskemarked har følgelig implisert økt distribusjon og konsum av matfisk. Ifølge FAO sto næringa for 46 % av verdens matfisk i 2018, høynet fra 25,7 prosent i 2000 (ibid.). Økte markedsandeler tilskrives næringas gode muligheter for produksjonskontroll og tilgjengeliggjøring av prisdyktig matfisk, i ellers sjømatfattige regioner, sammenliknet med tradisjonell fangstfiskeri (ibid.).

Tross en fortsatt økende produksjon globalt, minker imidlertid akvakulturnæringas vekstrate. Organisasjonen for økonomisk samarbeid og utvikling (OECD) prognoserer en produksjonsøkning på 22 % (+ 20 millioner tonn) innen 2032, mot ei 55 % økning (+ 33 millioner tonn) i foregående tiår, i forhold til basisperioden (2020-2022). Strengere miljøreguleringer, utfordringer knyttet til dyrevelferd, rømming av oppdrettsfisk og sykdomsoppblomstring, forurensing av vann- og bunnsedimenter, samt mangel på gode oppdrettslokasjoner, trekkes frem som medvirkende stagnasjonsfaktorer (OECD et al., 2023; Shainee et al., 2013; Taranger et al., 2015). Bærekraftsaspektet sees særlig utfordret av de tradisjonelle, åpne merdesystemene (Turcios & Papenbrock, 2014). I dag drives hoveddelen av lakseoppdrett intensivt i slike åpne sjømerder, både i Norge og globalt (B. Misund, 2023). Overføring av oppdrett til land (resirkulerings- (RAS), gjennomstrømnings ((FTS – flow through system) - eller hybridanlegg) representerer dermed én mulig løsning for produksjonsutvidelse, som samtidig minsker kompromitteringa av marine økosystemer (Skullerud & Martinussen, 2022). Slike anlegg krever imidlertid tilførsel av store mengder energi, nøye overvåking av fisketetthet, adekvate rengjøringsprosedyrer og optimal vannkvalitet, etc., i tillegg at store landarealer beslaglegges (ibid.).



Figur 6: Påvirkning fra fiskeoppdrett (intensiv produksjon, åpne merder i sjø). Illustrasjonen er hentet fra Miljødirektoratet (2024).

2.3.2 Akvakulturnæringa i Norge – et overblikk

Norge er verdens største produsent og eksportør av atlantisk laks og regnbueørret (Taranger et al., 2015), og solgte 2,9 millioner tonn sjømat til en verdi av 151,4 milliarder norske kroner i 2022 (Norges sjømatråd, 2023). Samme år omsatte næringa totalt 2 179 812 tonn fôr (Fiskeridirektoratet, 2023). Produksjonsvolumet til norsk lakseoppdrett har økt drastisk, fra i underkant av 1000 tonn på 1970-tallet (Hersoug et al., 2021). Videre, til tross for kun å utgjøre 2,5 % av verdens akvakulturproduksjon, representerer Norges bidrag 11 % av næringas globale verdiskapning (Garlock et al., 2020, som sitert i Hersoug et al., 2021). Dette skyldes høye verdensmarkedspriser på torsk og laks (FAO, 2020).

Laksen er anadrom, hvilket innebærer at fiskens gyte- og yngelfase foregår i ferskvann (10-16 måneder (Godfisk.no, u.d.)), mens de øvrige livsstadier tilbringes i saltvann (matfiskproduksjonsfasen). Følgelig, inntil at fisken er levedyktig i saltvann (smoltifisert, ca. 60-100 gram (ibid.)), forløper produksjonsprosessen i landbaserte settefiskanlegg (ferskvann) (B. Misund, 2023). I laksefiskproduksjon brukes også termen «smoltanlegg» (ibid.). Jf. forskrift 07.11.2022 nr. 1929 om tillatelse til akvakultur for laks, ørret og regnbueørret ("Laksetildelingsforskriften," 2022) § 7-3, foreligger midlertidig stans i muligheten til å søke om nye tillatelser til akvakultur av laks, ørret og regnbueørret på land. Søknad om nye tillatelser for landbasert sette- og stamfiskvirksomhet i RAS-anlegg er mulig, forutsatt 95 % vanngjenbruk (ibid.).

Rapportering av produksjonsdata fra akvakulturnæringen startet i 1996, samtidig med innføringen av førkvoter som regulativt tiltak i sektoren (Fiskeridirektoratet, u.d.). I henhold til forskrift 17.06.2008 nr. 822 om drift av akvakulturanlegg (akvakulturdriftsforskriften) § 47a, skal antallet fisk per produksjonsenhet i sjø ikke overstige 200 000, tilsvarende om lag 1000 tonn biomasse (Aunsmo et al., 2013). Fisketettheten per produksjonsenhet for stamfisk og markedsklar laks og regnbueørret skal ikke overstige 25 kg/m³, unntatt i slaktekar og lukkede produksjonsenheter, som spesifisert i akvakulturdriftsforskriften § 50. En «produksjonsenhet» er videre definert som en innhegning, merd, tank, dam, bur, poser, avstenging og lignende, og en «installasjon» kan bestå av flere produksjonsenheter, jf. akvakulturdriftsforskriften § 4 pkt. 22 og pkt. 12. «Biomasse» tilsvarer den til enhver tid stående mengde av levende fisk (målt i kg eller tonn), som definert i forskriftas § 4 pkt. 8. Den gitte MTB (maksimalt tillatt biomasse) bestemmer mengden levende fisk innehaveren av tillatelsen kan ha stående i sjøen til enhver tid, regulert på lokalitets- og selskapsnivå (Fiskeridirektoratet, u.d.). I Troms og Finnmark er tillatelsesstørrelsen (konsesjonsnivå) 945 tonn, mot normalt 780 tonn. Unntaket skyldes lengre produksjonstid i kjølige sjøtemperaturer (Grefsrud et al., 2023; Guttormsen et al., 2012).

Innføringen av systemet med maksimalt tillatt biomasse (MTB) fra 1. januar 2005 medførte stor økning i produksjonskapasiteten, ifølge Meld. St. 16 (2014-2015). Stående biomasse har imidlertid vokst langt raskere enn tildelt MTB, i løpet av den siste tiårsperioden (Nærings- og fiskeridepartementet, 2015). Stor biomasse genererer en betydelig mengde slam, i form av partikkelmateriale fra fekalier og overskuddsfôr (Hossain et al., 2016). Havbruksmeldingen fra 2014 (Meld. St. 16) anbefaler derfor å vurdere innføring av næringssalt som indikator, dersom produksjonen flerdobles med gjeldende driftsløsninger og lokalitetsstruktur.

Drift av akvakulturanlegg krever videre godkjent utslippstillatelse fra forurensningsmyndighetene², jf. § 11 i lov om vern mot forurensninger og om avfall av 13.03.1981 nr. 06 (Forurensningsloven). Med den hensikt å sikre økt forutsigbarhet og universelle krav i næringa, kunngjorde Fiskeri- og havministeren og klima- og miljøministeren et nytt regelverk for forurensning fra kystnært havbruk, i en pressemelding datert 06.02.24 (Nærings- og fiskeridepartementet & Klima- og miljødepartementet, 2024). Dette innebærer innføring av forskriftsfestede standardvilkår for forurensning og miljøovervåkning, som erstatning for dagens individuelle utslippstillatelser. Regelverksendringa gjelder ikke for «(...) akvakultur i produksjonsenheter som er avhengig av vanninntak og avløp», jf. § 43-1 andre ledd i forskrift 02.02.2024 nr. 170 om endring i forurensningsforskriften (akvakultur av fisk).

Til forskjell fra åpne merdanlegg, samles alt utslipp fra et landbasert oppdrettsanlegg i et landnært utslippspunkt. Dette, kombinert tilgang på allerede veletablerte rensemetoder fra avløpssektoren, gjør at oppdrettere ofte pålegges krav om primærrensing (Lomnes et al., 2019). Primærrensekraft i oppdrettssektoren er imidlertid ikke hjemlet i Forurensningsforskriften § 14-2, men føres frem av Statsforvalteren, basert på størrelsen på det omsøkte utslippet, og ilyssatt av resipientens totale tåleevne. Mangel på standardiserte rensekraft, måleprinsipper og beregningsmetoder, samt varierende grad av dokumentasjon, gjør det imidlertid vanskelig å fastsette reell renseeffekt i anleggene, ifølge en Rambøll-rapport fra 2019, utarbeidet på vegne av Miljødirektoratet (Lomnes et al., 2019).

2.3.3 Slamproduksjon i norsk oppdrettsnæring

Norsk oppdrett produserer over 300 000 tonn fiskeslam årlig, hvorav kun én prosent blir formålstjenlig utnyttet (BioDigSirk, 2022), da krav om slamoppsamling kun er fremlagt landbaserte akvakulturanlegg (Nibio, 2021). Samtidig representerer settefiskproduksjonen på land om lag 5 % av endelig produksjonsmengde i sjø (Braaten et al., 2010). Følgelig går store mengder nærings- og energirike avfallsprodukter til spillet, samtidig som at utslippsområdenes totale bæreevne utfordres. I fiskens metabolisme omsettes også reststoffer, som skilles ut via nyrer, gjeller og skinn (Aas, 2021). Slike oppløste forbindelser lar seg imidlertid ikke oppsamle av mekaniske filtre (ibid.).

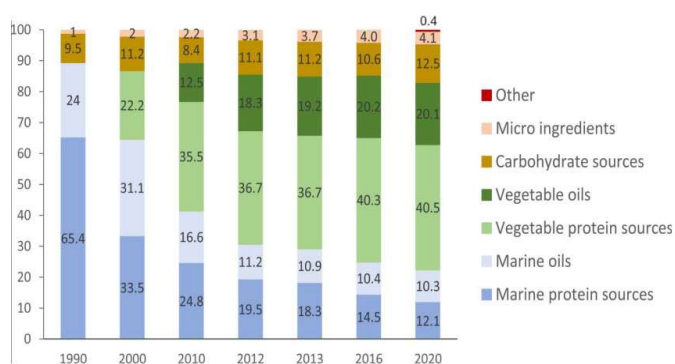
Fekalieproduksjonen avhenger av total mengde fôr som blir spist og fôrtørrstoffets fordøyelighet. Fordøyeligheten avhenger av fôrets ingrediens- og næringsstoffsammensetning, vanntemperatur, fiskestørrelse, fôrprosesseringsmetode, etc. (Ng et al., 2004, som sitert i Dalvin et al., 2022; Krontveit et al., 2014). Tilsetning av eksogene enzympreparater har videre vist å katalysere økt tilgjengelighet av næringsstoffer i fôret (Bedford, 2000; McDonald, 2011). Fekalier har, sammenliknet med fiskefôr, lav energitetthet; brorparten av fôrets energi blir omsatt i fiskens metabolisme. Samtidig forblir slamfraksjonenes mineral- og karbohydratinhold ganske likt, da laksens evne til å omsette og utnytte mineraler og karbohydrater (sukker, stivelse, etc.) er begrenset (Almås et al., 2023; Aas, 2021). Laksefôr består av om lag 30-35 % protein og 35-40 % fett, inklusive flerumettede omega-3 fettsyrer som eicosapentaensyre (EPA) og docosahexaen-syre (DHA). Karbohydrater tilsettes primært for å gi

² Statsforvalteren: Innenfor fylkesgrensene og inntil 12 nautiske mil utenfor grunnlinja. Øvrig: Miljødirektoratet.

fôrpellets fasthet og struktur (Almås et al., 2023). Følgelig gis laksefôr et høyt energiinnhold (-25 MJ/kg); om lag 90 % og 60 % av innholdet i henholdsvis kull og bensin (Aas & Åsgård, 2017). For å oppnå maksimalt fôrinntak, er det imidlertid normalt å praktisere en viss grad av overføring (Aas, 2021). 10-15 % av fôret er følgelig antatt å forlate merdene uspist (Dalvin et al., 2022), og representerer således en stor miljømessig og økonomisk akilleshæl (Johnsen, 2006; Aas et al., 2022). Samtidig er ca. 20 % av laksefôrets energi ufordøyelig for fisken (Aas & Åsgård, 2017). Slammets energiinnhold og tilhørende biogassverdi vil dermed øke, dersom fôrspillmengden er høy. Aas (2021) fastslår imidlertid at den mest effektive ressursutnyttelsen oppnås, ved å forhindre tap av fôrressurser. Analyser av fiskeslam fra et utvalg smolt- og postsmoltproduksjon viser et økende C/N-forhold, antatt forskyldt minkende fôrmengder i fiskeslammet (mer effektiv fôrutnyttelse), og/eller mer effektiv oppsamling av ekskrementer (Brod & Øgaard, 2023).

Endringer i fôrsammensetningen (se figur 7) har videre vist å generere økt slamproduksjon. Basert på en produksjon av 1,3 million tonn laksefisk, kom Aas og Åsgård (2017) frem til en årlig total slamproduksjon i åpne laksemerder i Norge på 535 412 tonn, fordelt på 355 602 tonn fekalier og 179 540 tonn overskuddsfôr. Dette tilsvarer en slamgenerering på 410 kg pr tonn laks produsert i sjøen, med en estimert årlig energimengde på 11.785.235 GJ. Andre beregninger har anslått at slamproduksjonen ligger på mellom 300 og 360 kg per tonn laks, for henholdsvis lav- (30 % fett, 45 % protein) og høyenergifôr (40 % fett, 35 % protein). Sistnevnte verdier er basert på MOM-modellen (Modelling - Ongrowing fish farms – Monitoring, digitalt verktøy), utviklet ved HI (Havforskningsinstituttet). En generell beskrivelse av MOM-systemet og dets fire undermodeller (fiske-, sprednings-, bunn- og vannkvalitetsmodell) er gitt i Ervik et al. (1997). Systemets matematiske oppbygning er videre beskrevet av Stigebrandt et al. (2004). Beregningene til Aas & Åsgård (2017) baserte seg også på høyenergifôr, men antok en lavere andel uspist fôr enn MOM-modellen. Økt slamproduksjon i beregningene til Aas & Åsgård (2017), sammenliknet med MOM-modell-verdiene, skyldes endringer i fôrets sammensetning (Dalvin et al., 2022).

I 2020 var 73,1 % av næringas fôringredienser av vegetabilisk opphav (Aas et al., 2022), som, i kraft av sitt høye karbohydratinnhold og tilhørende lave fordøyelighet (Aas, 2021), bidrar til økte nivåer av ufordøyde fekalier i fiskeslammet. Bruk av marine protein-kilder gir høyere fôrfordøyelighet (fiske-mel \geq 50 %), som vist i Storebakken et al. (1998) og Sørensen et al. (2020). Sistnevnte fastslår imidlertid at høyest fordøyelighet oppnås, ved bruk av rapsolje (21,2 %) som hovedlipidkilde; 68.4 ± 1.2 % tørrstoff-ADC, se pkt. 3.4.1. Dette bekreftes av Oehme et al. (2014); et redusert innhold av fiskemel og rapsolje i fiskefôret, her satt til henholdsvis 20 % og 9 %, gir en generelt lavere fordøyelighet. I 2020 var andelen fiskemel kun 12,1 %, jf. figur 7.



Figur 7: Endring i fôrsammensetninga, i perioden 1990 - 2020. Illustrasjonen er hentet fra Aas et al. (2022).

En studie fra 2009 påpeker imidlertid at mengden sedimentert fôr overvurderes, og at villfiskens fôrkonsum ikke hensyntas tilstrekkelig, ved beregning av mengden slam akkumulert på sjøbunnen (Dempster et al., 2009). Dette kan dels støttes av et masterstudie fra 2023; 19-40 kg d⁻¹ slam ble målt sedimentert under merdene, tilsvarende 13 % av teoretisk produksjonsmengde (170-332 kg d⁻¹) (Krogli, 2023). Videre viser forskning at slampartikler og næringsstoffer fra et oppdrettsanlegg kan spres utover store sjøarealer, avhengig av vannmassenes strømningshastighet og -retning (Broch et al., 2017; Law & Hill, 2019). Krogli (2023) foreslår også dette som en mulig faktor til lav grad av slamopphopning under merdene, og samtidig årsak til gode resultater i områdetets sjøbunnskartlegging (Knutshaug, 2021, som sitert i Krogli, 2023).

2.3.4 Bruk av fiskeslam og -ensilasje som ressurs i biogassammenheng

Slam fra fiskeoppdrett som substrat for produksjon av biogass har vært omfattende studert. Fiskeslammets rikhet på næring (energi, nitrogen, fosfor, kalium og andre mineraler) gjør det til en verdifull ressurs (*Biocircularity through the utilization of fish sludge as fertilizer: An investigation of system changes and resource utilization*, 2023), og muliggjør bruk av fiskeslam som gjødsel og/eller substrat for produksjon av biogass (Aas, 2021). Tørking og transport av fiskeslam er imidlertid energikrevende prosesser, og teknologi for oppsamling av slam fra åpne merder er enda på et tidlig utviklingsstadium (Kraugerud, 2023). Anvendelse og distribusjon av fiskeslam til gjødsling er videre noe begrenset av lovverket. I Norge er bruken av fiskeslam som gjødsel regulert i Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav. Fiskeslam er imidlertid ikke tillatt brukt som gjødsel i økologisk landbruk, da fiskeslam ikke står på EUs positivliste over produkter og substanser som er tillatt benyttet i økologisk jordbruk (Europalov, 2023). Ei heller er fiskeslam inkludert i EUs nye gjødselordning, og fiskeslam er derfor per dags dato ikke godkjent for eksport til EU (EU, 2019).

Et høyt energiinnhold - i form av fett og protein - gir fiskeslam et høyt biogasspotensial (Cabell et al., 2018). Opphopning av ammoniakk og fettsyrer, samt høye nitrogenkonsentrasjoner (lavt karbon/nitrogen-forhold), er imidlertid forbundet med prosessforstyrrelser, i biogassreaktorer tilsatt fiskeslam (ibid.). Sambehandling med karbohydratrike og energifattige substrater - eksempelvis storfegjødsel - har vist seg å avverge inhibering, i tillegg til å gi et greit metanutbytte. Mest optimalt blandingsforhold er imidlertid varierende. Ytrestøyl et al. (2013) fastslår at høyest metanutbytte (860 l/(kg VS)) gis ved et 12,5 : 87,5 - blandingsforhold³. Batchtesten ble utført med lav organisk belastningsrate (ferskvannslam). Resultatet ble antatt å skyldes fortykning av fiskeslammets inhiberende stoffer, og/eller at mikronæringsstoffer i storfegjødslet stimulerte til økt mikrobiell aktivitet (synergieffekter). Videre ga småskalaforsøk med kontinuerlig innmating høyest metanutbytte, ved et blandingsforhold på 25:75 (190 l/(kg VS)). Denne prosessen var imidlertid sterkt inhibert, antatt forskyldt en høy organisk belastningsrate. Av rapporten fremgår det også at fiskeslammets tørrstoff- og energiinnhold var sterkt varierende, både ved det enkelte anlegg og mellom ulike anlegg. Solli et al. (2014) og Cabell et al. (2018) konkluderer tilsvarende. Basert på BMP-testing av substrat sammensatt av fiskeslam (marint), storfegjødsel og myse (batch-test), fastslår Cabell et al. (2018) at et 53:7:40-

³ 12,5 = storfegjødsel; VS 1,4 %. 87,5 = fiskeslam innhentet fra resirkuleringsanlegg for settefiskproduksjon; VS 14,4 %.

blandingsforhold (storfegjødsel : myse : fiskeslam) er mest optimalt, av hensyn til endelig metanutbytte (371 mL/g VS), og for å avverge prosessinhibering. Cabell et al. (2018) trekker samtidig frem saltvannets mulige inhiberingsegenskaper, forskyldt dets innhold av magnesiumsulfat ($MgSO_4$). $MgSO_4$ stimulerer til vekst av sulfat-reducerende bakterier (SRB), som, i tillegg til å konkurrere med metanogener om tilgang på molekylær hydrogen, produserer H_2S . Også Ytrestøyl et al. (2013), Aas og Åsgård (2017) og Gebauer (2004) adresserer saltets inhiberende egenskaper. En kan følgelig anta at bruk av ulike fiskeslamtyper kan ha forårsaket differerende metangasspotensialer, i forsøkene til Cabell et al. (2018) og Ytrestøyl et al. (2013). Marint fiskeslam er også funnet å ha et noe lavere næringsinnhold (Krogli, 2023). Fosforinnholdet er imidlertid sett å være relativt høyt (Braaten et al., 2010; Krogli, 2023). I tillegg kan slammet inneholde medisinerester, dersom dette er brukt i produksjonen (Miljødirektoratet, 2020).

Likeledes kan høye tungmetallkonsentrasjoner begrense bruken av fiskeslam, både som substrat i biogassproduksjon (inhiberingshensyn) og som gjødselprodukt i landbruket. Basert på analyser av 33 biorestprøver, slår Brod (2023) fast at omsetting av biorest fra marine råstoffer som gjødselvarer, og da især fiskeslam, utfordres av høye tungmetallverdier. Gjødselvareforskriften angir maksimumsgrenser for tillatt innhold av tungmetaller (mg/kg TS), klassifisert i kvalitetsklasse 0 (fri mengde), I og II (mengdebegrensninger), og III (ikke mat-/fôrformål). Resultatene til Brod (2023) viser høye sink- og kadmiumkonsentrasjoner i biorest fra fiskeslam fra settefiskanlegg (kvalitetsklasse II). Biorest fra fiskeensilasje blir plassert i kvalitetsklasse I. Alle biorestprøver hadde imidlertid et høyere forholdstall mellom fosfor og henholdsvis Zn og Cd, enn minimumskravene som gis i utkastet til revidert gjødselvareforskrift ($> 22 \text{ mg P/mg Zn}$ og $> 11000 \text{ mg P/mg Cd}$ (Landbruksdirektoratet et al., 2018b). Dette understreker behovet for å ibrukta en alternativ grenseverdi for tungmetaller, for å lette råvaretilførsel til biogassanlegg og anvendelsen av marine biorester på landbruksjord. Høye sink-konsentrasjoner kan tilskrives bruk av sink som ernæringsstilkudd i fiskefôr (Silva et al., 2019). Fiskefôr er samtidig en kilde til halogenerte organiske forbindelser som PCB, dioksiner, furaner, klorerte pesticider, og bromerte flammehemmere, samt en rekke øvrige tungmetallforbindelser (Cu, Hg, As, Cd, etc.) (Grefsrud et al., 2022).

Brod og Øgaard (2023) konkluderer tilsvarende; av 26 tørkede fiskeslamprøver (smolt- og postsmoltproduksjon) var 50 % i kvalitetsklasse II og 46 % i kvalitetsklasse I. Kun én slamprøve tilfredsstilte kravene til kvalitetsklasse 0. Ingen av de analyserte prøvene felte innunder kvalitetsklasse III. Sammenliknet med tall fra Daugstad et al. (2012), var gjennomsnittlig sinkinnhold i fiskeslamprøvene ($373 \pm 136 \text{ mg/kg tørrstoff}$) lavere enn i svine- (637 mg/kg) og sauegjødsel (600 mg/kg). Gjennomsnittsinholdet i storfegjødsel var imidlertid lavest (184 Zn mg/kg). Videre inneholdt ingen fiskeslamprøver $> 46 \text{ mg Cd/kg P}$. Følgelig sees fiskeslammet å tilfredsstille generelle gjødselskvalitetskrav gitt av forskrift 04.07.2003 nr. 1063 om handel med gjødsel og kalkingsmidler mv. Ei heller overskred slamprøvene grenseverdiene for Pb, Hg, Ni, Cu, Cr, eller As. Også Braaten et al. (2010) konkluderer med at tungmetallinnholdet i oppdrettsslam er gjennomgående lavt, tross betydelige variasjoner. Trenden bekreftes videre av Vangdal et al. (2014), som tok for seg en analyse av fiskeslam (tørket (70 % TS) og utørket), innhentet fra åpne fiskemerder. Både tørket og utørket fiskeslam tilfredsstilte kravet til kvalitetsklasse 0 i Gjødselvareforskriften.

3 Metode og metodevalg

3.1 Valg av forskningsdesign

Masteroppgaven benytter en todelt forskningsmetodikk bestående av et innledende litteratursøk og -gjennomgang (opparbeide teorigrunnlag), etterfulgt av en fase dedikert til bearbeiding av overbrakte analyseresultater, samt slammengdeberegninger og kvantifisering av teoretisk biogasspotensiale. Teoretisk biogasspotensiale er estimert ved å multiplisere årlig mengde av hvert råstoff, med målt biogassutbytte for det spesifikke råstoffet. Ettersom at metangass er den energigivende komponenten i biogass (se pkt. 2.1.1), benyttes målt metaninnhold som utgangspunkt for beregning av forventet energimengde. Energimengdeberegningene benytter tilsvarende metodikk som NMBUs veileder for biogassanlegg (2017/2018) (Morken et al., 2017). Da analyser av sjøbasert oppdrettslam ikke er inkludert i tallgrunnlaget fra Rå Biopark, vil beregning av teoretisk biogass- og metanutbytte og/eller energimengde fra nevnte slamtype baseres på tre ulike metoder:

- (1) Beregne et teoretisk biogassutbytte for oppdrettslam, basert på slammets innhold av karbohydrater, proteiner og fett, samt beregnet biogassutbytte for hvert av næringsstoffene. Karbohydrat, protein og fett er næringsstoffene av høyest relevans i biogassammenheng (Atelge et al., 2020; Solli, 2017). Beregningsmetodikken er hentet fra lærematerialet til Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) (Nordberg, 2017). Oppdrettslammets fordeling av fôrspill og fekalier vil videre baseres på egne mengdeberegninger, supplert med data hentet fra Aas et al. (2022) og Aas (2021). Ei slik tilnærming er imidlertid særs forenklet, og hensyntar i liten grad de øvrige faktorene som påvirker det reelle biogassutbyttet, se pkt. 2.1.3.
- (2) Beregne energiinnhold i oppdrettslam direkte, basert på antatt energimengde i fôr [GJ/tonn] og beregnet mengde fôr spist, samt tilsynelatende fordøyelighet og mengde fôrspill. Tilsvarende tilnærming er benyttet i Aas og Åsgård (2017). Beregnet mengde fôr spist, tilsynelatende fordøyelighet og mengde fôrspill er hentet fra pkt. 3.4.3.
- (3) Beregne biogassutbytte, basert på målt biogass- og metanutbytte for slam fra settefiskproduksjon.

For å ivareta alle tre hensyn; reell nedbrytningskinetikk og biogassakkumulering i fiskeslam (metode 3), det marine fiskeslammets sammensetning (metode 1), og erfaringsbaserte energimengder fra litteraturen (metode 2), vil det videre utledes en korrigert verdi for oppdrettslammets biogass- og energiutbytte. Beregninga tar utgangspunkt i to korreksjonsfaktorer - θ (korreksjon for metode 1 \rightarrow metode 4) og Δ (korreksjon for metode 3 \rightarrow metode 5). Disse verdiene vil videre sammenstilles, for å fastslå en endelig verdi for teoretisk biogass- og energiutbytte i oppdrettslam. Nærmere beskrivelser er gitt innunder pkt. 5.3, da metodene avhenger av verdier som utledes ved bruk av metode 1, 2 og 3.

Slammengdeberegningene baserer seg på statistiske data, innhentet fra Statistisk Sentralbyrå (SSB) og Fiskeridirektoratets akvakulturstatistikk. Norsk Vann rapport nr. 277 - «Nasjonal strategi for behandling og disponering av avløpsslam» - og Norsk Vann rapport nr. 256 - «Veiledning for dimensjonering av avløpsrensaneanlegg» benyttes, som utgangspunkt for beregning av fremtidig

avløpsslamproduksjon ved kommunale avløpsrensaneanlegg. Med «fremtidig avløpsslamproduksjon» forstås her total slamproduksjon etter implementering av sekundærrenssekraft. De fleste beregningsmodeller for utslipp fra oppdrettsanlegg er basert på produsert mengde fisk og oppnådd/forventet fôrfaktor. For beregning av slamproduksjon fra oppdretts- og settefiskanlegg benyttes her en enkel massebalansemodell, basert på teoretiske prinsipper presentert i Broch og Ellingsen (2020), utført ved bruk av beregningsmetodikken til Aas og Åsgård (2017). Tilnærmingen til Aas og Åsgård (2017) er videre supplert med data for fôromsetning og produksjon/biomasse fra Fiskeridirektoratets biomassestatistikk etter fylke (Fiskeridirektoratet, 2024b), rapportert per 20.03.2024.

Bruk av massebalansemodeller har til hensikt å unngå kompliserte beregninger knyttet til fiskens metabolske prosesser, basert på prinsippet om massebevaring; materie kan ikke forsvinne. Differansen mellom omsatt fôrmengde og fiskens reelle fôrkonsument må følgelig tilkomme omgivelsene. Broch og Ellingsen (2020) presenterer kvantifiserte utslipp av organisk materiale og næringsalter fra sette- og matfiskanlegg til sjø på enkeltstoffnivå (karbon, nitrogen, fosfor). Da målet med dette studiet er å tallfeste et teoretisk biogasspotensiale i oppdretts- og settefiskslam, fremfor å undersøke utslippsnivået til enkeltstoffer, sees den beregningsmessige tilnærminga til Aas og Åsgård (2017) og her være mer formålstjenlig, tross dens enkelhet. Betrachtingene til Broch og Ellingsen (2020) omkring assimileringseffekter, vekstfaktor/retensjon og løselighet av ulike komponenter i fôr og fekalier er imidlertid av høy relevans, gitt oppgavens iboende mål om kvantifisering av slamproduksjonen i akvakulturnæringa. Som et alternativt til bruk av massebalansemodeller, kan slamproduksjonen beregnes basert på biomasseproduksjon, fôrfaktor og teoretiske omregningsfaktorer kjent fra litteraturen, som beskrevet i Hilmarsen et al. (2018). For å i større grad kunne ivareta/inkludere lokale produksjonsforhold og -data, ble sistnevnte metode imidlertid valgt bort.

3.2 Analyser for måling av slamsammensetning og biogassutbytte

3.2.1 Slamprøveanalysene i forprosjektet til Rå Biopark

Slamprøvene ble analysert av Schaumann BioEnergy Consult (akkreditert laboratorium, se vedlegg 2), i regi av forprosjektet til Rå Biopark, fordelt over tre testperioder; sommeren 2022 og høsten 2022, samt høsten 2023. Testregimet inkluderte målinger av slamprøvenes biogasspotensiale (batchtest, 25-dagers testperiode), i henhold til VDI 4630-prosedyren, samt målinger av inhiberingsrisiko og grunnleggende kjemiske parametere (pH, elektrisk konduktivitet, NH₄-N), flyktige fettsyrer, etc.). Det ble i tillegg gjennomført analyser av slamprøvenes makronæringsstoffinnhold (Weender-analyse), samt innhold av øvrige makro- og sporelementer (ICP-OES) og tungmetaller. Datagrunnlaget inkluderer totalt 5 stk. slamprøver fra kommunale avløpsrensaneanlegg og 2 stk. slamprøver fra settefiskanlegg, se tabell 6 for detaljer vedrørende prøvetakingstidspunkt og tidspunkt for analyseresultat. Lokasjon for slamprøve er ikke medtatt av konfidensielle hensyn. For ytterligere detaljer om testmetodene, se vedlegg 3.

Tabell 6: Oversikt over prøvetakingstidspunkt og tidspunkt for analyseresultat for slamprøvene.

| Slamtype | Prøve nr. | Prøvetakingstidspunkt | Tidspunkt for analyseresultat | | |
|------------|-----------|-----------------------|-------------------------------|-----------------|----------------------|
| | | | Batchtest | Inhiberingstest | Resultat, inhib.test |
| Avløpsslam | 1 | 22.06.22 | 26.07.22 | 01.07.22 | Ok |
| Avløpsslam | 2 | 22.11.22 | 03.01.23 | 05.12.22 | Ok |
| Avløpsslam | 3 | 22.11.22 | 03.01.23 | 05.12.22 | Ok |
| Avløpsslam | 4 | 22.11.22 | 03.01.23 | 05.12.22 | Ok |
| Avløpsslam | 5 | 22.11.22 | 03.01.23 | 05.12.22 | Ok |
| Fiskeslam | 1 | 22.11.22 | 03.01.23 | 05.12.22 | Ok |
| Fiskeslam | 2 | 27.03.23 | 02.05.23 | 05.04.23 | Ikke ok |

Det er ikke utført egne analyser av slam fra mindre avløpsrensaneanlegg (slamavskillere, minirensaneanlegg, etc.), da avløpsslammet fra de nevnte anlegg forventes å ha tilnærmet lik sammensetning og biogasspotensiale, som avløpsslammet fra kommunale avløpsrensaneanlegg, ifølge Ford (2023). Tilsvarende premiss legges til grunn i dette arbeidet.

Det er heller ikke utført analyser av sammensatte substrater. Biogassanlegget i Skibotn vil ha to mottakslinjer; én tilrettelagt for emballerte råvarer, og én dedikert for avløpsslam. Avløpsslammet vil bli behandlet separat, i samsvar med bruksmessige fastsatt i Gjødselevareforskriften (pkt. 2.1.4), se pkt. 1.4. Derimot vil fiskeslammet sambehandles med øvrige substratgrupper (husdyrgjødsel, matavfall, organisk avfall fra næringsmiddelindustrien, etc.), hvilket – i praksis – vil kunne gi et annet biogass-/energiutbytte, enn det som fremgår av tallgrunnlaget. Gitt oppgavens iboende mål om å kartlegge energipotensialet i henholdsvis avløps- og fiskeslam, samt mangel på tilgang til faktiske analysedata, ble det besluttet å ta utgangspunkt anaerob nedbrytning av enkeltsubstrater (monobehandling) i denne oppgaven.

3.3 Beregning av slammengder i avløpssektoren

3.3.1 Metode for beregning av eksisterende slamproduksjon i Troms og Finnmark

Slamproduksjonen ($g\ TS/m^3$) er et aggregat av ulike faktorer (temperatur, slamalder, SS/BOF₅-forhold, avløpsrens-/slambehandlingsprosess(er), etc.), hvorav litteraturen skiller mellom tre hovedtyper; mekanisk, biologisk og kjemisk (Johannessen et al., 2020):

$$\text{Mekanisk slamproduksjon: } SP = (SS_{inn} - SS_{ut}) \left[g \frac{TS}{m^3} \right] \quad (7)$$

$$\text{Biologisk slamproduksjon: } SP = (\gamma_{obs} \times BOF_{fjernet}) \left[g \frac{TS}{m^3} \right] \quad (8)$$

$$\text{Kjemisk slamproduksjon: } SP = K_{kem.} \times D + (SS_{inn} - SS_{ut}) \left[g \frac{TS}{m^3} \right] \quad (9)$$

γ_{obs} avhenger av valgt behandlingsmålsetting (A, B eller C) og eventuell forbehandlingsmetode ((1) ingen, (2) mekanisk forrensing, (3) forfelling). For behandlingsmålsetting C justeres variabelen ytterligere, dersom etterdenitrifikasjon inkluderes. Ved kjemisk avløpsrensing hensyntas valg av type

fellingskjemikalie ($K_{\text{kjem.}}$) og kjemikaliedosering (D). For beregning av total mengde produsert avløpsslam (volum), multipliseres tørrstoffraksjonen ($\text{g TS}/\text{m}^3$) med tilført vannmengde; henholdsvis $Q_{\text{dim.}}$ ved dimensjonering av slambehandlingsutstyr, reaktorer, etc., og $Q_{\text{middeldøgn}}$ for å bestemme årlig slamproduksjon. Eventuelle særlokalforhold (tilførsel av septikslam, tilknytning til industri, etc.), og produksjonsvariasjoner over tid («peak-faktorer»), bør også tas til følge, i beregnings-/dimensjoneringsprosessen. For overslagsberegninger kan en imidlertid benytte veiledende verdier for tørrstoffproduksjon ($\text{g TS}/(\text{pe} \times d)$), som angitt i tabell 4.2.1 i Johannessen et al. (2020). Tabellen inkluderer forskjellige verdier ($\text{g TS}/(\text{pe} \times d)$) for hver enhetsrenseprosess. I Norsk Vann rapport nr. 277 - «Nasjonal strategi for behandling og disponering av avløpsslam» - presenteres kun to verdier for forventet slamproduksjon; $40 \text{ g TS}/(\text{pe} \times d)$, for renseanlegg med mekanisk rensing, og $90 \text{ g TS}/(\text{pe} \times d)$, for anlegg med mekanisk/biologisk eller biologisk og kjemisk rensetrinn. I fravær av kjennskap til reelle slamproduksjonsmengder og anvendt renseprinsipp ved det enkelte renseanlegg i regionen (Troms og Finnmark), benyttes derfor overnevnte verdier i de påfølgende beregningene.

$$\text{Total slamproduksjon (mekanisk):} \quad SP = 40 \text{ g} \frac{TS}{\text{pe} \times d} \times \text{pe.} \left[\frac{\text{g TS}}{d} \right] \quad (10)$$

$$\text{Total slamproduksjon (biologisk, kjemisk, kjemisk og biologisk):} \quad SP = 90 \text{ g} \frac{TS}{\text{pe} \times d} \times \text{pe.} \left[\frac{\text{g TS}}{d} \right] \quad (11)$$

Minirensesanlegg produserer en gjennomsnittlig slammengde på $61,4 \text{ g TS}/(\text{pe} \times d)$, ifølge Johannessen et al. (2017), se pkt. 2.2.2. Forventet produksjonsmengde blir følgelig:

$$\text{Total slamproduksjon (minirensesanlegg):} \quad SP = 61,4 \text{ g} \frac{TS}{\text{pe} \times d} \times \text{pe.} \left[\frac{\text{g TS}}{d} \right] \quad (12)$$

Benytter tilsvarende formel for øvrige spredte avløpsrenseløsninger.

I 2022 ble avløpsvannet til 24 195 innbyggere ble direkte sluppet ut i resipienten, uten å gjennomgå noen form for rensing. Avløpsslam er definert som «(...) den faste fraksjonen *etter* rensing av avløpsvann» (Nibio, 2017). Tilsvarende definisjonen er gitt i Tchobanoglous et al. (2014) s. 3, Ødegaard (2014) s. 36, Storhaug (2011) s. 6 og Forurensingsforskriften § 11-3 bokstav n. Urenset avløpsvann inneholder dermed - rent definisjonsmessig - ikke slam, og bidraget fra urensede avløpsutslipp kan derfor tenkes unntatt fra slamberegningene. Velger imidlertid å poengtere at avløpsvann inneholder partikler i ulike størrelsesordener (fraksjoner); oppløst ($< 0,1 \mu\text{m}$), kolloidalt ($0,1 - 1,0 \mu\text{m}$), suspendert ($1 - 100 \mu\text{m}$) og sedimenterbart ($> 100 \mu\text{m}$). Totalt tørrstoff omfatter videre både suspenderte (filtrerbar) og oppløste stoffer (ikke-filtrerbar), bestemt etter tørking på $105 \pm 5 \text{ }^\circ\text{C}$ (Storhaug, 2011; Tchobanoglous et al., 2014). I forskriftsøyemed inkluderer termen «suspendert stoff» (SS) både den sedimenterbare fraksjonen i avløpsvannet, samt deler av avløpsvannets kolloidale stoffer, avhengig av glassfiberfilterets porestørrelse (Storhaug, 2011). Satt i sammenheng med oppgitt verdi for tørrstoffproduksjon i minirensesanlegg ($61,4 \text{ g TS}/[\text{pe} \times d]$) og kravet til SS-reduksjon for utslipp til mindre følsomt område ($< 50 \text{ pe.}$; 20 % reduksjon, jf. Forurensingsforskriften § 12-9 bokstav a), kan totalt TS-innhold i ubehandlet avløpsvann dermed tenkes gitt på følgende formel:

$$TS_{\text{før}} = \frac{TS_{\text{etter}}}{1 - \left(\frac{\text{reduksjon} [\%]}{100} \right)} \rightarrow TS_{\text{før}} = \frac{61,4 \text{ g TS}/(\text{pe} \times d)}{1 - \left(\frac{20 [\%]}{100} \right)} = 76,75 \text{ g TS}/(\text{pe} \times d) \quad (13)$$

Innsatt i formel (13), med TS_{etter} lik 40 (ref. formel 10) og SS-reduksjon lik 50 % (primærrenssekraft jf. Forurensingsforskriften § 14-2 bokstav a), blir $TS_{før}$ lik $80 \text{ g TS}/[pe \times d]$, hvilket samsvarer greit med $76,75 \text{ g TS}/[pe \times d]$. Samtidig er husholdningsspillvann oppgitt å belaste med $70 \text{ g SS}/[pe \times d]$, i Norsk Vann rapport nr. 256. For beregning av teoretisk slambidrag fra urensset avløpsutslipp, velges derfor tørrstoffinnholdet her satt til $76 \text{ g}/[pe \times d]$. Forventet slamproduksjon blir følgelig:

$$\text{Total slamproduksjon (urensset utslipp): } SP = 76 \text{ g} \frac{TS}{pe \times d} \times pe. \quad (14)$$

3.3.2 Metode for beregning av fremtidig mengde slam produsert i Troms og Finnmark

For beregning av fremtidig mengde slam produsert i Troms og Finnmark, benyttes her én modell basert på parametere presentert i Norsk Vann rapport nr. 277. Beregninga tar utgangspunkt i dagens befolkningsmengde og eksisterende avløpsrensaneanleggsstruktur, og forutsetter ingen urensset avløpsutslipp (idealforhold) for avløpsrensaneanlegg med belastning ≥ 1000 pe.

I. Antall personer tilknyttet et avløpsrensaneanlegg, med belastning på 1000 pe. eller mer \rightarrow formel (11)

II. Antall personer tilknyttet et avløpsrensaneanlegg, med belastning ≥ 50 og < 1000 pe. \rightarrow formel (10)

III. Antall personer tilknyttet spredt avløp (< 50 pe.) \rightarrow formel (12)

Total slamproduksjon gis ved å summere I, II og III.

Det er samtidig verdt å presisere at modellen er teoretisk fundamentert, og følgelig ikke hensyntar mange av de variablene som vil innvirke på den reelle mengden slam som vil produseres (temperatur, slamalder, SS/BOF₅-forhold, avløpsrens- / slam-behandlingsprosess(er), etc.). Ei heller tas SSBs befolkningsframskrivninger for Troms og Finnmark til følge, satt til + 3 % (7000 personer, jf. hovedalternativet), innen 2050 (Leknes & Løkken, 2022). Prediksjonene gir likevel greie anslag på fremtidige slamkvantum, og danner dermed grunnlag for sammenlikning med eksisterende produksjonsnivå.

Statistisk sentralbyrå grupperer sitt datamateriale etter Forurensingsforskriftens virkeområde-inndelinger, som videre er basert på kapasiteten til det enkelte avløpsrensaneanlegg; < 50 pe. (kap. 12), < 2000 til ferskvann/elvemunning eller $< 10\,000$ til sjø (kap. 13), ≥ 2000 pe. til ferskvann/elvemunning eller $\geq 10\,000$ pe. til sjø (kap. 14). Avløpsdirektivets revisjonsforslag innebærer justeringer av dagens virkeområde (sekundærrensing ved ≥ 1000 pe.), hvilket vanskeliggjør direkte bruk av SSBs offentlige datamateriale, i de påfølgende beregningene. For å få klarhet i antall avløpsrensaneanlegg med belastning på ≥ 1000 pe., samt tallfestet antall personer tilknyttet de nevnte anlegg, ble SSB derfor kontaktet. Totalt 46 anlegg i Troms og Finnmark belastes med avløpsvann fra ≥ 1000 personer, hvorav utslippet til 9 anlegg er urensset. Dette inkluderer utslippet til om lag 195 000 personer; 186 000 rensset og 9000 urensset. SSB baserer sine tall på opplysninger gitt av avløpsanlegg rapporteringen til Miljødirektoratet (anlegg ≥ 50 pe.) og KOSTRA-tall (anlegg < 50 pe.). Det er videre verdt å tillegge at ulike kilder til feil og usikkerheter i SSBs tallgrunnlag vil måtte påregnes, inklusive innsamlings- og bearbeidingsfeil, samt mangler i datagrunnlaget, som beskrevet innunder pkt. 2.9 i Berge og Onstad (2023). Sett i lys av

innbyggertallene som oppgis innunder pkt. 1.6.1, fås følgende tall for antall innbyggere tilknyttet renseanlegg, med belastning på ≥ 50 pe.:

- 30 072 innbyggere er tilknyttet renseanlegg, med belastning mellom ≥ 50 og < 1000 pe. Av disse antas utslippet fra 15 195 å være urensset (24 195 (urensset utslipp, RA ≥ 50 pe.) – 9000 (urensset utslipp, RA ≥ 1000 pe.)). Dermed vil avløpsvannet til 14 877 innbyggere renses mekanisk.
- 53 160 innbyggere er tilknyttet renseanlegg, med belastning < 50 pe. Av disse forblir utslippet til 4579 urensset og 48 581 rensset.

Følgelig vil utslippet fra totalt 83 239 innbyggere ikke felle innunder revisjonsforlagetets virkeområde. Slamproduksjonen fra disse innbyggerne forutsettes derfor uendret.

Å avgrense med hensyn på antall personer tilknyttet et avløpsrenseanlegg vil imidlertid utelukke belastninger fra andre virksomheter, inklusive næringsliv og tjenesteyting (skole, barnehager, sykehus, etc.). I Johannessen et al. (2020) presenteres ulike omregningsfaktorer for ulike hydrauliske belastninger (veiledende dimensjoneringsverdier), satt til henholdsvis 470 l/(seng \times døgn), 375 l/overnattingsdøgn og 30 l/(elev \times døgn) for sykehus (inkl. betjening), høystandardshoteller og skoler. Normalforbruket pr. person i døgnet er videre satt 130 - 150 l/(pe. \times døgn), basert på vannforbruksmålinger. Å kun ta utgangspunkt innbyggerantallet vil dermed kunne avvike sterkt fra den reelle forurensingsbelastninga til et avløpsrenseanlegg. Generelt, for å sikre at også spillvannsbidraget fra erverv, industri, etc. blir medtatt i kapasitetsberegninger, omregnes disse bidragene til spesifikk belastning/forbruk pr. person, angitt i «personekvivalent» (pe.). Én pe. er videre definert som den mengde organisk stoff som brytes ned biologisk, med et biokjemisk oksygenforbruk målt over fem døgn (BOF₅) på 60 g oksygen per døgn, jf. Forurensingsforskriften § 11-3 bokstav m. Generelt gjelder følgende: 1 pe. = 1 person (Nibio, 2018). I praksis vil dermed antall anlegg med kapasitet på ≥ 1000 pe. være høyere enn 46 stk. Av hensyn til oppgavens målsetting, arbeidsomfang og store geografiske nedslagsfelt er det imidlertid valgt å utelate de renseanleggene som, basert på innbyggertallet alene, kapasiteter < 1000 pe., men som likevel gis ei totalbelastning på over 1000 pe. Med «totalbelastning» forstås her spillvannsbidrag fra erverv, industri, etc., og innbyggere.

Hvordan å definere et tettsted har også vist seg å være avgjørende, for hvorvidt krav om sekundærrensing (≥ 1000 pe.) vil tilfelle eller ei. Som nevnt innledningsvis (pkt. 1.5.3), innebærer avløpsdirektivets revisjonsforslag ei samtidig redefinering av tettstedsbegrepet, foreslått satt til henholdsvis 10 [pe./ha] eller mer (EU-kommisjonen), eller 10 til 25 [pe./ha] (Europaparlamentet og Rådet for den europeiske union). Om lag 58 kilometer utenfor Tromsø by ligger området Sommarøy/Hillesøy, med 304 fastboende, ifølge tall fra SSB (SSB, 2024a, tabell 04859). I tillegg til å være et senter for fiskerinæringa, har området opplevd økt tilvekst innen turisme. Inkludert belastninga fra området fastboende - og forutsatt full drift av hotell og fiskebruk -, gir dette ei total pe.-belastning på 1200 pe., i henhold til Tromsø kommunes egne overslagsberegninger (Helø, 2023). Geografisk avgrensing vil videre avgjøre hvorvidt området belastning er tilstrekkelig (10 [pe./ha] eller 10 - 25 [pe./ha]), for å kategoriseres som et tettsted, se figur (5). Grønn avgrensing tilsvarer ei forurensings-

belastning på 10,5 [pe./ha] (sekundærrensekrav), mens den rosa gir ei belastning på 6,7 [pe./ha] (ikke sekundærrensekrav).

Avløpsrenseanlegget på Sommarøy er Tromsø kommunes største distriktsanlegg, bestående av én sedimenteringstank, slamavskiller og slamlager. Anlegget er dimensjonert for ei belastning på 1000 pe., og mottar avløpsvann fra boliger, hotell og noe næringsvirksomhet (Helø, 2023). Ifølge SSBs estimasjoner vil imidlertid ikke avløpsrenseanlegget på Sommarøy felle innunder sekundærrensekravet (< 1000 pe.), basert på eksisterende tallgrunnlag og områdeavgrensning. Det er imidlertid rimelig å anta at flere tilsvarende situasjoner vil oppstå, der tettstedsavgrensninger og medregning av øvrige spillvannsbidrag bidrar til at totalbelastninga til et avløpsrenseanlegg likevel vil overskride 1000 pe. Sommarøy-eksempelet kan dermed sees å løfte frem flere av de utfordringene som medfølger avløpsdirektivets revisjonsforslag, i tillegg til å illustrere et mulig omfang av sekundærrensekravets reelle nedslagsfelt.



Figur 8: Kartutsnitt over området Sommarøy/Hillesøy, for å illustrere hvordan ulike geografiske avgrensninger påvirker tettstedsdefinisjonen (Helø, 2023).

3.3.3 Beregningsresultater – mengden avløpslam i Troms og Finnmark

Tabell 7: Beregnet slamproduksjon i Troms og Finnmark. Eksisterende og fremtidige slammengder.

| Eksisterende slamproduksjon | | | | | |
|--|-----------------------------------|---------------------|-----------------|-----------------------------|---|
| Renseprinsipp | Tørrstoffproduksjon [g TS/(pe×d)] | | Ant. innbyggere | Tot. TS-produksjon [g TS/d] | Reell mengde TS tilgjengelig (ekskl. urensset avløp) [g TS/d] |
| Spredt avløp | 61,4 | Små RA (< 50 pe.) | 48581 | 2982873,40 | 2982873,40 |
| Urenset utslipp | 76 | | 4579 | 348004,00 | |
| Mekanisk rensing | 40 | Store RA (≥ 50 pe.) | 186687 | 7467480,00 | 7467480,00 |
| Biologisk, kjemisk, kjemisk-biologisk, eller annet | 90 | | 14190 | 1277100,00 | 1277100,00 |
| Urenset utslipp | 76 | | 24195 | 1838820,00 | |
| Totalproduksjon [g TS/d] | | | | 13914277,40 | 11727453,40 |
| Totalproduksjon [tonn TS/d] | | | | 13,91 | 11,73 |
| Totalproduksjon [tonn TS/år]* | | | | 5082,19 | 4283,45 |

| Fremtidig slamproduksjon | | | | | |
|--|-----------------------------------|---------------------------|-----------------|-----------------------------|---|
| Renseprinsipp | Tørrstoffproduksjon [g TS/(pe×d)] | | Ant. innbyggere | Tot. TS-produksjon [g TS/d] | Reell mengde TS tilgjengelig (ekskl. urensset avløp) [g TS/d] |
| Spredt avløp | 61,4 | Små RA (< 50 pe.) | 48581 | 2982873,40 | 2982873,40 |
| Urenset utslipp | 76 | | 4579 | 348004,00 | |
| Mekanisk rensing | 40 | RA (≥ 50 pe., < 1000 pe.) | 14877 | 595080,00 | 595080,00 |
| Urenset utslipp | 76 | | 15195 | 1154820,00 | |
| Biologisk, kjemisk, kjemisk-biologisk, eller annet | 90 | RA (≥ 1000 pe.) | 195000 | 17550000,00 | 17550000,00 |
| Totalproduksjon [g TS/d] | | | | 22630777,40 | 21127953,40 |
| Totalproduksjon [tonn TS/d] | | | | 22,63 | 21,13 |
| Totalproduksjon [tonn TS/år]* | | | | 8265,89 | 7716,98 |

*Multipliserer med 365,25 dager for å hensynta skuddår.

3.4 Beregning av slam fra oppdretts- og settefiskanlegg

3.4.1 Slamproduksjon i oppdretts- og settefiskanlegg basert på massebalanse

Massebalansemodellen hensyntar to hovedutslippsformer for slamavfall fra sette-/oppdrettsfiskproduksjon; fôrspill (partikulært, F_w) og eksk्रेter, hvorav sistnevnte inkluderer både partikulære og oppløste materialer, se figur (6). Broch og Ellingsen (2020) oppdeler partikulært organisk materiale (PO_x) i PO-karbon (POC), - nitrogen (PON) og - fosfor (POP), hvorav en viss andel vil løses opp (DOC, DON og DOP), uttrykt som DO_x . Tilsvarende inndeling gis også for oppløste uorganiske forbindelser (DI_x); DIC (karbon, eksempelvis respirert CO_2), DIN (nitrogen, primært ammonium (NH_4^+) og ammoniakk (NH_3), og fosfor (DIP, f.eks. fosfat (PO_4^{3-})). Dette gir følgende uttrykk for massebalanse:

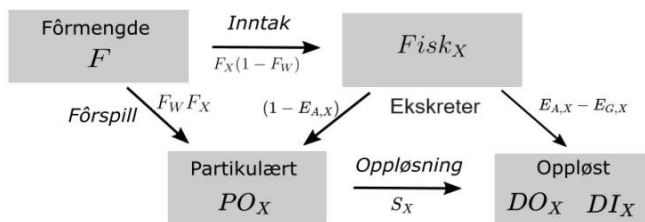
$$PO_x = F \times F_x(F_w + (1 - F_w) \times (1 - E_{A,x})) \times (1 - S_x) \quad (15)$$

$$DO_x = F \times F_x(F_w + (1 - F_w) \times (1 - E_{A,x})) \times S_x \quad (16)$$

$$Fisk_x = F \times F_x(1 - F_w) \times E_{G,x} \quad (17)$$

$$DI_x = F \times F_x(1 - F_w) \times (E_{A,x} - E_{G,x}) \quad (18)$$

, hvorav F = fôrforbruk (mengde), $E_{A,x}$ = assimileringseffekt, $E_{G,x}$ = veksteffektivitet/retensjon.



Figur 9: Massebalanse for utslipp av partikulært og oppløst materiale (Broch & Ellingsen, 2020)

Tilsvarende prinsipper legges til grunn i de påfølgende beregningene av fiskeslamproduksjon i Troms og Finnmark, som beskrevet i formel (19):

$$Total\ slammengde\ (TS)\ [tonn/\text{år}] = TS_{fekalier}\ [tonn] + TS_{fôrspill}\ [tonn] \quad (19)$$

$TS_{fekalier}$ er angitt som produktet av mengden konsumert fôr (TS) [tonn] og fôrtørrestoffets fordøyelighet [%]. $TS_{fôrspill}$ tilsvarer den uforbrukte fôrmengden; differansen mellom omsatt fôrmengde og mengden spist fôr. Mengden spist fôr avhenger av biologisk fôrfaktor og mengden fisk produsert (produksjonsuttaket), også uttrykt som produksjonsuttakets fôrmengde (Aas, personlig kommunikasjon, 22.04.24). I formel (20) benyttes termen «totalt produksjonsuttak». Påfølgende formler er benyttet, for beregning av slamproduksjon i oppdretts- og settefiskanlegg:

$$Mengde\ fôr\ spist\ (TS)\ [tonn] = Totalt\ produksjonsuttak\ [tonn] \times biologisk\ fôrfaktor \quad (20)$$

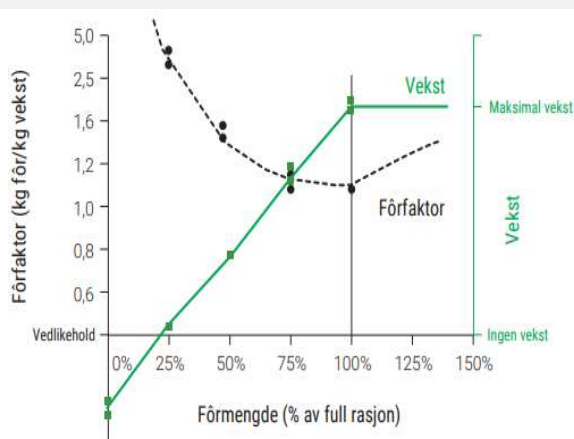
$$Mengde\ fekalier\ (TS)\ [tonn] = Mengde\ fôr\ spist\ [tonn] \times \left(1 - \frac{\text{tilsynelatende\ fordøyelighet\ [\%]}}{100}\right) \quad (21)$$

$$Mengde\ fôrspill\ (TS)\ [tonn] = Mengde\ omsatt\ fôr\ [tonn] - mengde\ fôr\ spist\ [tonn] \quad (22)$$

3.4.2 Parametere som inngår i beregninga av slamproduksjon i oppdrettsnæringa

Fôrfaktor:

Fôrfaktor («Feed Conversion Ratio», FCR) er et mål på hvor effektivt fisken utnytter fôret i fiskeoppdrett, i lys av biomassetap og fôringsoverskudd (Sundh & Olsen, 2024a), og påvirkes av fiskestørrelse, biologisk tilstand (kjønnsmodning), vanntemperatur, sykdom og stress, samt fôrsammensetning og fôringssystem (Bård Misund, 2023; Sundh & Olsen, 2024a). Biologisk fôrfaktor tilsvarer den fôrmengden [kg] som medgår til produksjon av 1 kg fisk (rundvekt), inklusive tapt biomasse (dødfisk, rømming og eventuelle fiskeuttak) (ibid.) (formel 24). Økonomisk fôrfaktor er mengde fôr medgått til produksjon av 1 kg ferdigslakt (rundvekt), og spiller oppdretters reelle fortjeneste (formel 25). eFCR er større enn FCR_{bio} .



Figur 10: Sammenhengen mellom fôrfaktor, fôrmengde og vekst, illustrert for laks på 3 – 4 kg. Mest optimal FCR er her satt til 1,1. Hentet fra (Sundh & Olsen, 2024a).

$$FCR = \frac{\text{Totalt fôrforbruk [kg]} - \text{fôringsoverskudd [kg]}}{\text{Vektøkning [kg]} + \text{tapt biomasse [kg]}} \rightarrow \text{lite brukt kommersielt (Sundh \& Olsen, 2024a)} \quad (23)$$

$$FCR_{bio} = \frac{\text{Totalt fôrforbruk (spist) [kg]}}{\text{Totalt produksjonsuttak [kg]} + \text{tapt biomasse [kg]}} \quad (\text{Ytrestøy et al., 2016; Aas \& Åsgård, 2017}) \quad (24)$$

$$eFCR = \frac{\text{Totalt fôrforbruk [kg]}}{\text{Totalt produksjonsuttak [kg]}} \quad (\text{Sundh \& Olsen, 2024a}) \quad (25)$$

Formel (25) er også brukt som utgangspunkt for å finne total produksjonsuttak (biomasseuttak) innunder pkt. 3.4.3, og mengde omsatt fôr (totalt fôrforbruk) innunder pkt. 3.4.4.

$$\text{Totalt produksjonsuttak [kg]} = \frac{\text{Totalt fôrforbruk [kg]}}{eFCR} \quad (26)$$

$$\text{Totalt fôrforbruk [kg]} = eFCR \times \text{totalt produksjonsuttak [kg]} \quad (27)$$

Små fôrrasjoner gir ingen vekst og resulterer i en høy fôrfaktor, som illustrert i figur 8. En økning i rasjon fører til vekst og synkende fôrfaktor. Tilsvarende vil fôrfaktoren øke, dersom mengden fôr overstiger behovet (rasjon > 100 %). For små fisk kan fôrfaktoren komme ned på 0,55; fisken vokser 1 kg pr. 0,55 kg fôr gitt. FCR_{bio} for atlantisk laks (sjøfase) er 1,1 - 1,2 (Sundh & Olsen, 2024a). eFCR (matfiskproduksjon, laks) i 2023 var på 1,29, ifølge tall fra nettstedet «Bærekraft i havbruk» (Nofima et al., 2024), utviklet av Nofima, SINTEF Ocean og BarentsWatch. Videre viser Fiskeridirektoratets lønnsomhetsundersøkelse for produksjon av laks og regnbueørret i 2021 (Fiskeridirektoratet, 2022), at eFCR for matfiskproduksjon av laks og regnbueørret har økt, fra i underkant av 1,15 (1996) til 1,27 (2021). Høyeste eFCR var omkring 2011 ($\approx 1,35$). Tall fra Nofima et al. (2024) avviker imidlertid noe fra dette, med eFCR lik 1,31 (2010), 1,25 (2011) og 1,34 (2017, høyeste verdi). $eFCR_{sløyd \text{ vekt}}$ er omkring 1,5 (Sundh & Olsen, 2024a).

Tabell (8) tar for seg FCR_{bio} og $eFCR$ for Troms og Finnmark, i perioden januar 2023 tom. februar 2024. Det er videre tatt utgangspunkt i en snittvekt på 4,2 kg for atlantisk laks i merd, for beregning av produksjonssvinnvekt (dødfisk, utkast, rømming, annet), som angitt i Speilberg et al. (2018). $eFCR$ og FCR_{bio} velges satt til henholdsvis 1,233 og 1,045, hvilket er i greit samsvar verdiene som ble oppgitt i foregående avsnitt. For beregning av FCR_{bio} ble formel (24) benyttet, innsatt totalt fôrforbruk, biomasseuttak og produksjonssvinn for 2023. Tilsvarende tilnærming ble benyttet, for beregning av $eFCR$ (formel 25):

$$FCR_{bio} = \frac{439657 \text{ [tonn]}}{356582 \text{ [tonn]} + 64247,4 \text{ [tonn]}} \approx 1,045 \text{ [-]} \quad eFCR = \frac{439657 \text{ [tonn]}}{356582 \text{ [tonn]}} \approx 1,233 \text{ [-]}$$

Dersom basert på aritmetisk gjennomsnitt (formel 28), blir $eFCR$ lik 1,2715 og $FCR_{bio} \approx 1,0910$.

$$\overline{eFCR} = \frac{1}{12} \sum_{i=1}^{12} eFCR_i \quad (28)$$

$$\rightarrow \overline{eFCR} = \frac{1}{12} (1,103 + 0,829 + 1,058 + 1,323 + 1,183 + 1,598 + 2,310 + 1,604 + 1,443 + 1,107 + 0,819) = 1,2715$$

Gjennomsnitt er i statistikk brukt til oppsummering av hva som er en sentral verdi i en tallsamling (tendens) (Frøslie & Rummelhoff, 2024), og vil her reflektere periodens gjennomsnittlige fôreffektivitet. Tallene vil imidlertid ikke speile periodens faktisk brukte fôrmengder og reelle produksjonsuttak, til forskjell fra førstnevnte fôrfaktorer ($eFCR = 1,233$, $FCR_{bio} = 1,045$). Kan avslutningsvis tillegge at fôrfaktorene baseres på data fra foregående år, for å ivareta et helårsperspektiv tilknyttet fôrforbruk og beholdning. Diagram 1 presenterer data for innrapportert sjøfaselaks fordelt på årsklasse ved månedsslutt, fôrmengde og $eFCR$ i Troms og Finnmark, i perioden januar 2023 tom. februar 2024. Det foreligger her en tydelig korrelasjon mellom $eFCR$ og fôrforbruk, som videre kan sees i sammenheng med laksens årsklassefordeling og ytre miljøforhold.

Høyest biomasseuttak tilskrives oktober/november 2023. Kombinert med et synkende fôrforbruk, fås en samtidig lav $eFCR$. Dette etterfølger en sommerperiode med lavere uttak, redusert beholdning av tidligere laksegenerasjoner og økt smoltutsett, samt høyt fôrforbruk og tilhørende høy $eFCR$. Varmere sjøtemperaturer og bedre lysforhold i sommerhalvåret rammebetingelser økt vekst (Grefsrud et al., 2023; Guttormsen et al., 2012; Johnston et al., 2003), hvilket kan forklare motivasjonen bak et høyt fôrforbruk. Høyest $eFCR$ sees juli 2023 (2,310). Sett i lys av viten om at små laks kan vokse med lav fôrfaktor, gir månedens høye $eFCR$ -verdi klare indikasjoner på mulig overføring. Betrachninger omkring andre medvirkende faktorer (veksteffektivitet, fôrsammensetning, fisketetthet, etc.) medtas imidlertid ikke. Diagrammet er likevel valgt for å illustrere sammenhengen mellom fôrforbruk, beholdning og økonomisk fôrfaktor, samt fremheve de sykliske svingningene som foreligger i et produksjonsår. Tilhørende tabell er vedlagt (4).

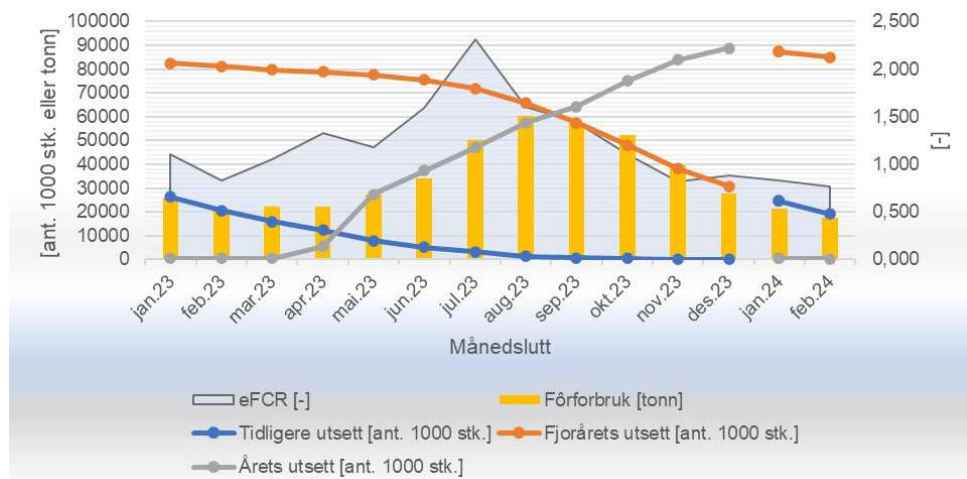


Diagram 1: Innrapportert beholdning av laks fordelt på årsklasse ved månedslutt, fôrforbruk og eFCR for Troms og Finnmark.

Tabell 8: FCR_{bio} og eFCR for Troms og Finnmark, i perioden januar 2023 tom. februar 2024.

| Periode | Fylke | Produksjonssvinn | | | | | Biomasse-uttak [tonn] | Fôrforbruk [tonn] | eFCR | FCR _{bio} |
|------------------|--------------------------|------------------|------------|----------|-------------|----------------|-----------------------|-------------------|--------------|--------------------|
| | | [ant. 1000 stk.] | | | | [tonn] | | | | |
| | | Dødfisk | Utkast | Rømming | Annet | Samlet | | | | |
| jan.23 | Troms og Finnmark | 1369 | 22 | 0 | -2 | 5833,8 | 23724 | 26162 | 1,103 | 0,885 |
| feb.23 | Troms og Finnmark | 1374 | 44 | 0 | 89 | 6329,4 | 24937 | 20683 | 0,829 | 0,662 |
| mar.23 | Troms og Finnmark | 1241 | 58 | 0 | 164 | 6144,6 | 20813 | 22011 | 1,058 | 0,817 |
| apr.23 | Troms og Finnmark | 784 | 40 | 0 | 47 | 3658,2 | 16680 | 22071 | 1,323 | 1,085 |
| mai.23 | Troms og Finnmark | 1122 | 69 | 0 | 256 | 6077,4 | 23161 | 27400 | 1,183 | 0,937 |
| jun.23 | Troms og Finnmark | 921 | 37 | 0 | 32 | 4158 | 21202 | 33885 | 1,598 | 1,336 |
| jul.23 | Troms og Finnmark | 352 | 17 | 0 | -30 | 1423,8 | 21692 | 50112 | 2,310 | 2,168 |
| aug.23 | Troms og Finnmark | 499 | 37 | 0 | -15 | 2188,2 | 37652 | 60383 | 1,604 | 1,516 |
| sep.23 | Troms og Finnmark | 799 | 45 | 0 | -94 | 3150 | 39700 | 57285 | 1,443 | 1,337 |
| okt.23 | Troms og Finnmark | 1044 | 68 | 0 | -125 | 4145,4 | 47409 | 52481 | 1,107 | 1,018 |
| nov.23 | Troms og Finnmark | 1687 | 51 | 0 | 759 | 10487,4 | 48030 | 39355 | 0,819 | 0,673 |
| des.23 | Troms og Finnmark | 1568 | 30 | 0 | 938 | 10651,2 | 31582 | 27829 | 0,881 | 0,659 |
| Tot. 2023 | Troms og Finnmark | 12760 | 518 | 0 | 2019 | 64247,4 | 356582 | 439657 | 1,233 | 1,045 |
| jan.24 | Finnmark | 788 | 21 | 0 | 41 | 3570 | 10016 | 8840 | 0,883 | 0,651 |
| | Troms | 1027 | 48 | 0 | 153 | 5157,6 | 15458 | 12348 | 0,799 | 0,599 |
| feb.24 | Finnmark | 754 | 35 | 0 | 126 | 3843 | 12579 | 7487 | 0,595 | 0,456 |
| | Troms | 1048 | 58 | 0 | 811 | 8051,4 | 9972 | 9876 | 0,990 | 0,548 |
| Tot. 2024 | Finnmark | 1542 | 56 | 0 | 167 | 7413 | 22595 | 16327 | 0,723 | 0,544 |
| Tot. 2024 | Troms | 2075 | 106 | 0 | 964 | 13209 | 25430 | 22224 | 0,874 | 0,575 |
| Tot. 2024 | Troms og Finnmark | 3617 | 162 | 0 | 1131 | 20622 | 48025 | 38551 | 0,803 | 0,562 |

Fordøyelighet:

Assimilerings- og veksteffektivitet til næringsstoffer beror på næringsmiddelets grad av fordøyelighet. Definert på enkeltstoffnivå, beskriver fordøyeligheten den «(...) prosentandelen av et (nærings)stoff som blir absorbert i mage-tarm-systemet» (Sundh & Olsen, 2024b). Når man kun vurderer forholdet mellom næringsstoffinnholdet i fôr og avføring, benyttes termen «tilsynelatende fordøyelighet» («apparent digestibility Coefficient»), ADC). Tilsynelatende fordøyelighet hensyntar ikke endogene tap (enzymer, slim, avstøtte celler, etc.), til forskjell fra reell/sann fordøyelighet. Endogent tap kan videre inndeles i to grupperinger; basalt endogent tap (diett-uavhengig, beror på tørrstoffinntaket) og tap grunnet spesifikke ingrediensegenskaper/førsammensetning (eksempelvis fiber- og antinæringsstoffinnhold (fytin,

saponin, etc.) (McDonald, 2011; Stein et al., 2007). Likevel er normal praksis for beregning av fiskefôrfordøyelighet å benytte tilsynelatende fordøyelighet, da oppsamling av fiskeavføring i vannmasser er vanskelig (Sundh & Olsen, 2024a). For beregning av tilsynelatende fordøyelighet, benyttes såkalte fordøyelsesindikatorer, hvorav yttriumoksyd (Y_2O_3) er mest brukt. ADC er videre gitt på formelen (ibid.):

$$\text{Tilsynelatende fordøyelighet (ADC)} = 100 - \left(100 \times \frac{\text{stoff i faeces}}{\text{stoff i diett}} \times \frac{\text{indikator i diett}}{\text{indikator i faeces}}\right) \quad (29)$$

I litteraturen foreligger ulike verdier for tilsynelatende tørrstoffordøyelighet i fiskefôr. Sundh og Olsen (2024b) og Aas og Åsgård (2017) oppgir en fordøyelighetsprosent (TS) på henholdsvis 80 (referansediett) og 70, for atlantehavslaksefôr. Tørrstoffordøyeligheten økes til 86 %, ved bruk av soyakonsentrat (lettfordøyelig planteråstoff) med reduserte mengder antinæringsstoffer i fôret (Sundh & Olsen, 2024b). Hatlen et al. (2015) undersøkte egnethet til biprodukter fra landdyr (ABP) som fett- og proteinkilder i atlantehavslaksefôr. Totalt fire ulike fôrsammensetninger inngikk i forsøket, hvorav høyest tørrstoff-ADC (72,3 %) tilfalt det typisk norske gjennomsnittsfôret (proteinkilder: Fiskemel, soyaproteinkonsentrat (SPC) og hvetegluten, lipidkilde: Rapsolje). Lavest tilsynelatende tørrstoffordøyelighet (65,9 %) ble observert ved bruk av ABP som både fett- og proteinkilde.

Fôrsammensetninger tilsvarende gjennomsnittlig norsk laksefôr antas, i de påfølgende slammengdeberegningene. Følgelig settes tilsynelatende tørrstoffordøyelighet til 72,3 %.

Tørrstoffinnhold:

Aas et al. (2022) oppgir et tørrstoffinnhold på 95 % i kommersielt laksefôr. Data gitt av fire norske laksefôrprodusenter - (BioMar, Cargill (EWOS), Mowi Feed, Skretting) - i 2020, viser et gjennomsnittlig tørrstoffinnhold på 92,75 % (ibid.). Videre benytter Aas og Åsgård (2017) en tørrstoffprosent på 94, i sine slammengdeberegninger. Tatt nevnte verdier i betraktning, velges derfor her et tørrstoffinnhold på 94,5 %. Samlet fôrforbruk i Troms og Finnmark i 2023 var 439 657 [tonn]. Mengden fôrtørrstoff blir dermed:

$$TS_{\text{samlet}}[\text{tonn}] = TS [\%] \times \text{fôrforbruk} [\text{tonn}] \quad (30)$$

$$\rightarrow TS_{\text{samlet}}[\text{tonn}] = 94,5 [\%] \times 439\,657 [\text{tonn}] = 415\,475,865 [\text{tonn}] \approx 415\,475,87 [\text{tonn}]$$

3.4.3 Beregningsresultater – slamproduksjon i oppdrettsanlegg basert på massebalanse

$$\text{Totalt produksjonsuttak (TS) [tonn] (26)} \rightarrow \frac{415\,475,87 [\text{tonn}]}{1,233} = 336\,963,398 \approx 336\,963,40 [\text{tonn}]$$

$$\text{Mengde fôr spist (TS) [tonn] (20)} \rightarrow 336\,963,40 [\text{tonn}] \times 1,045 = 352\,126,75 [\text{tonn}]$$

$$\text{Mengde fekalier (TS) [tonn] (21)} \rightarrow 352\,126,75 [\text{tonn}] \times \left(1 - \frac{72,3 [\%]}{100}\right) = 97\,539,1097 \approx 97\,539,11 [\text{tonn}]$$

$$\text{Mengde fôrspill (TS) [tonn] (22)} \rightarrow 415\,475,87 [\text{tonn}] - 352\,126,75 [\text{tonn}] = 63\,349,12 [\text{tonn}]$$

$$\text{Total slammengde (TS) [tonn/år] (19)} \rightarrow 97\,539,11 [\text{tonn}] + 63\,349,12 [\text{tonn}] = 160\,888,23 [\text{tonn/år}]$$

En årlig fôromsetting på 415 475,87 [tonn] (TS) gir en teoretisk mengde produsert slam på 160 888,23 [tonn] (TS), tilsvarende om lag 38,72 % av omsatt fôrmengde. I Aas og Åsgård (2017) svarer slamproduksjonsmengden til 39,21 % av fôromsettinga. Denne differansen kan forklares ved bruken av ulik(e) fôrfaktorer og fordøyelighetsrater. Innsatt den fordøyeligheten som Aas og Åsgård (2017) benytter (70 %; 30 % uspist fôr) i formel (21), fås en fekaliemengde på 105 638,025. Total slamproduksjon øker dermed til 168 987,15 [tonn] (TS), tilsvarende om lag 40,7 % av totalt fôrforbruk. Ved lik fordøyelighetsprosent sees differansen mellom eFCR og FCR_{bio.} å avgjøre graden av fôrutnytting, og dermed også mengden produsert slam. En større fôrfaktordifferanse i overliggende beregninger (0,188), sammenliknet med Aas og Åsgård (2017) (0,15), gir førstnevnte lavere fôrutnyttingsgrad, uttrykt i form av økt mengde fôrspill (her 39,37 % fôrspill, mot 33,55 % i Aas og Åsgård (2017)). Gitt fôrfaktorenes definisjonsmessige forankringer (FCR_{bio.} = spist fôr / produsert fisk, og eFCR (utfôret fôr / produsert fisk), er det derfor innlysende at kombinasjonen av et høyt fôrforbruk (høy eFCR) og lavt fôrbehov (lav FCR_{bio.}) vil generere større mengder fôrspill, og dermed også en økt total slammengde.

3.4.4 Beregning av slamproduksjon i settefiskanlegg

Fiskeridirektoratet fører ikke statistikk over fôrforbruk eller biomasseuttak i norsk settefiskproduksjon. Informasjonstilgangen her begrenses til kun å inkludere total yngebeholdning pr. 31. desember. Det er dermed vanskeligere å estimere mengden produsert slam i settefiskanlegg, sammenliknet med matfiskanlegg. Forutsatt ei snittvekt på 80 g pr. individ (vektavhengig slamproduksjon) og biologisk fôrfaktor lik 0,7, som angitt i Aas og Åsgård (2017), samt økonomisk fôrfaktor på 1,0 (Hilmarsen et al., 2018; Aas & Åsgård, 2017), kan en imidlertid beregne en omtrentlig mengde slam produsert i settefiskanlegg.

Total 64 747 000 smolt/settefisk ble solgt i Troms og Finnmark i 2022. Dette tilsvarer en biomasse på 6243,76 tonn, se formel (31):

$$Biomasse [tonn] = \frac{Ant.individer [stk] \times snittvekt pr. individ [g]}{1000 \times 1000} \rightarrow \frac{64\,747\,000 [stk] \times 80 [g]}{1000 \times 1000} = 5179,76 [tonn] \quad (31)$$

Fôrets tørrstoffinnhold settes også her til 94,5 %. Innsatt i formel (27) gir dette et totalt fôrforbruk på 5179,76 [tonn].

Tilsynelatende tørrstoffordøyelighet (TS) settes til 75 %, som angitt i Aas og Åsgård (2017). En forventet høyere tørrstoffordøyelighet her, sammenliknet med matfiskproduksjon, kan tenkes forklart ved et generelt høyere innhold av lettfordøyelige næringsstoffer i start- og smoltfôr. Ifølge Havforskningsinstituttets årsrapport for fiskefôrprøver innsamlet i 2022 (Sele et al., 2023), har start- og smoltfôr et høyt innhold av proteiner; henholdsvis 47 g og 45 g pr 100 g fôr. Vekstfôr inneholder mindre proteiner (38 g pr.100 g fôr (ibid.)), ettersom at proteinbehovet avtar ved økende fiskestørrelse og alder (Wilson, 2003, som sitert i Kristiansen, 2023; Radhakrishnan et al., 2020). Protein er samtidig et lett omsettbart makronæringsstoff for laks, generelt sett (Aas, 2021), da laksen utskiller effektive proteaser i fordøyelsesprosessen (Sundh & Olsen, 2024b). En kan dermed trekke en parallell mellom et høyt proteininnhold og økt fordøyelighet, i fôr tiltenkt laksens tidlige vekstfaser.

3.4.5 Beregningsresultater – slamproduksjon i settefiskanlegg basert på massebalanse

| | | |
|---|---|---|
| Mengde omsatt fôr (TS) [tonn] (30) | → | $94,5 [\%] \times 5179,76 [\text{tonn}] = 4894,87 [\text{tonn}]$ |
| Mengde fôr spist (TS) [tonn] (20) | → | $4894,87 [\text{tonn}] \times 0,7 = 3426,409 \approx 3426,41 [\text{tonn}]$ |
| Mengde fekalier (TS) [tonn] (21) | → | $3426,41 [\text{tonn}] \times \left(1 - \frac{75 [\%]}{100}\right) = 856,60 [\text{tonn}]$ |
| Mengde fôrspill (TS) [tonn] (22) | → | $4894,87 [\text{tonn}] - 3426,41 [\text{tonn}] = 1468,46 [\text{tonn}]$ |
| Total slammengde (TS) [tonn/år] (19) | → | $856,60 [\text{tonn}] + 1468,46 [\text{tonn}] = 2325,06 [\text{tonn/år}]$ |

En årlig produksjon av 6243,76 tonn smolt/settefisk er beregnet til å produsere 2325,06 tonn slam, tilsvarende om lag 47,499 % av omsatt fôrmengde. Tilsvarende prosentandel sees i Aas og Åsgård (2017) (47,5 %), hvilket skyldes bruk av lik(e) fôrfaktorer og fordøyelighet i begge beregningene. Ulikt tørrstoffinnhold (0,5 %) gir marginale forskjeller. Sett i lys av andel produsert slam, er teoretisk slamproduksjonsmengde i settefiskanlegg imidlertid større enn i matfiskanlegg. En større differanse mellom eFCR og FCR_{bio.} i settefiskproduksjon (0,3), sammenliknet med matfiskproduksjon (0,188), gir førstnevnte anlegg lavere fôrutnyttingsgrad, uttrykt i form av økt mengde fôrspill (63,2 % i settefiskanlegg, 45,7 % i matfisk-anlegg). Tilsvarende reduseres både mengden fôrspill og totalslam, dersom differansen mellom eFCR og FCR_{bio.} minkes, se diagram (2). Fekalier sees å utgjøre største slamfraksjon, ved eFCR/FCR_{bio.}-forhold lavere enn om lag 0,2. Denne observasjonen understøttes av slamsammensetninga i matfisk-anleggene; fôrfaktordifferansen er 0,188, og fekalier utgjør største slamfraksjon (≈ 54 %).

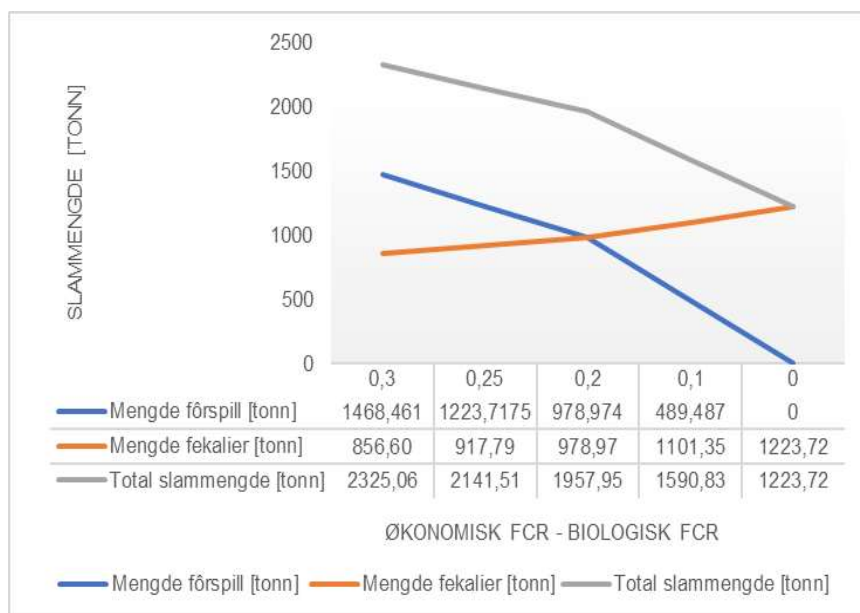


Diagram 2: Sammenhengen mellom total slamproduksjonsmengde og eFCR/FCR_{bio.}-forholdet i settefiskanlegg. Tilhørende tabell er gitt i vedlegg (4).

3.5 Metode for beregning av biogasspotensiale og energiinnhold

3.5.1 Metode for beregning av biogassutbyttet i slam basert på overbrakte analysedata

Teoretisk biogasspotensiale (TBP) beregnes ved å multiplisere kvantifiserte råstoffmengder, med tilhørende målt biogassutbytte for det spesifikke råstoffet, se formel (32).

$$TBP \left[\frac{Nm^3}{\text{år}} \right] (TS) = Q_i \left[\frac{\text{tonn} (TS)}{\text{år}} \right] \times Y_i \left[\frac{Nm^3}{\text{tonn}} (TS) \right] \quad (32)$$

Q_i representerer kvantifisert råstoffmengde [tonn/år], og Y_i er gjennomsnittlig biogassutbytte per råstoffenhed [Nm^3/tonn]⁴ (TS). Gjennomsnittlig biogassutbyttekoeffisient for et gitt råstoff (avløpsslam eller fiskeslam) (Y_i) beregnes ved bruk formel (33):

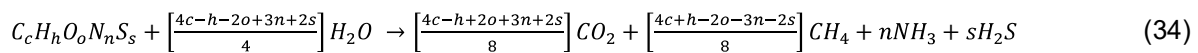
$$Y_i \left[\frac{Nm^3}{\text{tonn}} (TS) \right] = \sum \frac{k_i (TS)}{n} \quad (33)$$

, hvorav k_i svarer til målt biogassutbytte for én stk. slamprøve av et gitt råstoff [Nm^3/tonn] (TS), og n er antall slamprøver av råstoffet.

3.5.2 Metode for beregning av biogassutbyttet i slam fra sjøbasert oppdrett

Metode 1: Beregne teoretisk biogassutbytte basert på næringsinnhold og slamsammensetning

Metode for beregning av biogassutbyttet til karbohydrat, protein og fett er hentet fra lærematerialet til Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) (Nordberg, 2017). Denne er basert på støkiometriske beregninger av teoretisk gassvolum og konsentrasjoner av metan og karbondioksid, ved bruk av Buswell-likninga (modifisert) og idealgassloven (Boyle, Charles og Avogadros lov kombinert). Buswell-likninga baserer seg på et næringsmiddels innhold av C, H og O, samt N og S (modifisert), se formel (34). Likninga forutsetter fullstendig nedbrytning av alt organisk materiale i substratet, hvilket i praksis ikke vil kunne oppnås. Om lag 75 % av flyktig faststoff (VS) blir degradert, mens 14 % konverteres til cellevev (Kiely et al., 1997). Resterende 11 % forblir uendret. Dette vil hensyntas i etterfølgende beregninger.



Idealgassloven er videre gitt på følgende formel:

$$pV = nRT \quad (35)$$

, hvorav: (1) p = absolutt gasstrykk [atm] \rightarrow 1 atmosfæres trykk (atm) = 101,3 kPa og 0 °C, (2) V = volum [l], (3) n = stoffmengde [mol], (4) R = gasskonstanten [L atm K⁻¹ mol⁻¹] \rightarrow 0,08205747 [L atm K⁻¹ mol⁻¹], og (5) T = absolutt temperatur [K] \rightarrow 273,15 [K].

Følgende data (tabell 9) er gitt om oppdrettsslammets sammensetning (TS):

⁴ Nm^3 (normalkubikkmeter) = gassvolum ved normalbetingelsen 0 °C og 101,3 kPa (= 1atm.). 1 $Nm^3 \approx$ 10 kWh ved forbrenning.

Tabell 9: Innhold av protein-, fett- og karbohydrater i oppdrettslam.

| | Fôrspill | Fekalier | Tot. i slam |
|------------------------------|-------------------------|------------------------|-------------|
| Mengde [tonn/år] | 63 349,12 (pkt. 3.4.3) | 97 539,11 (pkt. 3.4.3) | 160 888,23 |
| Mengde [%] | 39,375 (pkt. 3.4.3) | 60,625 (pkt. 3.4.3) | 100 |
| Proteininnhold [%] | 41,5 (Aas, 2021) | 15,5 (Aas, 2021) | |
| Proteininnhold [tonn/år] | 26 289,885 | 15 118,56 | 41 408,445 |
| Fettinnhold [%] | 29,7 (Aas, 2021) | 4,9 (Aas, 2021) | |
| Fettinnhold [tonn/år] | 18 814,689 | 4779,416 | 23 594,105 |
| Karbohydratinnhold [%] | 17,4 (Aas et al., 2022) | 15,834 (Beregnet) | |
| Karbohydratinnhold [tonn/år] | 11 022,75 | 15 444,34 | 26 467,09 |

* Slammets øvrige bestanddeler (mineraler, aske, uorganiske forbindelser, metaller, kjemikalier, etc.) er ikke inkludert i oversikten.

Som nevnt innunder pkt. 2.3.3, forblir innholdet av karbohydrater i fôr og fekalier ganske likt, da laksens evne til å omsette og utnytte karbohydrater (sukker, stivelse, etc.) er begrenset (Almås et al., 2023; Aas, 2021). Gitt at laksen fordøyer opptil 9 % av fôrets karbohydrater ($K_{fôr}$) (Aas, 2021), kan andelen karbohydrater i fiskeslammet ($K_{fekalier}$) beregnes ved bruk av følgende formel:

$$K_{fekalier} [\%] = K_{fôr} [\%] \times \left(1 - \frac{K_{fordøyelighet}}{100} [\%]\right) \rightarrow K_{fekalier} [\%] = 17,4 [\%] \times \left(1 - \frac{9}{100} [\%]\right) = 15,834 [\%] \quad (36)$$

Videre er formel (37) brukt, for beregning av substratets innhold av et gitt næringsstoff [tonn/år].

$$Næringsstoffinnhold [tonn/år] = Mengde [tonn/år]_{fôrspill \text{ eller } fekalier} \times Næringsstoffinnhold [\%] \quad (37)$$

Slammets totale innhold av et gitt næringsstoff (protein, fett, karbohydrat, kolonne 3) svarer til summen av mengden næringsstoff [tonn/år] i fekalier og fôrspill.

Videre gis totalt biogasspotensiale på følgende formel:

$$TBP_{oppdrettslam} \left[\frac{Nm^3}{år}\right] = \sum næringsstoff_i \left[\frac{tonn}{år}\right] \times biogassutbytte_{næringsstoff_i} \left[\frac{Nm^3}{tonn}\right] \quad (38)$$

, hvorav næringsstoff_i tilsvarer slammets totale innhold et gitt næringsstoff (protein, fett, karbohydrat).

Det er imidlertid knyttet stor usikkerhet til det reelle karbohydratinnholdet i fiskefôr og -slam, ifølge Aas et al. (2022). Fôringredienser inndeles kategorisk etter næringsstoffinnholdet. Enkelte ingredienser tjener imidlertid som kilde til flere næringsstoffer, eksempelvis åkerbønner (karbohydrater og proteiner), som dermed kan velges kategorisert som enten karbohydrat- eller proteinkilde (Aas et al., 2022). I 2020 var 73,1 % av næringas fôringredienser av vegetabilsk opphav, hvorav vegetabiliske proteinkilder utgjorde 40,5 % (ibid.). Karbohydratkilder svarte til 12,5 % av fôringrediensene (ibid.). Vegetabiliske proteiner er samtidig en kilde til stivelse og fiber (Hussain et al., 2024). Grad av dokumentasjon på vegetabiliske proteinkilders reelle innhold av karbohydrater (fordøyelige/ufordøyelige) er imidlertid noe mangelfull (Aas et al., 2022), hvilket kompliserer fastsettelsen av en nøyaktig andel karbohydrater i fiskefôr. Sett fra et kjemisk perspektiv, rapporterte Aas et al. (2022) følgende om norsk gjennomsnittsfôr

i 2020: 4,3 % karbohydrater, 15,3 % nitrogenfire ekstraktstoffer (NFE), og 2,1 % råfiber. Karbohydratinnholdet i fiskefôr kan videre settes lik mengden NFE, grovt forenklet, da andel NFE [%] = tørrstoff [%] – (protein + fett + fiber + aske) [%] (NMBU, u.d.). Ettersom både NFE og råfiber lar seg nedbryte i anaerobe prosesser (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), 2012), er karbohydratinnholdet i fiskefôret derfor valgt satt til 17,4 % (15,3 % + 2,1 %). «4,3 % karbohydrater» forutsettes inkludert innunder NFE-fraksjonen (Åsgård, personlig kommunikasjon, 30.04.24).

Metode 2: Beregne teoretisk energiinnhold basert på fastsatt energimengde i slam

Aas og Åsgård (2017) oppgir at fiskefôret (oppdrett, sjø) har et energiinnhold på omtrent 26,1 MJ/kg TS (= 26,06382079 MJ/kg TS ≈ 26,1 GJ/TS). Benytter videre følgende formeloppsett, for beregning av oppdrettsslammets energiinnhold:

$$\text{Energi i spist fôr [GJ (TS)]} = \text{mengde fôr spist [tonn (TS)]} \times \text{fôrets energiinnhold} \left[\frac{\text{GJ}}{\text{tonn}} (\text{TS}) \right] \quad (39)$$

$$\text{Energi i fôrspill [GJ (TS)]} = \text{mengde fôrspill [tonn (TS)]} \times \text{fôrets energiinnhold} \left[\frac{\text{GJ}}{\text{tonn}} (\text{TS}) \right] \quad (40)$$

$$\text{Energi i fekalier [GJ (TS)]} = \text{Mengde fôr spist [tonn]} \times \left(1 - \frac{\text{tilsynelatende fordøyelighet [\%]}}{100} \right) \times \text{fôrets energiinnhold} \left[\frac{\text{GJ}}{\text{tonn}} (\text{TS}) \right] \quad (41)$$

$$\text{Total energi, oppdrettsslam} \left[\frac{\text{GJ}}{\text{tonn}} (\text{TS}) \right] = \text{Energi}_{\text{fôrspill}} [\text{GJ (TS)}] + \text{energi}_{\text{fekalier}} [\text{GJ (TS)}] \quad (42)$$

Metode 3: Beregne teoretisk biogassutbytte basert på målt biogassutbytte for settefiskslam

Benytter metodikken som blir presentert innunder pkt. 3.5.1. Beregnet fôrspillandel er imidlertid større i settefiskproduksjon enn i sjøbasert oppdrett (se pkt. 3.4.5), samtidig som at settefiskfôret er mer lettfordøyelig og næringsrikt, se pkt. 3.4.4. Beregnet biogassutbytte forventes derfor å bli noe større, enn det som reelt sett kan forventes for oppdrettsslam (sjø).

3.5.3 Energimengdeberegninger

Som angitt innunder pkt. 3.5.2, svarer 1 Nm³ metan til om lag 10 kWh energi. Gitt at metan utgjør biogassens energibærende komponent (pkt. 2.1.1), kan tilgjengelig energimengde (brennverdi) beregnes ved bruk av følgende formel:

$$\text{Tilgjengelig energimengde [kWh/år]} = \text{TBP} \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} (\text{TS}) \right] \times \frac{\text{metaninnhold [\%]}}{100} \times 10 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{Nm}^3} \right] \quad (43)$$

Formel (43) er basert på definisjoner og beregningseksempler gitt i Morken et al. (2017).

Én kilowatttime (kWh) svarer videre til 3600 kilojoule (kJ), 3,6 megajoule (MJ), og 3,6×10⁻³ gigajoule (GJ). Som et avsluttende apropos; én liter diesel har et energiinnhold på om lag 10 kWh, mens én liter bensin gir 8,8 kWh (ibid.).

4 Resultater

4.1 Biogasspotensiale og energiestimater basert på målt biogassutbytte

Tabell (10) tar for seg analysedata og -resultater for slamprøvene (avløpsslam og fiskeslam fra landbasert settefiskproduksjon) som ble innlevert til Schaumann BioEnergy Consult, i regi av forprosjektet til Rå Biopark, sommeren/høsten 2022 og våren 2023. Alle prøvene er tatt ved ulike anlegg. Sesongbetonte variasjoner i slammets sammensetning vil dermed ikke fremgå av analyseresultatene.

Tabell 10: Målt biogass- og metanutbytte i slam fra avløpsrens- og settefiskanlegg.

| Prøve nr. | Avløpsslam | | | | | Fiskeslam | |
|-------------------|-------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 1 | 2 |
| TS [g/kg] | 192 | 99 | 192 | 222 | 107 | 103 | 50 |
| oTS [g/kg] | 178 | 86 | 182 | 209 | 97 | 85 | 49 |
| TS [%] | 19,2 | 9,9 | 19,2 | 22,2 | 10,7 | 10,3 | 5 |
| oTS [%] | 17,8 | 8,6 | 18,2 | 20,9 | 9,7 | 8,5 | 4,9 |
| Dato, prøvetaking | 22.06.2022 | 22.11.2022 | 22.11.2022 | 22.11.2022 | 22.11.2022 | 22.11.2022 | 27.03.2023 |
| Dato, resultat | 26.07.2022 | 03.01.2023 | 03.01.2023 | 03.01.2023 | 03.01.2023 | 03.01.2023 | 02.05.2023 |
| Batch-test | Biog.utbytt [NI/kg VV] | 120 | 50 | 132 | 138 | 65 | 41 |
| | Biog.utbytt [NI/kg TS] | 626 | 503 | 689 | 619 | 612 | 398 |
| | Biog.utbytt [NI/kg oTS] | 674 | 578 | 726 | 656 | 672 | 486 |
| | Met.utbytt [NI/kg VV] | 72 | 32 | 80 | 81 | 40 | 27 |
| | Met.utbytt [NI/kg TS] | 376 | 317 | 419 | 365 | 371 | 258 |
| | Met.utbytt [NI/kg oTS] | 405 | 364 | 441 | 387 | 408 | 314 |
| | CH ₄ [vol-%] | 60,1 | 63,1 | 60,7 | 59 | 60,7 | 64,7 |
| | CO ₂ [vol-%] | 39,9 | 36,9 | 39,3 | 41 | 39,3 | 35,3 |
| | H ₂ [ppm] | 35 | 15 | 27 | 32 | 45 | 25 |
| | H ₂ S [ppm] | 0 | 75 | 84 | 97 | 145 | 295 |
| Inhib.t | Dato, resultat | 01.07.2022 | 05.12.2022 | 05.12.2022 | 05.12.2022 | 05.12.2022 | 05.12.2022 |
| | Resultat | Ok | Ok | Ok | Ok | Ok | Ikke ok |

Forklaringer: TS = tørrstoff, oTS = organisk tørrstoff, biog.utbytt = biogassutbytte, met.utbytt = metanutbytte, inhib.t. = inhiberingstest. Ikke ok testresultat → forventet prosessinhibering.

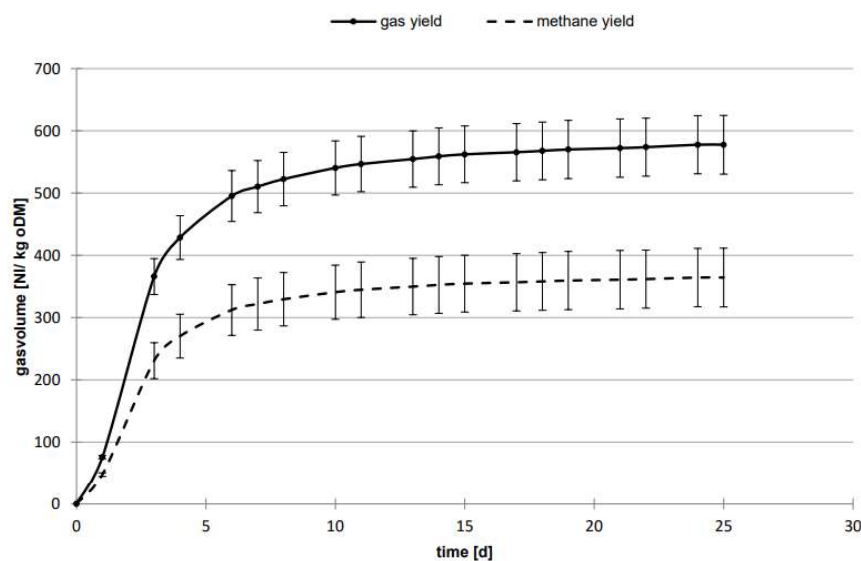


Diagram 3: Eksempel på hvordan utviklinga til gassakkumuleringa kan forløpe (visuelt/grafisk) under en batch-test. Her vist for avløpsslamprøve 2.

Tabell 11: Tilsvarende slamprøveeksempel som i overliggende diagram (3). Tallene utviklinga til biogassutbyttet under batch-testen.

| Development of gas production | | Biogas yield [NI / kg oDM] | | | |
|-------------------------------|-----------------|----------------------------|---------|---------|---------|
| Date | Test period [d] | Assay 1 | Assay 2 | Assay 3 | Average |
| 07.12.2022 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 08.12.2022 | 1 | 78 | 77 | 73 | 76 |
| 10.12.2022 | 3 | 392 | 371 | 335 | 366 |
| 11.12.2022 | 4 | 460 | 435 | 391 | 429 |
| 13.12.2022 | 6 | 532 | 502 | 451 | 495 |
| 14.12.2022 | 7 | 548 | 518 | 465 | 510 |
| 15.12.2022 | 8 | 561 | 530 | 476 | 523 |
| 17.12.2022 | 10 | 580 | 548 | 494 | 540 |
| 18.12.2022 | 11 | 587 | 554 | 499 | 547 |
| 20.12.2022 | 13 | 596 | 563 | 506 | 555 |
| 21.12.2022 | 14 | 600 | 567 | 510 | 559 |
| 22.12.2022 | 15 | 603 | 570 | 513 | 562 |
| 24.12.2022 | 17 | 607 | 574 | 516 | 566 |
| 25.12.2022 | 18 | 610 | 576 | 518 | 568 |
| 26.12.2022 | 19 | 612 | 578 | 520 | 570 |
| 28.12.2022 | 21 | 615 | 581 | 522 | 572 |
| 29.12.2022 | 22 | 616 | 582 | 524 | 574 |
| 31.12.2022 | 24 | 620 | 586 | 527 | 578 |
| 01.01.2023 | 25 | 620 | 586 | 527 | 578 |

Tabell 12: Tilsvarende slamprøveeksempel som i overliggende diagram (3). Tallene utviklinga til metanutbyttet under batch-testen.

| Development of methane production (calculated) | | Methane yield [NI / kg oDM] (calculated) | | | |
|--|-----------------|--|---------|---------|---------|
| Date | Test period [d] | Assay 1 | Assay 2 | Assay 3 | Average |
| 07.12.2022 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 08.12.2022 | 1 | 49 | 49 | 46 | 48 |
| 10.12.2022 | 3 | 247 | 234 | 211 | 231 |
| 11.12.2022 | 4 | 290 | 274 | 247 | 270 |
| 13.12.2022 | 6 | 336 | 317 | 285 | 312 |
| 14.12.2022 | 7 | 346 | 326 | 294 | 322 |
| 15.12.2022 | 8 | 354 | 334 | 301 | 330 |
| 17.12.2022 | 10 | 366 | 346 | 311 | 341 |
| 18.12.2022 | 11 | 370 | 350 | 315 | 345 |
| 20.12.2022 | 13 | 376 | 355 | 319 | 350 |
| 21.12.2022 | 14 | 379 | 358 | 322 | 353 |
| 22.12.2022 | 15 | 381 | 360 | 324 | 355 |
| 24.12.2022 | 17 | 383 | 362 | 326 | 357 |
| 25.12.2022 | 18 | 385 | 363 | 327 | 358 |
| 26.12.2022 | 19 | 386 | 365 | 328 | 360 |
| 28.12.2022 | 21 | 388 | 366 | 329 | 361 |
| 29.12.2022 | 22 | 388 | 367 | 330 | 362 |
| 31.12.2022 | 24 | 391 | 370 | 333 | 364 |
| 01.01.2023 | 25 | 391 | 370 | 332 | 364 |

Brorparten av gassdannelsen finner sted i løpet av de femten første dagene, som bekreftet i Demirbas et al. (2016).

Øvrige testresultater er vedlagt, men anonymisert, av konfidensielle årsaker.

4.1.1 Tilgjengelig mengde biogass i avløps- og fiskeslam i Troms og Finnmark

Innleder med å finne gjennomsnittlig biogassutbyttekoeffisient (Y_i) for hvert av råstoffene (avløpsslam og fiskeslam (settefisk)), ved bruk av formel (33):

$$\overline{\text{metaninnhold}} = \sum \frac{626+503+689+619+612}{5} = 609,8 \left[\frac{\text{Nl}}{\text{kg}} (\text{TS}) \right] \rightarrow 609,8 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn}} (\text{TS}) \right]$$

$$\text{Fiskeslam (settefisk): } Y_{\text{fiskeslam (settefisk)}} = \sum \frac{398+263}{2} = 330,5 \left[\frac{\text{Nl}}{\text{kg}} (\text{TS}) \right] \rightarrow 330,5 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn}} (\text{TS}) \right]$$

Påfølgende tabell (13) tar for seg en oversikt totale slammengder, angitt i tonn TS/år:

Tabell 13: Totale slammengder i Troms og Finnmark, angitt i tonn TS/år og kg TS/år.

| | Avløpsslam | | | | Fiskeslam | |
|----------------------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|-----------------|-------------------|
| | Eksisterende | | Fremtidig | | Slam, settefisk | Slam, oppdrett |
| | Inkl. urensset | Ekskl. urensset | Inkl. urensset | Ekskl. urensset | | |
| Mengde [tonn TS/år] | 5082,19 | 4283,45 | 8265,89 | 7716,98 | 2325,06 | 160 888,23 |

Forklaringer: inkl. urensset = inkludert urensset avløp, ekskl. urensset = ekskludert urensset avløp.

Teoretisk biogasspotensiale (TBP) er videre gitt ved å multiplisere total råstoffmengde, med tilhørende målt biogassutbytte for det gitte råstoffet (formel 32).

Teoretisk biogasspotensiale i avløpsslam i Troms og Finnmark:

(1) Basert på eksisterende slammengder, inkludert teoretisk bidrag fra urensset utslipp:

$$\text{TBP}_{\text{avløpsslam}} = 5\,082,19 \left[\text{tonn} \frac{\text{TS}}{\text{år}} \right] \times 609,8 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn}} (\text{TS}) \right] = 3\,099\,119,46 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} (\text{TS}) \right]$$

(2) Basert på eksisterende slammengder, ekskludert teoretisk bidrag fra urensset utslipp:

$$\text{TBP}_{\text{avløpsslam}} = 4\,283,45 \left[\text{tonn} \frac{\text{TS}}{\text{år}} \right] \times 609,8 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn}} (\text{TS}) \right] = 2\,612\,047,81 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} (\text{TS}) \right]$$

(3) Basert på fremtidige slammengder, inkludert teoretisk bidrag fra urensset utslipp:

$$\text{TBP}_{\text{avløpsslam}} = 8\,265,89 \left[\text{tonn} \frac{\text{TS}}{\text{år}} \right] \times 609,8 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn}} (\text{TS}) \right] = 5\,040\,539,72 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} (\text{TS}) \right]$$

(4) Basert på eksisterende slammengder, ekskludert teoretisk bidrag fra urensset utslipp:

$$\text{TBP}_{\text{avløpsslam}} = 7\,716,98 \left[\text{tonn} \frac{\text{TS}}{\text{år}} \right] \times 609,8 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn}} (\text{TS}) \right] = 4\,705\,814,40 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} (\text{TS}) \right]$$

Teoretisk biogasspotensiale i settefiskslam i Troms og Finnmark:

$$\text{TBP}_{\text{settefiskslam}} = 2\,325,06 \left[\text{tonn} \frac{\text{TS}}{\text{år}} \right] \times 330,5 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn}} (\text{TS}) \right] = 768\,432,33 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} (\text{TS}) \right]$$

Teoretisk biogasspotensiale i oppdrettsslam i Troms og Finnmark (metode 3):

$$\text{TBP}_{\text{oppdrettsslam}} = 160\,888,23 \left[\text{tonn} \frac{\text{TS}}{\text{år}} \right] \times 330,5 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn}} (\text{TS}) \right] = 53\,173\,560,02 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} (\text{TS}) \right]$$

4.1.2 Estimert energiinnhold i avløps- og fiskeslam i Troms og Finnmark

Tilgjengelig energimengde (brennverdi) beregnes, ved bruk formel (43). Tilsvarende som ved beregning av årlig slammengde, innsettes gjennomsnittlig metaninnhold (formel 44) i formel (43):

$$\overline{\text{metaninnhold}} [\%] = \sum \frac{\text{metanandel}_i [\%]}{n} \quad (44)$$

, hvorav metanandel_i svarer til målt CH₄-innhold i én stk. slamprøve av et gitt råstoff [%] (TS), og n er lik antall slamprøver av råstoffet.

$$\text{Avløpsslam: } \overline{\text{metaninnhold}} [\%] = \sum \frac{60,1+63,1+60,7+59+60,7}{5} [\%] = 60,72 [\%].$$

$$\text{Fiskeslam: } \overline{\text{metaninnhold}} [\%] = \sum \frac{64,7+67}{2} [\%] = 65,85 [\%].$$

Energiinnhold i avløpsslam i Troms og Finnmark:

(1) Basert på eksisterende slammengder, inkludert teoretisk bidrag fra urensset utslipp:

$$\begin{aligned} \text{Tilgjengelig energimengde [kWh/år]} &= 3\,099\,119,46 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} (\text{TS}) \right] \times \frac{60,72 [\%]}{100} \times 10 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{Nm}^3} \right] = \\ &18\,817\,853,37 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right] \rightarrow 18\,817\,853,37 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right] \times 3,6 \times 10^{-3} = 67\,744,27 \text{ [GJ/år]} \end{aligned}$$

(2) Basert på eksisterende slammengder, ekskluder teoretisk bidrag fra urensset utslipp:

$$\begin{aligned} \text{Tilgjengelig energimengde [kWh/år]} &= 2\,612\,047,81 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} (\text{TS}) \right] \times \frac{60,72 [\%]}{100} \times 10 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{Nm}^3} \right] = \\ &15\,860\,354,3 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right] \rightarrow 15\,860\,354,3 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right] \times 3,6 \times 10^{-3} = 57\,097,275 \text{ [GJ/år]} \approx 57\,097,28 \text{ [GJ/år]} \end{aligned}$$

(3) Basert på fremtidige slammengder, inkludert teoretisk bidrag fra urensset utslipp:

$$\begin{aligned} \text{Tilgjengelig energimengde [kWh/år]} &= 5\,040\,539,72 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} (\text{TS}) \right] \times \frac{60,72 [\%]}{100} \times 10 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{Nm}^3} \right] = \\ &30\,606\,157,19 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right] \rightarrow 30\,606\,157,19 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right] \times 3,6 \times 10^{-3} = 110\,182,165 \approx 110\,182,17 \text{ [GJ/år]} \end{aligned}$$

(4) Basert på eksisterende slammengder, ekskludert teoretisk bidrag fra urensset utslipp:

$$\begin{aligned} \text{Tilgjengelig energimengde [kWh/år]} &= 4\,705\,814,40 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} (\text{TS}) \right] \times \frac{60,72 [\%]}{100} \times 10 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{Nm}^3} \right] = \\ &28\,573\,705,06 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right] \rightarrow 28\,573\,705,06 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right] \times 3,6 \times 10^{-3} = 102\,865,338 \approx 102\,865,34 \text{ [GJ/år]} \end{aligned}$$

Energiinnhold i settefiskeslam i Troms og Finnmark:

$$\begin{aligned} \text{Tilgjengelig energimengde [kWh/år]} &= 768\,432,33 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} (\text{TS}) \right] \times \frac{65,85 [\%]}{100} \times 10 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{Nm}^3} \right] = \\ &5\,060\,126,893 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right] \rightarrow 5\,060\,126,893 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right] \times 3,6 \times 10^{-3} = 18\,216,4568 \approx 18\,216,46 \text{ [GJ/år]} \end{aligned}$$

Energiinnhold i oppdrettsslam i Troms og Finnmark (metode 3):

$$\begin{aligned} \text{Tilgjengelig energimengde [kWh/år]} &= 53\,173\,560,02 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} (\text{TS}) \right] \times \frac{65,85 [\%]}{100} \times 10 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{Nm}^3} \right] = \\ &350\,147\,892,7 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right] \rightarrow 350\,147\,892,7 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right] \times 3,6 \times 10^{-3} = 1\,260\,532,41 \text{ [GJ/år]} \end{aligned}$$

4.2 Energiinnhold i oppdrettsslam basert teoretisk biogassutbytte

4.2.1 Estimert biogassutbytte og tilhørende energiinnhold basert på metode 1

Metoden for beregning av teoretisk biogassutbytte for karbohydrat, protein og fett tar utgangspunkt i Buswell-likninga (formel 34). Tilsvarende som i Nordberg (2017), velges proteiner, fett og karbohydrater definert som henholdsvis $C_5H_7O_2N$, $C_{57}H_{104}O_6$ og $C_6H_{12}O_6$.

Tar utgangspunkt i druesuktermolekylet (karbohydrater), og får $c = 6$, $H = 12$, og $O = 6$. Molekylet har en molar masse på 180 [g/mol] ($6 \times 12,01 [u] + 12 \times 1,008 [u] + 6 \times 16,00 [u] = 180,2 [u] \rightarrow 180,2 [g/mol]$). Innsatt i Buswell-likninga (34) gir dette:

$$\left[\frac{4 \times 6 - 12 + 2 \times 6}{8} \right] CO_2 + \left[\frac{4 \times 6 + 12 - 2 \times 6}{8} \right] CH_4 \rightarrow 3CO_2 + 3CO_2 \rightarrow 3:3 \text{ molforhold mellom } CO_2 \text{ og } CH_4 \text{ i karbohydratmolekylet, hvilket gir ei gassammensetning på } 50 \% \text{ karbondioksid og } 50 \% \text{ metan.}$$

Innsatt i idealgassloven (formel 35):

$$pV = nRT \rightarrow V = \frac{nRT}{p} \rightarrow V = \frac{3 [\text{mol}] \times 0,08205747 [\text{L atm K}^{-1} \text{ mol}^{-1}] \times 273,15 [\text{K}]}{1 [\text{atm}]} = 67,241994 [\text{L}]$$

Dette gir et metanutbytte på $67,241994 / 180,2 = 0,37315 [\text{m}^3/\text{kg karbohydrat}]$.

Teoretisk biogassutbytte blir dermed $0,7463 [\text{Nm}^3/\text{kg karbohydrat}] (\rightarrow 0,37315 \times 2)$.

Øvrige verdier (protein og fett) er angitt i tabell (14), hentet direkte fra Nordberg (2017).

Tabell 14: Biogass- og metanutbyttet for proteiner og fett, angitt i Nm^3/kg (Nordberg, 2017) og Nm^3/tonn .

| | Biogass [Nm^3/kg] | Biogass [Nm^3/tonn] | CH ₄ [%] | CO ₂ [%] | Metan [Nm^3/kg] | Metan [Nm^3/tonn] |
|-----------------------------|--|--|---------------------|---------------------|--------------------------------------|--|
| Protein ($C_5H_7O_2N$) | 0,992 | 992 | 50 | 50 | 0,496 | 496 |
| Fett ($C_{57}H_{104}O_6$) | 1,445 | 1445 | 70 | 30 | 1,014 | 1014 |

Formel (37) er videre benyttet, for beregning av teoretisk biogasspotensiale (TBP) i oppdrettsslam i Troms og Finnmark. Tilsvarende formel er også benyttet for beregning av slammets energiinnhold. «Biogassutbytte» erstattes da av «metanutbytte».

Teoretisk biogasspotensiale i oppdrettsslam i Troms og Finnmark:

$$TBP_{\text{oppdrettsslam}} = 41\,408,445 \left[\frac{\text{tonn}}{\text{år}} \right] \times 992 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn}} \right] + 23\,594,105 \left[\frac{\text{tonn}}{\text{år}} \right] \times 1445 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn}} \right] + 26\,467,09 \left[\frac{\text{tonn}}{\text{år}} \right] \times 746,3 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn}} \right] = 94\,923\,048,43 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} \right]$$

Forutsetter at 75 % av organisk tørrstoff blir konvertert, jf. pkt. 3.5.2. Målt organisk tørrstoffinnhold i fiskeslamprøvene var henholdsvis 82,5 % og 98 %, se vedlagte analyseresultater. Gitt en oTS-andel av totalt tørrstoffinnhold tilsvarende gjennomsnittet av fiskeslamprøve 1 og 2 (= 90,25 %), vil om lag 67,69 % av det totale tørrstoffinnholdet degraderes.

$$\rightarrow TBP_{\text{oppdrettsslam}} = 94\,923\,048,43 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} \right] \times \frac{67,69 [\%]}{100} = 64\,253\,411,48 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} \right]$$

Energiinnhold i oppdrettsslam i Troms og Finnmark:

$$\begin{aligned} \text{Tilgjengelig energimengde } \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} \right] &= 41\,408,445 \left[\frac{\text{tonn}}{\text{år}} \right] \times 496 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn}} \right] + 23\,594,105 \left[\frac{\text{tonn}}{\text{år}} \right] \times 1014 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn}} \right] + \\ &26\,467,09 \left[\frac{\text{tonn}}{\text{år}} \right] \times 373,15 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn}} \right] = 54\,339\,205,82 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} \right] \\ \rightarrow 54\,339\,205,82 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} \right] \times 10 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{Nm}^3} \right] &= 543\,392\,058,2 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right] \\ \rightarrow 543\,392\,058,2 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right] \times 3,6 \times 10^{-3} &= 1\,956\,211,41 \left[\text{GJ}/\text{år} \right] \end{aligned}$$

Forutsetter at 67,69 % av tørrstoffet blir konvertert.

$$\rightarrow \text{Tilgjengelig energimengde } [\text{GJ}/\text{år}] = 1\,956\,211,41 \left[\text{GJ}/\text{år} \right] \times \frac{67,69 [\%]}{100} = 1\,324\,159,50 \left[\text{GJ}/\text{år} \right]$$

4.2.2 Estimert energiinnhold i oppdrettsslam basert på metode 2

$$\text{Energi i spist fôr (TS) [GJ] (39)} \quad \rightarrow 352\,126,75 \left[\frac{\text{tonn}}{\text{år}} \right] \times 26,1 \left[\frac{\text{GJ}}{\text{tonn}} \right] = 9\,190\,508,18 \left[\text{GJ}/\text{år} \right]$$

$$\text{Energi i fôrspill (TS) [GJ] (40)} \quad \rightarrow 63\,349,12 \left[\frac{\text{tonn}}{\text{år}} \right] \times 26,1 \left[\frac{\text{GJ}}{\text{tonn}} \right] = 1\,653\,412,03 \left[\text{GJ}/\text{år} \right]$$

$$\begin{aligned} \text{Energi i fekalier (TS) [GJ] (41)} \quad \rightarrow 352\,126,75 \left[\frac{\text{tonn}}{\text{år}} \right] \times \left(1 - \frac{72,3 [\%]}{100} \right) \times 26,1 \left[\frac{\text{GJ}}{\text{tonn}} \right] = \\ 2\,545\,770,76 \left[\text{GJ}/\text{år} \right] \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Total energimengde (TS) [GJ/år] (42)} \quad \rightarrow 1\,653\,412,03 + 2\,545\,770,76 = 4\,199\,182,79 \left[\text{GJ}/\text{år} \right] \\ \rightarrow 1\,166\,439\,664,82 \left[\text{kWh} \right] \end{aligned}$$

Tilhørende biogasspotensiale er videre gitt av formel (43) (justert):

$$TBP \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} (\text{TS}) \right] = \frac{\text{Tilgjengelig energimengde } [\text{kWh}/\text{år}]}{\frac{\text{metaninnhold } [\%] \times 10 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{Nm}^3} \right]}{100}} = \frac{1\,166\,439\,664,82 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right]}{\frac{65,85 [\%] \times 10 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{Nm}^3} \right]}{100}} = 177\,135\,864,1 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} (\text{TS}) \right]$$

4.2.3 Estimert biogassutbytte og tilhørende energiinnhold basert på metode 3

Teoretisk biogasspotensiale i oppdrettsslam i Troms og Finnmark:

$$TBP_{\text{oppdrettsslam}} = 53\,173\,560,02 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} (\text{TS}) \right]$$

Energiinnhold i oppdrettsslam i Troms og Finnmark:

$$\text{Tilgjengelig energimengde } [\text{GJ}/\text{år}] = 1\,260\,532,41 \left[\text{GJ}/\text{år} \right]$$

Se pkt. 4.1.1 og 4.1.2 for fremgangsmåte.

5 Diskusjon

5.1 Oppsummering av hovedtrekkene i analyseresultatene til Rå Biopark

I fravær av kjennskap til praktiske forhold omkring prøvetakinga, er det valgt å kun kommentere analyseresultatenes hovedtrekk, ilyssatt av presenter teori. Følgende bemerkninger trekkes frem:

- *Store fibermengder i avløpsslammet:* Det fremgår av Zhu et al. (2021), Tchobanoglous et al. (2014) og Liu og Smith (2022) at protein utgjør største fraksjon av organiske forbindelser i avløpsslam, henholdsvis $16,55 \pm 2,33$ [g/l], 25 [% av TS] (primærslam) og 36 [% av TS] (sekundærslam), samt 16-30 [% av TS] (primærslam) og 30-60 [% av TS] (sekundærslam). Målt proteininnhold i avløps-slamprøvene til Rå Biopark er imidlertid betydelig lavere (7,52 – 14,78 % av TS), mens innholdet av fett er mer eller mindre sammenfallende. Derimot er fiberfraksjonen i Rå Bioparks tallgrunnlag betydelig større. Toalettpapir består hovedsakelig av cellulosefibre, og utgjør en vesentlig del av suspendert materiale i avløpsvann (Liu & Smith, 2022). Ved gjenbruk av papir til toalettformål vil produktets overflateruhet og innhold av limstoffer øke, grunnet endringer i papirfibrenes egenskaper (Institutt for biovitenskap, 2011f). Dette bekoster papirets løselighet i vann (Elmas & Bekiroglu, 2019). Et økt celluloseinnhold i avløpsslam kan derfor tenkes begrunnet ved et økt forbruk av resirkulert toalettpapir, som for øvrig også har vist seg å være en mulig kilde til PCB, pentaklorfenoler (PCP), PAH og PFAs (Adjei et al., 2019; Thompson et al., 2023) i avløpet.
- *Metaninnhold:* Høyeste CH₄-andel sees for fiskeslamprøve 2, som samtidig måler både lavest TS-innhold (50 g/kg) og biogassutbytte (217 [Nl/kg TS]). Dette kan forklares ved at en lav TS-prosent resulterer i en høyere andel CH₄, ettersom mengden vannopløselig CO₂ øker proporsjonalt med vanninnholdet i substratet (Raadal et al., 2008). Prosessen ble også bekreftet inhibert, hvilket kan begrunnes med at slamprøven måler datasettets høyest oTS-andel av totalt TS-innhold (98 %), samt høye nivåer av H₂S, klorid og elektrisk konduktivitet (mulig saltvannspåvirkning, se pkt. 2.3.4). Tilsvarende er observert for avløpsslam; slamprøve 2 har høyest CH₄-andel, men lavest TS-innhold (99 g/kg) og biogassutbytte (503 [Nl/kg TS]).
- *Fettinnhold og organisk tørrstoff:* Ved å sammenlikne målt biogassutbytte i avløpsslamprøvene med lavest TS-innhold, henholdsvis 9,9 % (prøve 2) og 10,7 % (prøve 5), sees sistnevnte å gi 1,22 ganger mer biogass enn prøve 2. Mengden biogass i prøve 5 er videre på nivå med produksjonsvolumet til slamprøve 1 og 4, tross et nært halvert TS-innhold. Dette kan tenkes forklart av at slamprøve 5 samtidig måler høyeste fettprosent (12,75 %), tatt observasjonene til Liu og Smith (2022) til følge. Høyest oTS (22,2 [g/kg TS]) tilskrives avløpsslamprøve 4, med et tilhørende målt biogassutbytte på 619 [Nl/kg TS]. Slamprøven måler samtidig datasettets laveste metaninnhold (59 %), samt fett- (7,69 %) og proteininnhold (7,52 %) for avløpsslam, samt største råfiber- (61,24 %), ADF- («acid detergent fiber») (69,96 %) og NDF-andel («neutral detergent fiber») (81,65 %) [TS].
- *Råfiberinnholdets betydning:* Råfiberinnholdet later til å påvirke endelig metanutbytte; avløpsslamprøven med høyest mengde råfiber (prøve nr. 4) måler lavest metanandel, mens slamprøve 2 måler minste mengde råfiber, og høyest metanprosent. «Råfiber» viser til et omtrentlig nivå av cellulose, lignin og hemicellulose (fiber) i et materiale (Kuzio & Zibula, 2023), hvorpå

energiutbyttet fra lignin (heterogen, amorf polyfenolisk polymer) er observert å være særlig begrenset, grunnet stoffets uregelmessige og komplekse struktur Mulat et al. (2018).

5.2 Potensielle anvendelsesområder for energi produsert fra slam

5.2.1 Bruk av slam som energikilde i Troms og Finnmark

I forsøk på å tallfeste mulighetsrommet til slam som energikilde i regionen, er beregningsresultatene satt i sammenheng med gjennomsnittlig energiforbruk per innbygger. I 2022 var totalt energiforbruk per innbygger i snitt 11 671 [kWh] ($\approx 42,016$ [GJ/år]), ifølge tall fra SSB (SSB, 2023f, tabell 13929). Benytter formel (45), og finner antall personer som kan få dekket sitt årsforbruk av energi, ved bruk av avløps- og fiskeslam som energikilde:

$$\text{Antall årsforbruk [personer]} = \frac{\text{Total energimengde} \left[\frac{\text{GJ}}{\text{år}} \right]}{\text{Energiforbruk} \left[\frac{\text{GJ}}{\text{person} \times \text{år}} \right]} \quad (45)$$

Tabell 15: Beregningsresultater – antall personer som kan få dekket sitt årsforbruk av energi, ved bruk av avløps- og fiskeslam som energikilde.

| Avløpsslam | | | | |
|----------------------------------|----------------------|------------------|------------------|------------------|
| | Eksisterende | | Fremtidig | |
| | Inkl. urensset | Ekskl. urensset | Inkl. urensset | Ekskl. urensset |
| Energimengde [GJ/år] | 67 744,27 | 57 097,28 | 110 182,165 | 102 865,34 |
| Antall årsforbruk [pers.] | 1612,34 | 1358,94 | 2622,39 | 2448,24 |
| Fiskeslam | | | | |
| | Settefisk | Metode 3 | Metode 1 | Metode 2 |
| | Energimengde [GJ/år] | 18 216,46 | 1 260 532,41 | 1 324 159,50 |
| Antall årsforbruk [pers.] | 433,56 | 30 001,25 | 31 515,60 | 99 942,47 |

I henhold til SSB tabell nr. 11342, var det totalt 242 452 innbyggere i Troms og Finnmark per. 01.01.23 (SSB, 2024b)⁵. Minste slamvolum og tilhørende laveste energiproduksjon tilskrives eksisterende avløpsslammengde, ekskludert teoretisk bidrag fra urensset avløpsvann. Med mulighet til å dekke det totale årsforbruket av energi til om lag 1359 personer, vil utvinning av biogass fra denne slamfraksjonen oppfylle det årlige energibehovet til 5,605 ‰ av Troms og Finnmarks befolkning. Tilsvarende vil energibehovet til 41,22 % av regionens befolkning bli oppfylt, ved et årlig energiuttak på 4 199 182,79 [GJ/år] fra oppdrettsslam (beregningemetode 2, største beregnet energimengde). Sistnevnte energiuttak kan forsyne 73,54 ganger flere innbyggere med energi, sammenliknet med tallgrunnlagets laveste uttak. En energimengde på 4 199 182,79 GJ (1 166 439 664,82 kWh) vil videre kunne erstatte 116 643 966,482 liter diesel (pkt. 3.5.3), forutsatt null energitap i omgjøringsprosessen fra gassform til flytende biometan (LBM). Dette tilsvarer 24,82 ganger mer drivstoff enn det som er planlagt produsert i biogassanlegget i Skibotn. Planlagt produksjonsvolum er her 4 700 000 liter LBM (Ford, 2023).

⁵ Ved å summere innbyggertallene gitt av tabell 05273 og 05272 (SSB), fås et befolkningstall på 278 323. Et høyere antall her, sammenliknet med i tabell 11342, antas å skyldes feil og usikkerheter i SSBs tallgrunnlag, som nevnt innunder pkt. 3.3.2.

Totalt forbruk av diesel i personbiler (ekskl. bio.) i Norge var 8763 GWh i 2022 (SSB, 2023f, tabell 13929). Satt i sammenheng med SSBs befolkningsdata for 2023 (SSB, 2024b, tabell 11342), kan gjennomsnittlig dieselforbruk per innbygger beregnes:

$$\overline{\text{Dieselforbuk}} \left[\frac{\text{kWh}}{\text{pers.}} \right] = \frac{\text{Tot. dieselforbruk i personbiler (ekskl. bio.) [GWh]}}{\text{Ant. personer}} \quad (46)$$

$$\rightarrow \overline{\text{Dieselforbuk}} \left[\frac{\text{kWh}}{\text{pers.}} \right] = \frac{8763 \text{ [GWh]}}{5\,488\,984 \text{ [pers.]}} \rightarrow \frac{8763 \times 1\,000\,000 \text{ [kWh]}}{5\,488\,984 \text{ [pers.]}} = 1596,47 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{pers.}} \right]$$

Gitt et innbyggertall på 242 452 (Troms og Finnmark), er regionens totale energibehov fra diesel 387 067 344,4 [kWh], tilsvarende en total dieselmengde på 38 706 734,44 liter. Følgelig kan oppdrettslambasert LBM, teoretisk sett, dekke opptil det tredobbelte av årlig drivstoffbehov i regionens dieselpark (personbil). Å beregne gjennomsnittlig dieselforbruk per innbygger basert på nasjonale innbygger- og forbrukstall hensyntar imidlertid ikke eventuelle regionale variasjoner. Fylkesvise snittkjørelengder per kjøretøy (km) ble derfor undersøkt (SSB, 2024c, tabell 12576), for å vurdere hvorvidt beregnet dieselforbruk i regionen er plausibelt, eller ei. Regionens gjennomsnittlige kjørelengde per dieselpersonbil i 2023 er 11 203 km, hvilket er tilnærmet lik nasjonal median (11 439 km) og gjennomsnitt (11 413 km), se SSB tabell 12576 (vedlegg 4). En gjennomsnittlig kjørelengde vil samtidig forutsette et gjennomsnittlig dieselforbruk. Tallgrunnlaget her kan derfor ansees som representativt.

Tabell (16) tar for seg en oversikt over teoretiske mengder LBM i fiske- og avløpsslam, presentert i volum [l] og prosentandel av dagens dieselbehov (Troms og Finnmark, personbilpark), samt andel av planlagt drivstoffproduksjon i biogassanlegget i Skibotn.

Tabell 16: Oversikt over teoretiske dieselmengder i fiske- og avløpsslam.

| | Energimengde [GJ] | Energimengde [kWh] | Teoretisk mengde LBM [l] | % av dagens dieselbehov | Andel av planlagt produksjon i Skibotn |
|--------------|-------------------|--------------------|--------------------------|-------------------------|--|
| Avløp | 67 744,27 | 18 817 852,79 | 1 881 785,279 | 4,86 | 40,04 [%] |
| | 57 097,28 | 15 860 355,57 | 1 586 035,557 | 4,10 | 33,75 [%] |
| | 110 182,165 | 30 606 156,97 | 3 060 615,697 | 7,91 | 65,15 [%] |
| | 102 865,43 | 28 573 730,58 | 2 857 373,058 | 7,38 | 60,80 [%] |
| Fisk | 18 216,46 | 5 060 127,78 | 506 012,778 | 1,31 | 10,77 [%] |
| | 1 260 532,41 | 350 147 891,95 | 35 014 789,195 | 90,46 | 7,45 [ant. ganger] |
| | 1 324 159,50 | 367 822 083,33 | 36 782 208,333 | 95,03 | 7,83 [ant. ganger] |
| | 4 199 182,79 | 1 166 439 664,82 | 116 643 966,482 | 301,35 | 24,82 [ant. ganger] |

5.2.2 Bruk av fiskeslam som energikilde i oppdretts- og settefisknæringer i Troms og Finnmark

I «Nasjonal strategi for ein grøn, sirkulær økonomi» (Klima- og miljødepartementet, 2021) utpekes havbruk som en særlig viktig innsatsfaktor for økt sirkularitet i norsk matproduksjon, gjennom økt utnyttelse og gjenbruk av verdifulle nærings- og restråstoffer, samt produksjon av bærekraftig dyrefor. Strategien løfter samtidig frem biogass fra fiskeslam som en bidragsytende faktor for å redusere mengden klimagassutslipp, men at teknologi for å «(...) arbeide med slammet og fjerne uønskede stoff

slik at næringsstoff kan brukast att, (...) framleis (har) ein veg å gå før eit kommersielt gjennombrott». Også næringsorganisasjonen Sjømat Norge målsetter å oppnå vesentlige reduksjoner i næringas klimafotavtrykk innen 2030, gjennom økt fokus på «(...) energieffektivisering, reduksjon av fossilt brensel, valg av kjølemedier og valg av fôrråvarer», i tråd med FNs bærekraftsmål nr. 13, 14 og 15 (Sjømat Norge, 2018).

Et RAS-anlegg for settefiskproduksjon krever 3-5 [kWh] energi pr. kg fisk produsert (Energi Norge, 2020). Totalt 64 747 000 stk. smolt/settefisk ble produsert/solgt i Troms og Finnmark i 2023, se pkt. 1.6.2. Gitt en gjennomsnittlig salgsvekt på 100 til 400 gram pr. individ (Klem & Tverange, 2018), blir regionens totale biomasseuttak 6 474 700 til 25 898 800 [kg]. Et energiforbruk på 3 [kWh] pr. produksjonskilo gir dermed et totalforbruk på 19 424 100 [kWh] (= 69 926,76 [GJ]) pr. år, dersom snittslagsvekta er 100 [g]. Dersom økt til 5 [kWh] energi pr. kg produsert fisk, blir totalt energiforbruk 32 373 500 [kWh] (= 116 544,6 [GJ]). Gjennomsnittlig salgsvekt er fortsatt 100 gram. Tilsvarende vil årlig produksjonsuttak på 25 898 800 [kg] kreve en total energimengde på 77 696 400 [kWh] (= 279 707,04 [GJ]), dersom energiforbruket er 3 [kWh] pr. kg fisk produsert. Dersom økt til 5 [kWh] energi pr. kg produsert fisk, blir totalt energiforbruk 129 494 000 [kWh] (= 466 178,4 [GJ]). Totalt produksjonsuttak er fortsatt 25 898 800 [kg].

Estimert energipotensiale i settefiskslam er 18 216,46 [GJ]. Dette gir følgende prosentandeler av næringas totale energibehov:

- Årlig energibehov på 69 926,76 [GJ] → energi fra settefiskslam kan oppfylle 26,05 % av totalbehovet.
- Årlig energibehov på 116 544,60 [GJ] → energi fra settefiskslam kan oppfylle 15,63 % av totalbehovet.
- Årlig energibehov på 279 707,04 [GJ] → energi fra settefiskslam kan oppfylle 6,51 % av totalbehovet.
- Årlig energibehov på 466 178,40 [GJ] → energi fra settefiskslam kan oppfylle 3,91 % av totalbehovet.

En økning i antall kWh pr. kg settefisk produsert (3 [kWh] til 5 [kWh]) krever 66,67 % mer energi, forutsatt lik snittvekt pr. produsert smolt. Dersom energiforbruket pr. produksjonskilo holdes konstant og gjennomsnittsvakta firedobles (100 [g] → 400 [g]), øker det totale energibehovet tilsvarende. Å oppjustere individvekta gir særlig store utslag for det totale energiforbruket, som bekreftet i Hilmarsen et al. (2018). Dette understreker viktigheten av å utvikle mer energieffektive løsninger for RAS-anlegg.

Oppdretts- og settefiskproduksjon tjener samme formål og inngår i samme verdikjede, hva angår næringsstoffgjenvinning (fosfor, nitrogen) og energiproduksjon basert på slam, samt gjenbruk av utnyttede fôrressurser og ikke-matnyttige fiskeprodukter i fiskefôr, se figur (11).

Figur 11: Forenklet fremstilling av næringas sirkulære verdikjede.



En større biomasse i matfiskproduksjonen genererer et større slamvolum, og representerer dermed et større energipotensiale enn settefiskslam. Følgelig muliggjør bruk av dagens oppdrettslammengder som energikilde i settefiskproduksjon et uttak på opptil 60,05 ganger av settefisknæringas reelle energibehov. Dette forutsetter en energimengde på 4 199 182,79 [GJ] i oppdrettslammet (metode 2), og et samtidig energibehov på 69 926,76 [GJ] i settefisknæringa. Gitt laveste energimengde i oppdrettslammet (1 260 532,41 [GJ], metode 3), kombinert med største energibehov i settefisknæringa (466 178,40 [GJ]), vil settefisknæringas energibehov oppfylles 2,7 ganger, se tabell (17).

Tabell 17: Oversikt over teoretisk energidekking i settefisknæringa, ved bruk av oppdrettslam som energikilde.

| Settefiskpr. | Metode 3: 1 260 532,41 [GJ] | | Metode 1: 1 324 159,50 [GJ] | | Metode 2: 4 199 182,79 [GJ] | |
|-------------------------|-----------------------------|---------------------|-----------------------------|---------------------|-----------------------------|---------------------|
| Årlig energi-behov [GJ] | [%] av behovet | Ant. ganger behovet | [%] av behovet | Ant. ganger behovet | [%] av behovet | Ant. ganger behovet |
| 69 926,76 | 1802,65 | → 18,03 | 1893,82 | → 18,94 | 6005,12 | → 60,05 |
| 116 544,60 | 1081,59 | → 10,82 | 1135,84 | → 11,36 | 3603,07 | → 36,03 |
| 279 707,04 | 450,66 | → 4,51 | 473,39 | → 4,73 | 1501,28 | → 15,01 |
| 466 178,40 | 270,40 | → 2,70 | 284,07 | → 2,84 | 900,77 | → 9,01 |

Sjøbasert matfiskproduksjon forbruker også energi, grovt inndelt i to kategorier; forbruk på forflåten, og forbruk knyttet til båt og transport, hvorav brorparten av energiforbruket tilskrives fôringsprosessen (RENERGY, 2021). Et anleggs energibehov avhenger av antall merder og fiskebestandens alder, hvorpå topp- og grunnlast øker i takt med anleggsstørrelsen (ibid.). Erfaringstall viser at daglig energiforbruk kan variere fra 400 [kWh] (få fôringslinjer) til 1300 [kWh] (flere fôringslinjer) (ibid.). Dette tilsvarer et årsforbruk på henholdsvis 146 100 [kWh] (= 525,96 [GJ]) og 475 150 [kWh] (= 1710,54 [GJ]).

Totalt 235 anlegg var i drift i Troms og Finnmark, ved utgangen av 2022 (pkt. 1.6.2). Forutsetter at regionens landlokaliteter (3 stk., tall for 2023) inngår i tallgrunnlaget, slik at det reelle antallet sjøanlegg er 232 stk. Forutsetter videre en jevn fordeling mellom store og små anlegg, slik beregninga av næringas totale energibehov kan utføres, basert på en gjennomsnittlig verdi for oppdrettsanleggenes energiforbruk (= 310 625 [kWh] → 1118,25 [GJ]). Totalt energibehov er gitt på følgende formel:

$$\text{Totalt energibehov}_{\text{oppdrett}} \left[\frac{\text{GJ}}{\text{år}} \right] = \text{antall anlegg i drift} [-] \times \text{energiforbruk}_{\text{gjennomsnittlig}} \left[\frac{\text{GJ}}{\text{år}} \right] \quad (47)$$

$$\rightarrow \text{Totalt energibehov}_{\text{oppdrett}} \left[\frac{\text{GJ}}{\text{år}} \right] = 232 [-] \times 1118,25 \left[\frac{\text{GJ}}{\text{år}} \right] = 259 434 \left[\frac{\text{GJ}}{\text{år}} \right]$$

En oversikt over teoretisk energidekking i oppdrettsnæringa, ved bruk av marint oppdrettslam som energikilde, er gitt i tabell (18).

Tabell 18: Teoretisk energidekking i oppdrettsnæringa, ved bruk av marint oppdrettslam som energikilde.

| Oppdrett, sjø | Metode 3: 1 260 532,41 [GJ] | | Metode 1: 1 324 159,50 [GJ] | | Metode 2: 4 199 182,79 [GJ] | |
|-------------------------|-----------------------------|-----------|-----------------------------|-----------|-----------------------------|-----------|
| Årlig energi-behov [GJ] | [%] av behovet | × behovet | [%] av behovet | × behovet | [%] av behovet | × behovet |
| 259 434 | 485,88 | → 4,86 | 510,49 | → 5,10 | 1618,59 | → 16,19 |

5.2.3 Biogass fra avløps slam som energikilde i avløpssektoren i Troms og Finnmark

Som nevnt innunder pkt. 1.5.3, fremlegger avløpsdirektivforslaget et krav om energinøytralitet innen 2045, i tråd med målene i REPowerEU-planen og COM(2022)222, i tillegg til forslaget om å utvide sitt virkeområde. Sett fra et kost-/nytteperspektiv, og i samsvar med prinsippene om subsidiaritet og proporsjonalitet, foreslås kravet om energinøytralitet implementert på nasjonalt nivå for alle renseanlegg over 10.000 pe. (samlet), som angitt i artikkel 11 i direktivforslaget. Nedskalert på regionalt nivå, så innebærer dette at det totale energiforbruket i alle avløpsrenseanleggene i Troms og Finnmark skal nulles ut, gjennom av fornybar energi på/ved/i anleggene, eller på vegne av anleggene. Klima- og miljødepartementet har imidlertid ytret tvil om kravets gjennomførbarhet i nordisk klima, da avløpsrensing i kjølige temperaturer er særlig utpekt som særlig energikrevende (Klima- og miljødepartementet, 2023).

Biologiske rensemetoder krever, generelt sett, mer energi enn mekaniske og kjemiske rensemetoder, og energibehovet øker proporsjonalt med en synkende belastning. Eksempelvis beslaglegger lufting i et nitrogenfjerningsanlegg (nitrifikasjon/denitrifikasjon) om lag halvparten av anleggets totale energibehov, ifølge Norsk Vann rapport nr. 256 (Johannessen et al., 2020). Netto energiforbruk til rensing og transport av avløpsvann, samt slambehandling og energiproduksjon i avløpssektoren, ble imidlertid halvert, i perioden 2018 – 2022 (nasjonalt nivå) (ibid.). Innsparinga skyldes en forbruksreduksjon på 15 %, kombinert med en produksjonsøkning av energi på 95 %.

Gjennomsnittlig energiforbruk pr. person tilknyttet et avløpsanlegg var 70 [kWh] i 2022, mens snittmengden medgått til transport av avløpsvann var 30 [kWh/pers.], ifølge BedreVann-undersøkelsen for 2022 (Norsk Vann, 2023). Troms og Finnmark har, pr. 31. desember 2022, totalt 230 avløpsrenseanlegg (SSB, 2023c, tabell 11641), se pkt. 1.6.1. Av disse er 14 regulert i henhold til bestemmelsene i kapittel 14 i forurensningsforskriften (≥ 2000 pe. til ferskvann/elvemunning eller $\geq 10\,000$ pe. til sjø), og omfatter utslippet til totalt 129 108 innbyggere. Satt i sammenheng med det foreslåtte energinøytralitetskravet - og forutsatt et tenkt scenario der kravet vil bli implementert på regionalt nivå – vil regionens 14 avløpsrenseanlegg måtte produsere en energimengde på 32 535,216 [GJ]. Inklusive energiforbruket som medgår til transport av avløpsvann, vil energiproduksjonskravet høynes til 46 478,88 [GJ], se påfølgende beregninger.

$$\text{Energiproduksjon [kWh]} = \text{energiforbruk} \left[\frac{\text{kWh}}{\text{pers.}} \right] \times \text{ant. pers.} \quad (48)$$

$$\rightarrow \text{Energiproduksjon [kWh]} = 70 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{pers.}} \right] \times 129\,108 = 9\,037\,560 \text{ [kWh]} = 32\,535,216 \text{ [GJ]}$$

$$\rightarrow \text{Energiproduksjon [kWh]} = (70 + 30) \left[\frac{\text{kWh}}{\text{pers.}} \right] \times 129\,108 = 12\,910\,800 \text{ [kWh]} = 46\,478,88 \text{ [GJ]}$$

Beregner teoretisk energipotensiale i avløps slam fra avløpsrenseanlegg ≥ 1000 pe., da beregningsresultatene innunder pkt. 4.1.1 også inkluderer slamproduksjonen for spredt avløp (< 50 pe.) og mindre avløpsrenseanlegg (≥ 50 pe., < 1000 pe.). Årlig slamproduksjonsmengde i avløpsrenseanlegg ≥ 1000 pe. blir 4244,10 [tonn TS], ved bruk av tilsvarende beregningsoppsett som innunder pkt. 3.3.2, se tabell (19). Dette gir en tilhørende (teoretisk) energimengde på 56 572,75 [GJ], se påfølgende beregninger.

Tabell 19: Fremtidig slamproduksjon i avløpsrenseanlegg ≥ 1000 pe., forutsatt ingen urensset avløpsutslipp og full implementering av nye rensekrav.

| Fremtidig slamproduksjon | | | | | |
|--|-----------------------------------|--------------------------|-----------------|-----------------------------|---|
| Renseprinsipp | Tørrstoffproduksjon [g TS/(pe×d)] | RA ($\geq 10\ 000$ pe.) | Ant. innbyggere | Tot. TS-produksjon [g TS/d] | Reell mengde TS tilgjengelig (ekskl. urensset avløp) [g TS/d] |
| Biologisk, kjemisk, kjemisk-biologisk, eller annet | 90 | | 129108 | 11619720,00 | 11619720,00 |
| Totalproduksjon [g TS/d] | | | | 11619720,00 | 11619720,00 |
| Totalproduksjon [tonn TS/d] | | | | 11,62 | 11,62 |
| Totalproduksjon [tonn TS/år]* | | | | 4244,10 | 4244,10 |

*Multipliserer med 365,25 dager for å hensynta skuddår.

Teoretisk biogasspotensiale i avløpsslam fra avløpsrenseanlegg ≥ 1000 pe. i regionen (pkt. 4.1.1)

$$TBP_{\text{avløpsslam}} = 4\ 244,10 \left[\text{tonn} \frac{\text{TS}}{\text{år}} \right] \times 609,8 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn}} (\text{TS}) \right] = 2\ 588\ 052,18 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} (\text{TS}) \right]$$

Energiinnhold i avløpsslam fra avløpsrenseanlegg ≥ 1000 pe. i Troms og Finnmark (pkt. 4.1.2):

$$\begin{aligned} \text{Tilgjengelig energimengde [kWh/år]} &= 2\ 588\ 052,18 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} (\text{TS}) \right] \times \frac{60,72 [\%]}{100} \times 10 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{Nm}^3} \right] = \\ &15\ 714\ 652,84 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right] \rightarrow 15\ 714\ 652,84 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right] \times 3,6 \times 10^{-3} = 56\ 572,75 \text{ [G/år]} \end{aligned}$$

Gitt et totalt energipotensiale på 56 572,75 [GJ/år] og et energibehov på 46 478,88 [GJ], kan produksjon av biogass basert på avløpsslam dekke 1,22 ganger behovet, tilsvarende 121,72 %. Ekskludert energiforbruket som medgår til transport av avløpsvann, vil samme produksjonsmengde oppfylle avløpsrenseanleggenes energibehov 1,74 ganger (173,88 %). Det bør imidlertid presiseres at det foreligger store variasjoner i innrapportert energiforbruk ved ulike avløpsrenseanlegg, avhengig av rensemetode og grad av energiproduksjon. Ifølge tabell 4.16 i BedreVann-undersøkelsen for 2022 (Norsk Vann, 2023), forbruker et interkommunalt avløpsselskap mellom 55 [kWh/pe.] til 120 [kWh/pe.], til rensing og behandling av avløpsvann/-slam. Gitt et gjennomsnittlig energiforbruk på 120 [kWh/pe.] i Troms og Finnmark, vil regionens avløpsrenseanlegg (≥ 1000 pe.) dermed kreve en energitilførsel på 55 774,656 [GJ], tilsvarende 98,59 % av avløpsslammets tilgjengelige energimengde.

Energinøytralitetskravet i revisjonsforslaget til Rådet for den europeiske union og Europaparlamentet åpner opp for at et avløpsrenseanlegg kan avlevere avløpsslam til et eksternt biogassanlegg, fremfor å anlegge egen biogassproduksjon (Europaparlamentet og Rådet for den europeiske union, 2024b). Det foreligger heller ingen krav om at energien må omsettes i avløpsrenseanlegget, så fremst produksjonsmengden svarer til (artikkel 11, pkt. 2):

- 20 % av renseanleggenes totale energiforbruk innen utgangen av 2030;
- 40 % av renseanleggenes totale energiforbruk innen utgangen av 2035;
- 70 % av renseanleggenes totale energiforbruk innen utgangen av 2040;
- 100 % av renseanleggenes totale energiforbruk innen utgangen av 2045.

Biogassanlegget i Skibotn er dimensjonert for mottak av inntil 75 000 tonn organisk avfall pr. år (ca. 20 % tørrstoff (TS)), hvorav kommunalt avløpsslam utgjør om lag 18 000 tonn (pkt. 1.4), tilsvarende 3600

tonn TS. Gitt en årlig slamproduksjon på 4244,14 tonn TS ved avløpsrensaneanlegg $\geq 10\ 000$ pe. i Troms og Finnmark fylke, og at alt kommunalt avløpsslam som innleveres til biogassanlegget i Skibotn kommer fra avløpsrensaneanlegg $\geq 10\ 000$ pe., vil dermed 84,82 % av alt avløpsslam fra de nevnte rensaneanleggene i regionen inngå i biogassproduksjon. Innsatt en slammengde på 3600 [tonn TS] i formel (32), fås et totalt biogasspotensiale på 2 195 280 [Nm³/år (TS)], tilsvarende en teoretisk energimengde på 47 987,05 [GJ/år] (formel 43). Satt i sammenheng med rensaneanleggenes teoretiske energibehov, fås følgende:

- Energiforbruk på 32 535,216 [GJ/år] \rightarrow produksjon av 47 987,05 [GJ/år] utgjør 147,49 % av energiforbruket. Dette tilfredsstillers energinøytralitetskravet for 2045.
- Energiforbruk på 46 478,88 [GJ/år] \rightarrow produksjon av 47 987,05 [GJ/år] utgjør 103,24 % av energiforbruket. Dette tilfredsstillers energinøytralitetskravet for 2045.
- Energiforbruk på 55 774,656 [GJ/år] \rightarrow produksjon av 47 987,05 [GJ/år] utgjør 86,04 % av energiforbruket. Dette tilfredsstillers energinøytralitetskravet for 2040.

5.3 Evaluering av beregnede energi- og biogassmengder

5.3.1 Korrigert verdi for biogass- og energiutbyttet i oppdrettsslam

I fravær av tilgang på faktiske analysedata, ble det valgt å ta utgangspunkt i tre ulike tilnærminger, for å tallfeste et teoretisk biogass- og energipotensiale i fiskeslam fra regionens sjøbaserte oppdrettslokaliteter. Beregningsresultatene er presentert i tabell (20).

Tabell 20: Oversikt over beregningsresultatene for teoretisk biogass- og energiutbytte i oppdrettsslam.

| Teoretisk biogassutbytte [Nm ³ /år] | | | Teoretisk energiutbytte [GJ/år] | | |
|--|---------------|---------------|---------------------------------|--------------|--------------|
| Metode 1 | Metode 2 | Metode 3 | Metode 1 | Metode 2 | Metode 3 |
| 64 253 411,48 | 177 135 864,1 | 53 173 560,02 | 1 324 159,50 | 4 199 182,79 | 1 260 532,41 |

Som beskrevet i Ytrestøyl et al. (2013), Solli et al. (2014), Sele et al. (2023) og Cabell et al. (2018) er fiskeslammets tørrstoff- og energi-/næringsinnhold sterkt varierende, både innad i og mellom ulike anlegg, og gjennom fiskens livsforløp. Optimalt sett bør en derfor ta utgangspunkt i reelle analysedata, gjerne fordelt utover en hel årssyklus, for å beregne teoretisk biogass- og energiutbytte i slam fra sjøbasert oppdrett. Dermed vil en kunne observere hvordan variasjoner i fôringsregime, biomasseuttak, temperatur, fisketetthet og -størrelse, etc. innvirker på det endelige biogass- og energiutbyttet til fiskeslammet. Prøvetaking av sjøbasert oppdrettsslam er imidlertid krevende, og flere studier har belyst utfordringer knyttet til oppsamling og beregning av mengden sedimentert fôr/slam under oppdrettsmerder, deriblant Dempster et al. (2009), Krogli (2023) og Broch et al. (2017), se pkt. 2.3.3. Samtidig vil ulike fôringsregimer og ingredienssammensetninger gi forskjellige slamsammensetninger. Slam fra settefiskproduksjon vil eksempelvis inneholde større mengder fôrspill og en mer næringsfattig fekalierefraksjon, sammenliknet med sjøbasert oppdrettsslam, se pkt. 3.4.5. Å beregne biogass- og energiutbyttet for sjøbasert oppdrettsslam basert på analyseverdier for landbasert fiskeslam (metode 3), er derfor antatt å gi et noe høyere utbytte enn det som reelt sett kan forventes. Oppsiden er at metoden reflekterer reell nedbrytningskinetikk og biogassakkumulering i fiskeslam, ved å ta hensyn til

faktorer som temperatur, pH, organisk belastningsrate (BOD), hydraulisk oppholdstid (HRT), partikkelstørrelse, substratsammensetning og organisk tørrstoffinnhold.

Bruk av Buswell-likninga (metode 1) gir et maksimalt teoretisk biogasspotensiale for et substrat, basert på dets innhold av utvalgte organiske komponenter. Da likninga forutsetter fullstendig nedbrytning av alt organisk materiale, er dens gyldighet noe begrenset, spesielt ved beregning av biogassutbytte fra komplekse (fibriker) substrater (Zhang et al., 2021). Derimot har Buswell-likninga vist god overensstemmelse mellom eksperimentelle og teoretiske verdier for enkle organiske komponenter (sukker, alkoholer, etc.) (ibid.). Jf. vedlagte analyseresultater (vedlegg 2), inneholder fiskeslam (landbasert) mindre fiber enn avløpsslam. Dermed vil Buswell-likninga - teoretisk sett - være mer egnet for beregning av biogassutbyttet i fiskeslam, enn i avløpsslam. Likevel, til tross for at beregninga hensyntok 75 % degradering av flyktig faststoff (VS) i substratet (Kiely et al., 1997), ga metode 1 et 20,83 % større biogassutbytte enn metode 3, i tillegg til 5,05 % mer metan. Tatt til følge forventninga om at marint fiskeslam skal være mer næringsfattig enn settefiskslam (Krogli, 2023), indiserer resultatsammenstillinga at det foreligger tydelige begrensninger i metoden(e)s reliabilitet.

For å ivareta begge hensyn - reell nedbrytningskinetikk og biogassakkumulering (metode 3), og det marine fiskeslammets sammensetning (metode 1) - defineres en korreksjonsfaktor, θ . θ er forholdstallet mellom beregnet biogass-/metanutbytte for oppdretts- og settefiskslam [$\text{Nm}^3/\text{tonn} \times \text{år}$], ved bruk av beregningsmetode 1. Korreksjonsfaktoren er gitt på formel (49). For beregning av korrigert verdi for $TBP_{\text{oppdrettslam}}$ og slammets energiinnhold benyttes formel (50). Denne tilnærminga er videre titulert som metode 4.

$$\theta [-] = \frac{\text{Beregnet biogassutbytte, settefiskslam} \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn} \times \text{år}} \right]}{\text{Beregnet biogassutbytte, oppdrettslam} \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn} \times \text{år}} \right]} \quad (49)$$

$$TBP_{\text{oppdrettslam}_{\text{korr.}}} \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} \right] = \frac{TBP_{\text{oppdrettslam metode 1}}}{\theta} \quad (50)$$

Innleder med å beregne teoretisk biogassutbytte for settefiskslam, ved bruk av metode 1.

Tabell 21: Beregning av teoretisk biogassutbytte for settefiskslam ved bruk av metode 1.

| | Fôrspill | | Fekalier | | Tot. i slam |
|------------------------------|----------|---------------------|----------|--------------|-------------|
| Mengde [tonn/år] | 1468,46 | (pkt. 3.4.5) | 856,60 | (pkt. 3.4.5) | 2325,06 |
| Mengde [%] | 63,158 | | 36,842 | | 100 |
| Proteininnhold [%] | 45* | (Sele et al., 2023) | 15,5 | (Aas, 2021) | |
| Proteininnhold [tonn/år] | 660,807 | | 132,773 | | 793,58 |
| Fettinnhold [%] | 25* | (Sele et al., 2023) | 4,9 | (Aas, 2021) | |
| Fettinnhold [tonn/år] | 367,115 | | 41,973 | | 409,088 |
| Karbohydratinnhold [%] | 17,4 | (Aas et al., 2022) | 15,834 | (Beregnet) | |
| Karbohydratinnhold [tonn/år] | 225,512 | | 153,63 | | 379,142 |

* Gjennomsnittlig protein- og fettinnhold i smoltfôr.

Teoretisk biogasspotensiale i settefiskslam i Troms og Finnmark (metode 1):

$$TBP_{\text{settefiskslam}} = 793,58 \left[\frac{\text{tonn}}{\text{år}} \right] \times 992 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn}} \right] + 409,088 \left[\frac{\text{tonn}}{\text{år}} \right] \times 1445 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn}} \right] + 379,142 \left[\frac{\text{tonn}}{\text{år}} \right] \times 746,3 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn}} \right] = 1\,661\,317 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} \right]$$

Forutsetter at 67,69 % av tørrstoffet blir konvertert, jf. pkt. 4.2.1:

$$\rightarrow TBP_{\text{settefiskslam}} = 1\,661\,317 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} \right] \times \frac{67,69 [\%]}{100} = 1\,124\,545,48 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} \right]$$

Dividerer beregnet biogassutbytte på total slammengde, og får følgende:

$$Biogassutbytte \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn} \times \text{år}} \right] = \frac{\text{Beregnet biogassutbytte} \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} \right]}{\text{slammengde} [\text{tonn}]} \rightarrow \frac{1\,124\,545,48 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} \right]}{2325,06 [\text{tonn}]} \approx 483,663 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn} \times \text{år}} \right] \quad (51)$$

Gjentar for å finne beregnet biogassutbytte for oppdrettsslam pr. tonn produsert slam (metode 1-utbyttet) (pkt. 4.2.1):

$$Biogassutbytte \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn} \times \text{år}} \right] = \frac{\text{Beregnet biogassutbytte} \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} \right]}{\text{slammengde} [\text{tonn}]} \rightarrow \frac{64\,253\,411,48 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} \right]}{160\,888,23 [\text{tonn}]} = 399,367 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn} \times \text{år}} \right]$$

$$\text{Innsetter verdiene i formel (47): } \theta [-] = \frac{483,663 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn} \times \text{år}} \right]}{399,367 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn} \times \text{år}} \right]} = 1,211 [-]$$

Korrigert biogassutbytte for oppdrettsslam (metode 4):

$$TBP_{\text{oppdrettsslam, korrr.}} \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} \right] = \frac{64\,253\,411,48}{1,211} = 53\,058\,143,25 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} \right]$$

Korrigert energiinnhold for oppdrettsslam (metode 4):

$$\text{Tilgjengelig energimengde}_{\text{korrr.}} \left[\frac{\text{GJ}}{\text{år}} \right] = \frac{1\,324\,159,50}{1,211} = 1\,093\,443,022 [\text{GJ}/\text{år}]$$

Beregnet energimengde i oppdrettsslam basert på metode 2 svarer til et betydelig større utbytte, sammenliknet med de øvrige metodene:

- 4 199 182,79 [GJ/år] (metode 2) → 3,171 ganger mer energi enn 1 324 159,50 [GJ/år] (met. 1)
- 4 199 182,79 [GJ/år] (metode 2) → 3,331 ganger mer energi enn 1 260 532,41 [GJ/år] (met. 3)
- 4 199 182,79 [GJ/år] (metode 2) → 3,842 ganger mer energi enn 1 093 443,022 [GJ/år] (met. 4)

Metode 2 tar utgangspunkt i en antatt energimengde i fôr (26,1 [GJ/tonn TS] (Aas & Åsgård, 2017)), og tilsynelatende fordøyelighet (72,3 %), samt beregnet mengde fôr spist og tapt (fôrspill), se pkt. 3.4.3. Aas og Åsgård (2017) har imidlertid ikke utdypet hvorfra valgte energimengdefaktor er hentet, men tilsvarende verdier er å finne i øvrig litteratur. Analyser av sammensetninga til tre kommersielle forsøksfôr (oppdrettsslaks) viste et energiinnhold i fôr på henholdsvis 25,2, 25,0 og 26,1 (MJ/kg TS), ifølge Aas et al. (2020). Aas et al. (2022) oppgir et energiinnhold på 24,7 [MJ/kg]. Aas og Åsgård (2019) fastslår, basert analyser av sammensetninga til fiskefôr og -slam (settefisk), at fiskefôr og -slam inneholdt henholdsvis 23,5 og 20,4 [MJ/kg TS] energi. Ettersom fiskeslam normalt har et energiinnhold på 14–15 [MJ/kg TS], antok Aas og Åsgård (2019) derfor at over 50 % slammet besto av ufordøyd fôr.

Det ble her valgt å benytte en energifaktor på 26,1 [GJ/tonn TS], i fravær av tilgang på faktiske analysedata, og fordi at verdien speiler et omtrentlig energiinnhold for fôr benyttet i sjøproduksjonsfasen, ifølge Aas og Åsgård (2017). Kan videre tillegge at store deler av forskninga på norsk laksefôr tilskrives Nofima, med seniorforsker Aas i spissen, derav er brorparten av verdiene hentet fra vedkommendes publikasjoner. Det er videre besluttet å kun bruke verdier for norsk laksefôr, for å ivareta de reelle forholdene best mulig.

Det er imidlertid ikke gitt at alt et høyt energiinnhold i substratet vil generere store mengder biogass. I henhold til vedlagte analyseresultater, er gjennomsnittlig biogassutbytte for avløpsslam (609,8 [Nm³/tonn (TS)]) 1,845 ganger større enn snittutbyttet til settefiskslam (330 [Nm³/tonn (TS)]), se pkt. 4.1.1. Tross for en større gjennomsnittlig metandel i fiskeslam (65,85 [%], mot 60,72 [%] i avløpsslam, se pkt. 4.1.2), vil avløpsslam likevel gi 1,7 ganger mer metan enn slam fra settefisknæringa (370,27 [Nm³/tonn (TS)] CH₄ (avløpsslam), 217,305 [Nm³/tonn (TS)] CH₄ (fiskeslam)). Høye nivåer av H₂S, klorid og elektrisk konduktivitet for fiskeslamprøve 2 (inhibert test), gir i tillegg klare indikasjoner på mulig bruk av saltvann i settefiskproduksjonen, som også er assosiert med prosessinhivering, se pkt. 2.3.4. Anaerob nedbrytning av høyenergisubstrater (eks. fiskeslam) kan gi prosessforstyrrelser, og bør derfor sambehandles med energifattige materialer, for å forbedre biomassens nærings-, mineral- og sporstoffbalanse (Braun & Wellinger, 2003). Eksempelvis slår Ytrestøyl et al. (2013) fast at høyest metanutbytte (860 [l/kg (VS)]) gis ved et 12,5 : 87,5 – blandingsforhold mellom fiskeslam og storfe gjødsel (pkt. 2.3.4), mens Zhu et al. (2021) konkluderer med at et 4:6-blandingsforhold (avløpsslam : papiravfall) gir et biogassutbytte på 594 ± 72 [l/kg (VS)]. Sistnevnte tilsvarer ei økning på 35 %, sammenliknet med monobehandling av avløpsslam (pkt. 2.2.5).

Det forventes at fiskeslam, i kraft at dets høye fôrspillandel, bør inneholde mer energi enn avløpsslam. Samtidig bekrefter litteraturen at fiskeslammets energiressurser vanskelig lar seg fullutnytte, uten å sambehandles med andre energifattige substrater. Metode 2 tar utgangspunkt i målt energimengde i fiskefôr, uten å hensynta nedbrytningskinetikk og gassutvikling i anaerobe prosesser. Følgelig forventes beregningsmetode 2 å gi et noe høyere energiutbytte, enn det som reelt sett kan forventes av monobehandlet fiskeslam.

For å ivareta et forventet avvik mellom reell og teoretisk energimengde i oppdrettsslam (metode 2), ble metode 2 brukt for å beregne teoretisk energiinnhold i settefiskslam. Ved videre å sammenlikne beregnet og målt energiinnhold i settefiskslam, kan man finne en generell korreksjonsfaktor (Δ), for forholdet mellom målt og beregnet energiutbytte i fiskeslam (formel 51). Korreksjonsfaktoren kan dernest brukes for å justere beregnet energiinnhold (metode 2) i marint fiskeslam (formel 49). Denne tilnærminga vil videre betegnes som metode 5.

$$\Delta [-] = \frac{\text{Teoretisk energiinnhold}_{\text{settefiskslam}_{\text{metode 2}}}}{\text{Målt energiinnhold}_{\text{settefiskslam}_{\text{metode 3}}}} \quad (52)$$

Innleder med å beregne teoretisk energiinnhold i settefiskslam, ved bruk av metode 2.

Energiinnhold i settefiskslam i Troms og Finnmark (metode 2):

$$\begin{aligned} \text{Energi i spist fôr (TS) [GJ] (39)} &\rightarrow 3426,41 \left[\frac{\text{tonn}}{\text{år}} \right] \times 26,1 \left[\frac{\text{GJ}}{\text{tonn}} \right] = 89\,429,30 \left[\frac{\text{GJ}}{\text{år}} \right] \\ \text{Energi i fôrspill (TS) [GJ] (40)} &\rightarrow 1468,46 \left[\frac{\text{tonn}}{\text{år}} \right] \times 26,1 \left[\frac{\text{GJ}}{\text{tonn}} \right] \approx 38\,326,81 \left[\frac{\text{GJ}}{\text{år}} \right] \\ \text{Energi i fekalier (TS) [GJ] (41)} &\rightarrow 3426,41 \left[\frac{\text{tonn}}{\text{år}} \right] \times \left(1 - \frac{75 [\%]}{100} \right) \times 26,1 \left[\frac{\text{GJ}}{\text{tonn}} \right] \approx 22\,357,33 \left[\frac{\text{GJ}}{\text{år}} \right] \\ \text{Total energimengde (TS) [GJ/år] (42)} &\rightarrow 38\,326,81 \left[\frac{\text{GJ}}{\text{år}} \right] + 22\,357,33 \left[\frac{\text{GJ}}{\text{år}} \right] \approx 60\,684,14 \left[\frac{\text{GJ}}{\text{år}} \right] \end{aligned}$$

Faktisk målt energimengde i settefiskslam er 18 216,46 [GJ/år]. Δ blir dermed $\frac{60\,684,14 \left[\frac{\text{GJ}}{\text{år}} \right]}{18\,216,46 \left[\frac{\text{GJ}}{\text{år}} \right]} \approx 4,592 [-]$

Korrigert energiinnhold for oppdrettsslam (metode 5):

$$\text{Tilgjengelig energimengde}_{\text{korr.}} \left[\frac{\text{GJ}}{\text{år}} \right] = \frac{4\,199\,182,79 \left[\frac{\text{GJ}}{\text{år}} \right]}{4,592} \approx 914\,456,18 \left[\frac{\text{GJ}}{\text{år}} \right] = 254\,015\,808,8 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right]$$

Korrigert biogassutbytte for oppdrettsslam (metode 5):

$$TBP_{\text{oppdrettsslam,korr.}} \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} \right] = \frac{254\,015\,808,8 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right]}{\frac{65,85 [\%]}{100} \times 10 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{Nm}^3} \right]} = 38\,574\,914,01 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} \right]$$

Ved videre å finne gjennomsnittlig verdi av teoretisk energimengde i metode 4 og 5, vil en følgelig sitte igjen med en energiverdi som ivaretar alle tre aspekter; reell nedbrytningskinetikk og biogassakkumulering i fiskeslam (metode 3), det marine fiskeslammets sammensetning (metode 1), og erfaringsbaserte energimengder fra litteraturen (metode 2):

$$\text{Tilgjengelig energimengde}_{\text{korr.gjennomsnitt}} \left[\frac{\text{GJ}}{\text{år}} \right] = \frac{\text{Korr. energimengde}_{\text{metode 4}} + \text{Korr. energimengde}_{\text{metode 5}}}{2} \quad (53)$$

$$\rightarrow \text{Tilgjengelig energimengde}_{\text{korr.gjennomsnitt}} \left[\frac{\text{GJ}}{\text{år}} \right] = \frac{1\,093\,443,022 \left[\frac{\text{GJ}}{\text{år}} \right] + 914\,456,18 \left[\frac{\text{GJ}}{\text{år}} \right]}{2} \approx 1\,003\,949,601 \left[\frac{\text{GJ}}{\text{år}} \right]$$

$$\rightarrow 278\,874\,889,17 \left[\text{kWh} \right]$$

Tilhørende biogasspotensiale er videre gitt av formel (43) (justert):

$$TBP \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} (\text{TS}) \right] = \frac{\text{Tilgjengelig energimengde} \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right]}{\frac{\text{metaninnhold} [\%] \times 10 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{Nm}^3} \right]}{100}} = \frac{278\,874\,889,17 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right]}{\frac{65,85 [\%] \times 10 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{Nm}^3} \right]}{100}} = 42\,350\,055,01 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} (\text{TS}) \right]$$

, hvilket gir en biogassutbyttekoeffisient (Y_i) på 263,226 [Nm³/tonn (TS)] (formel 32). Dette svarer til 79,64 % av gjennomsnittlig utbyttekoeffisient for settefiskslam (330,5 [Nm³/tonn (TS)]), og 38,74 % av gjennomsnittlig utbyttekoeffisient for avløpslam (609,8 [Nm³/tonn (TS)]).

Satt i sammenheng med gjennomsnittlig energiforbruk per innbygger (11 671 [kWh] \approx 42,016 [GJ/år]) (pkt. 5.1.1) i formel (45), vil oppdrettsslam kunne dekke det årlige energibehovet til totalt 23 894 personer, tilsvarende 9,86 % av Troms og Finnmarks befolkning. Opprinnelig beregnet maksimaluttak av energi (4 199 182,79 [GJ/år]) kan forsyne om lag 4,18 ganger flere innbyggere med energi, sammenliknet med det korrigerte energiuttaket. En energimengde på 1 003 949,601 GJ (278 874 889,17 kWh) vil videre kunne erstatte 27 887 488,917 liter diesel, forutsatt null energitap i omgjøringsprosessen fra gassform til flytende biometan (LBM). Dette tilsvarer 5,93 ganger mer drivstoff enn det som er

planlagt produsert i biogassanlegget i Skibotn. Videre, gitt et totalt energibehov fra diesel på 387 067 344,4 [kWh] i Troms og Finnmark (pkt. 5.1.1), kan oppdrettsslambasert LBM, teoretisk sett, dekke 72,06 % av årlig drivstoffbehov i regionens dieselbilpark (personbil).

Tabell (22) gir en oversikt over teoretisk energidekking i sette- og oppdrettsnæringa, basert på et årlig energiuttak på 1 003 949,601 [GJ/år] fra oppdrettsslam.

Tabell 22: Teoretisk energidekking i sette- og oppdrettsnæringa, basert på korrigert energiuttak fra oppdrettsslam.

| Årlig energi-behov [GJ] | Settefiskproduksjon | | | | Matfiskprod. |
|-------------------------|---------------------|-----------|------------|------------|--------------|
| | | 69 926,76 | 116 544,60 | 279 707,04 | 466 178,40 |
| [%] av behovet | 1 435,56 | 861,67 | 358,85 | 215,36 | 387,03 |
| × behovet | 14,36 | 8,62 | 3,59 | 2,15 | 3,87 |

5.3.2 Økonomiske vurderinger omkring biogassproduksjon basert på oppdrettsslam

Den pågående revisjonen av EUs avløpsdirektiv engasjerer utover avløpssektorens rammer, og har for alvor satt søkelys på ivaretagelse av marine økosystemer. Samtidig opplever oppdrettsnæringa stor vekst, uten at det stilles strenge krav til oppsamling og behandling av restproduktene. Store vekstambisjoner vil samtidig generere økt slamproduksjon, hvilket, i tillegg til å belaste omkringliggende havmasser og sjøbunn, representerer enorme ressurstap, anført av energi, fosfor og nitrogen. Oppsamling, transport, behandling og lagring av slam representerer videre en økonomisk akilleshæl for næringa, som, til forskjell fra avløpssektoren, ikke kan finansiere sin virksomhet over abonnementsgebyrer. Avløpssektorens gebyrordning («selvkostprinsippet») bygger intensjonelt på bestemmelsene gitt av Forurensingslovens § 2, pkt. 5: «Kostnadene ved å hindre eller begrense forurensning og avfallsproblemer skal dekkes av den ansvarlige for forurensningen eller avfallet». I fravær av lovfestede krav om slamoppsamling, energinøytralitet, og/eller resirkulering av næringsstoffer, er det derfor lite som taler for at oppdrettsnæringa selv skal initiere storstilt oppsamling av fiskeslam. Dessuten er teknologi for oppsamling av slam fra åpne merder enda på et tidlig utviklingsstadium (Kraugerud, 2023), i tillegg til at bruksmulighetene til biorest basert på fiskeslam er noe begrenset i jordbruket, gitt bestemmelsene i gjeldene gjødselvereforskrift.

Uten å hensynta utfordringer knyttet til prosessinhivering, håndtering av biorest og praktiske hensyn omkring slamoppsamling fra åpne merder, så er det imidlertid interessant å undersøke oppdrettseiers muligheter for inntjening på produksjon av biogass, parallelt med tradisjonell oppdrettsvirksomhet. Gitt at mengden produsert energi fra oppdrettsslam overgår energibehovet, så kan lokal produksjon av biogass dermed funksjonere som en sekundær inntektskilde for virksomheten. Tar utgangspunkt i prosjektbeskrivelsen til et biogassanlegg på Stord⁶ (Nedland, 2011), og finner teoretisk energibehov [GJ] pr. tonn behandlet avfall:

⁶ Tilfeldig valgt anlegg. Inkluderer ikke fiskeslam som substrat og målsetter produksjon av gass, for distribusjon i eksisterende gasslinjer. Eventuell produksjon av LBM vil utløse et høyere energibehov. Lokal utvinning av biogass basert på fiskeslam vil i tillegg behovsutføre et forbehandlingstrinn (energikrevende).

- Totalt strømforbruk: 1,2 [GWh/år] + 2,0 [GWh/år] → 3,2 [GWh/år]
 - Tot. mengde avfall: 20 000 tonn, TS = 23 % → 5290 tonn (TS)
- **Energibehov i produksjon: 2,178 [GJ/tonn TS]**

Teoretisk mengde energi produsert [GJ] pr. tonn oppdrettsslam:

- Total mengde energi produsert: 1 003 949,601 [GJ/år] (korr. energiutbytte, se pkt. 3.5.1)
- Total slammengde: 160 888,23 [tonn TS]

→ **Energiproduksjon: 6,240 [GJ/tonn TS]**

, hvilket vil tilsi at en sitter igjen med et netto energimengde på 4,062 [GJ/tonn TS], etter produksjon av biogass basert på oppdrettsslam.

Vil imidlertid presisere at dette er en sær forenklet tilnærming, kun ment for å illustrere en tenkt lønnsomhet ved samkjøring av lakseoppdrett og biogassproduksjon.

5.3.3 Korrigert verdi for energiinnholdet i avløpslam

Krav om sekundærrensing vil generere økt slamproduksjon, som bekreftet av beregningsresultatene (pkt. 3.3.3), og presentert i oppgavens teorigrunnlag (pkt. 2.2.4). Ekskludert teoretisk bidrag fra urensset avløpsvann - og basert på dagens avløpsrenselsøsninger og -struktur -, blir det produsert totalt 4285,45 tonn (TS) avløpslam årlig i Troms og Finnmark. Forutsatt implementering av sekundærrensing ved alle kommunale avløpsrensaneanlegg med belastning på ≥ 1000 innbyggere (pkt. 3.3.2), vil mengden slam øke til 7716,98 tonn (TS) årlig, tilsvarende en produksjonsøkning på 80,16 %, se tabell (23).

Tabell 23: Oversikt over økte slammengder, som følge av innføring av sekundærrensing.

| | Inkludert urensset | | Økning | |
|---------------------------|---------------------|-----------|----------------|-------------------------|
| | Eksist. | Fremtidig | Slammengde [%] | Ant. årsforbruk [pers.] |
| Energimengde [GJ/år] | 5082,19 | 8265,89 | 62,64 | 1010,05 |
| Antall årsforbruk [pers.] | 1612,34 | 2622,39 | | |
| | Ekskludert urensset | | Økning | |
| | Eksist. | Fremtidig | Slammengde [%] | Ant. årsforbruk [pers.] |
| Energimengde [GJ/år] | 4283,45 | 7716,98 | 80,16 | 1089,3 |
| Antall årsforbruk [pers.] | 1358,94 | 2448,24 | | |

Beregningene av teoretiske energimengder i avløpslam er gjort, med utgangspunkt i en gjennomsnittlig biogassutbyttekoeffisient, definert på bakgrunn av overbrakte analyseresultater. Analyseresultatene baserer seg på avløpslamprøver hentet fra kommunale avløpsrensaneanlegg, innblandet avløpslam fra slamavskillere (primærslam).

Som nevnt innunder pkt. 2.2.5, er sammensetninga til primær- og sekundærslam noe ulik. I tillegg til å ha et noe lavere innhold av tørrstoff og flyktige stoffer, tendenserer sekundærslam til å være mer energifattig og tungtfordøyelig. Basert på normalverdier oppgitt i tabell (5), vil sekundærslam gi et 20 %

lavere energiutbytte, sammenliknet med primærslam. Tatt dette i betraktning, vil fremtidig energimengde i avløpsslammet i Troms og Finnmark nedjusteres til henholdsvis 88 145,74 [GJ/år] (inkl. teoretisk bidrag fra urensset avløpsvann) og 82 292,27 [GJ/år] (ekskl. teoretisk bidrag fra urensset avløpsvann), gitt en gjennomsnittlig biogassutbyttekoeffisient (Y_i) på 487,84 [Nm³/tonn (TS)]. En oversikt over prosentmessige energjøkninger for avløpsslam gis i tabell (24):

Tabell 24: Energiinnhold i avløpsslam, korrigert av hensyn til forventet energiutbytte i sekundærslam.

| | Eksisterende [GJ/år] | Fremtidig [GJ/år] | Økning [%] | Fremtidig, korr. [GJ/år] | Økning, korr. [%] |
|------------------------|---------------------------------------|------------------------------------|-----------------------------|---|------------------------------------|
| Inkl. urensset | 67 744,27 | 110 182,165 | 62,64 | 88 145,74 | 30,12 |
| Ekskl. urensset | 57 097,28 | 102 865,34 | 80,17 | 82 292,27 | 41,12 |

Satt i sammenheng med gjennomsnittlig energiforbruk per innbygger (11 671 [kWh] \approx 42,016 [GJ/år]) (pkt. 5.1.1) i formel (45), vil avløpsslam (inkl. urensset utslipp) kunne dekke det årlige energibehovet til totalt 2097 personer, tilsvarende 0,865 % av Troms og Finnmarks befolkning. Ekskl. teoretisk bidrag fra urensset utslipp, vil avløpsslam oppfylle energibehovet til 1958 personer, hvilket svarer til 0,808 % av regionens befolkning. Opprinnelig beregnet maksimaluttak av energi fra avløpsslam (110 182,165 [GJ/år]) kan forsyne 1,25 ganger flere innbyggere med energi, sammenliknet med det korrigerte energiuttaket (88 145,74 [GJ/år]). Tilsvarende forholdstall gjelder også for energimengden i avløpsslam ekskl. teoretisk bidrag fra urensset utslipp.

Tabell (25) tar for seg teoretiske dieselmengder i avløpsslam, korrigert for et antatt lavere energiutbytte i sekundærslam. Forutsetter også her null energitap i omgjøringsprosessen.

Tabell 25: Teoretiske dieselmengder i avløpsslam, korrigert for et antatt lavere energiutbytte i sekundærslam.

| Energimengde [GJ] | Energimengde [kWh] | Teoretisk mengde LBM [l] | % av dagens dieselbehov | Andel av planlagt produksjon i Skibotn |
|------------------------------------|-------------------------------------|---|--|---|
| 88 145,74 | 24 484 947,37 | 2 448 494,737 | 6,33 | 52,10 [%] |
| 82 292,27 | 22 858 982,18 | 2 285 898,218 | 5,91 | 48,64 [%] |

Årlig slamproduksjonsmengde i avløpsrensseanlegg \geq 1000 pe. er 4244,10 [tonn TS], se pkt. 5.1.3. Dette gir en teoretisk energimengde på 45 258, 20 [GJ/år], basert på et biogasspotensiale på 2 070 441,744 [Nm³/år (TS)] (formel 32 og formel 43). Velger tilsvarende energibehov som innunder pkt. 5.1.3, og får følgende:

- Energiforbruk på 32 535,216 [GJ/år] \rightarrow produksjon av 45 258, 20 [GJ/år] utgjør 139,11 % av energibehovet. Dette tilfredsstiller energinøytralitetskravet for 2045.
- Energiforbruk på 46 478,88 [GJ/år] \rightarrow produksjon av 45 258, 20 [GJ/år] utgjør 97,37 % av energibehovet. Dette tilfredsstiller energinøytralitetskravet for 2040.
- Energiforbruk på 55 774,656 [GJ/år] \rightarrow produksjon av 45 258, 20 [GJ/år] utgjør 81,14 % av energibehovet. Dette tilfredsstiller energinøytralitetskravet for 2040.

Gitt at biogassanlegget mottar 3600 tonn TS avløpslam (pkt. 5.1.3), blir korrigert biogasspotensiale for sekundærslam i regionen $1\,756\,224\text{ [Nm}^3\text{/tonn (TS)]}$ (formel 32), tilsvarende en teoretisk energimengde på $38\,389,65\text{ [GJ/år]}$ (formel 43). Satt i sammenheng med renseanleggenes teoretiske energibehov, fås følgende:

- Energibehov på $32\,535,216\text{ [GJ/år]}$ → produksjon av $38\,389,65\text{ [GJ/år]}$ utgjør 117,99 % av energibehovet. Dette tilfredsstillter energinøytralitetskravet for 2045.
- Energibehov på $46\,478,88\text{ [GJ/år]}$ → produksjon av $38\,389,65\text{ [GJ/år]}$ utgjør 82,60 % av energibehovet. Dette tilfredsstillter energinøytralitetskravet for 2040.
- Energibehov på $55\,774,656\text{ [GJ/år]}$ → produksjon av $38\,389,65\text{ [GJ/år]}$ utgjør 68,83 % av energibehovet. Dette tilfredsstillter energinøytralitetskravet for 2035.

5.4 Avsluttende poeng

Som vist i oppgavens resultater, vil ei fullsatsning på bruk av slam til biogassformål - både fra oppdretts-/settefisknæringer og fra avløpssektoren - kunne tjene som en viktig energikilde, og dermed representere et vesensledd i sirkulærøkonomien. Samtidig muliggjør oppsamling av oppdretts- og settefiskslam gjenvinning av nitrogen og fosfor, hvilket, i tillegg til å kunne avverge eutrofiering i mottakende vannmiljøer, bidrar til økt tilgang på ressursknappe næringsstoffer. Men, teknologi for oppsamling av slam fra åpne merder er, som tidligere nevnt, enda på et tidlig utviklingsstadium, og flere studier har vist at slampartikler og næringsstoffer fra et oppdrettsanlegg kan spres utover store sjøarealer (Broch et al., 2017; Krogli, 2023; Law & Hill, 2019). Overføring av oppdrett til land representerer dermed én mulig produksjonsløsning, som, i tillegg til å minske kompromitteringa av marine økosystemer (Skullerud & Martinussen, 2022), forenkler tilgangen på næringas slamressurser. Slike anlegg krever imidlertid tilførsel av store mengder energi, nøye overvåking av fisketetthet, adekvate rengjøringsprosedyrer og optimal vannkvalitet, etc., i tillegg at store landarealer beslaglegges (ibid.). Ei fullsatsning på landbasert oppdrett vil samtidig åpne opp for økt konkurranse i salgsmarkedet, gjennom å løsrive næringa fra dens nåværende kystavhengighet. Dermed vil flere utypiske oppdrettsnasjoner kunne forsynes via egenproduksjon, fremfor import av laks og andre oppdrettsprodukter.

Storskala biogassproduksjon basert på nord-norsk slam imøtegår også flere biorest-relaterte utfordringer, anført av at regionen rommer lite jordbruk, i tillegg til at transportavstandene er store. Videreforedling av bioresten er vesentlig, sett fra et sirkulærøkonomisk standpunkt. Mangel på områder for å anvende bioresten, både i flytende og fast form, er dermed å utpeke som en høyst aktuell barriere, for å kunne igangsette storproduksjon av slambasert biogass. Intensivert jordbruksatsing i nord kan her medvirke som en mulig løsning, og vil kunne tjene flere formål; 1) øke omsetningsmulighetene til biorest, og 2) øke tilgangen på husdyrgjødsel som substrat, for bruk til sambehandling med energirikt fiskeslam. Dermed vil også det totale biogass- og metanutbyttet kunne øke pr. tonn substrat tilført reaktoren. Tenkt et scenario der regionens oppdrettsslam oppnår et biogassutbytte på $860\text{ [Nm}^3\text{/tonn (oTS)]}$, dersom slammet sambehandles med husdyrgjødsel (ref. resultatene til Ytrestøyl et al. (2013)), vil regionens oppdrettsslam kunne generere $124\,873\,399,7\text{ [Nm}^3\text{/år]}$ biogass, tilsvarende en total energimengde på $2\,960\,248,813\text{ [GJ/år]}$, se påfølgende beregninger (formel 32 og 43):

$$TBP \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} \right] = \left(160\,888,23 \times \frac{90,25}{100} \right) \left[\frac{\text{tonn oTS}}{\text{år}} \right] \times 860 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{tonn oTS}} \right] = 124\,873\,399,7 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} \right] \quad (32)$$

$$\text{Tilgjengelig energimengde} \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right] = 124\,873\,399,7 \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{år}} \right] \times \frac{65,85 [\%]}{100} \times 10 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{Nm}^3} \right] = 822\,291\,337 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right] \quad (43)$$

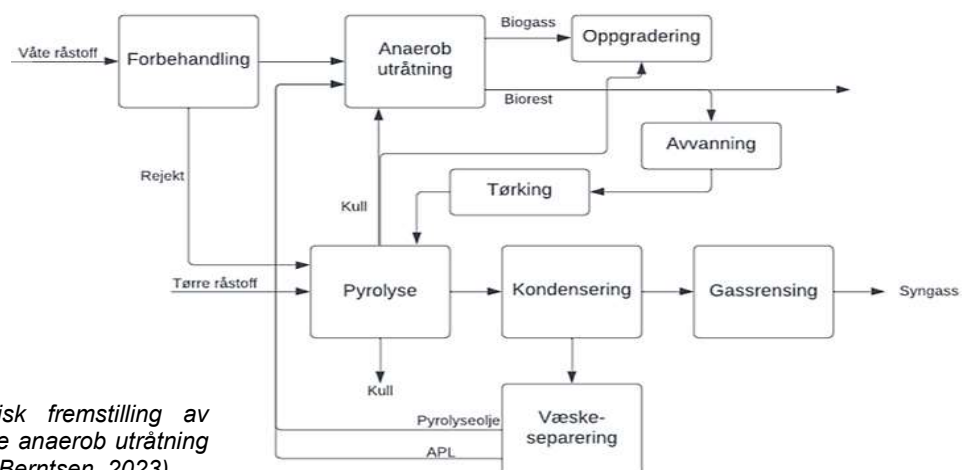
$$\rightarrow 822\,291\,337 \left[\frac{\text{kWh}}{\text{år}} \right] \times 3,6 \times 10^{-3} = 2\,960\,248,813 \text{ [GJ/år]}$$

Dette tilsvarer et 2,948 større energiutbytte, sammenliknet med korrigert energimengde (1 003 949,60 [GJ/år]), men et samtidig lavere utbytte, enn ved bruk av beregningsmetodikken til Aas og Åsgård (2017). For kontroll av beregnet verdi:

- Forholdstallet mellom 2 960 248,813 [GJ/år] og 1 260 532,41 [GJ/år] (metode 3) er 2,348.
- 860 [Nm³/tonn (oTS)] gir 776,15 [Nm³/tonn (TS)], gitt 90,25 % oTS av total TS. Forholdstallet mellom 776,15 og 330,5 [Nm³/tonn (TS)] (gjennomsnittlig Y_i for settefiskslam) er også 2,348.

Det kan videre være hensiktsmessig å kombinere biogassproduksjon og pyrolysing, for å gi bioresten et utvidet bruksspekter. Pyrolyse er en prosess der et råstoff eller et materiale utsettes for høy temperatur, i fravær av tilgang på oksygen. Prosessen destruerer det meste av forurensningsstoffer, med unntak av uorganiske stoffer (eks. tungmetaller) (Miljødirektoratet, 2020), og det dannes biokull, syngass og hydrotermiske væsker (bioolje og APL (Aqueous HTC liquids)). Næringsstoffer og organisk materiale blir til en viss grad bevart i biokullet, som også tjener som en effektiv karbonlagrer (Miljødirektoratet mfl., 2020). Kombinasjonen av biogassproduksjon og pyrolyse har videre vist potensiale for en rekke synergieffekter (Pecchi & Baratieri, 2019; Tayibi et al., 2021, som sitert i Lyng & Berntsen, 2023; Sarah Charlotte Minos-Stensrud, 2023), deriblant:

- Utvidet av råstoffgrunnlag: Råstoffer som er lett nedbrytbart organisk materiale kan sendes til anaerob utrånning, mens råstoffene med høyt tørrstoffinnhold kan pyrolyseres .
- Økt biogassutbytte og metaninnhold: Pyrolyseolje, APL og biokull kan tilsettes biogassreaktoren, for å øke biogassutbyttet og metaninnholdet i biogassen.
- Flere omsetningsmuligheter for biokull: Biokull har et bredt bruksspekter; reduksjonsmiddel i metallurgiske prosesser, jordforbedringsmateriale i landbruket, tilslag i betong, filter for rensing av avløpsvann (avløpsslambasert biokull for økt sirkularitet), jord og biogass, etc.



6 Konklusjon og veien videre

6.1 Oppsummering av relevante funn

Basert på analyser og beregninger av sammensetninga til avløps- og fiskeslam (oppdrett/settefisk), har energipotensialet i nevnte slamtyper blitt sammenliknet, med mål om å besvare følgende:

- Hvilke slamkilder (kommunalt avløpsvann og slam fra oppdretts-/settefisknæringa) sees å gi størst energiutbytte i Troms og Finnmark, basert på slammets sammensetning og kvantitet?
- Vil implementering av sekundærrensing på kommunale avløpsrenseanlegg påvirke avløpsslammets totale energipotensiale?

Påfølgende tabell tar for seg en oversikt over beregnede biogassutbytter [$\text{Nm}^3/\text{år}$] og energipotensialer [$\text{GJ}/\text{år}$], samt hvor mange årsforbruk (pr. pers.) hver av disse energimengdene representerer.

Tabell 26: Samlet oversikt over beregnede biogassutbytter og energipotensialer, samt antall årsforbruk i energi.

| | | | Biogassutb. [$\text{Nm}^3/\text{år}$] | Energiptensial [$\text{GJ}/\text{år}$] | Ant. årsforbruk |
|------------|-----------------------------|------------------------|---|--|-----------------|
| Avløpsslam | Eksist. slam. | Inkl. urensset | 3 099 119,46 | 67 744,27 | 1612,34 |
| | | Ekskl. urensset | 2 612 047,81 | 57 097,28 | 1358,94 |
| | Fremtidig slam. | Inkl. urensset | 5 040 539,72 | 110 182,165 | 2622,39 |
| | | Ekskl. urensset | 4 705 814,40 | 102 865,34 | 2448,24 |
| | Fremtidig slam. korr. | Inkl. urensset | | 88 145,74 | 2097 |
| | | Ekskl. urensset | | 82 292,27 | 1958 |
| Fiskeslam | Settefiskslam | | 768 432,33 | 18 216,46 | 433,56 |
| | Fiskeslam, metode 1 | | 64 253 411,48 | 1 324 159,50 | 31 515,60 |
| | Fiskeslam, metode 2 | | 177 135 864,1 | 4 199 182,79 | 99 942,47 |
| | Fiskeslam, metode 3 | | 53 173 560,02 | 1 260 532,41 | 30 001,25 |
| | Fiskeslam, metode 4 | | 53 058 143,25 | 1 093 443,02 | 26 024,44 |
| | Fiskeslam, metode 5 | | 38 574 914,01 | 914 456,18 | 21 764,47 |
| | Fiskeslam, korrigert | | 42 350 055,01 | 1 003 949,60 | 23 894 |

Å fastslå nøyaktige slammengder og -sammensetninger, og derifra beregne tilhørende biogass- og energiutbytter, er særskilt krevende. Slamproduksjonen ($\text{g TS}/\text{m}^3$) er et aggregat av ulike faktorer, både i avløpssektoren og i oppdretts-/settefisksammenheng. Tilsvarende vil også effektiviteten til anaerobe nedbrytningsprosesser la seg påvirke av en rekke ytre og indre forhold, som vanskelig lar seg ivareta uten reelle analysedata. Til forskjell fra utbytteberegningene for avløps- og settefiskslam, hvilket baserte seg på reelle måledata, måtte oppdrettsslamberegningene fundamenteres teoretisk, i fravær av tilgang på faktiske analysetall. For å ivareta alle tre hensyn; reell nedbrytningskinetikk og biogassakkumulering i fiskeslam (metode 3), det marine fiskeslammets sammensetning (metode 1), og erfaringsbaserte energimengder fra litteraturen (metode 2), ble det derfor utledet en korrigert verdi for oppdrettsslammets biogass- og energiutbytte. Også avløpsslammets beregningsresultater ble korrigert, gitt et noe lavere energiinnhold i sekundærslam, sammenliknet med primærslam (Tchobanoglous et al., 2014).

Forankret i målet om å undersøke hvilken slamkilde som gir størst energiutbytte i Troms og Finnmark, kan følgende konklusjoner fattes:

- 88 145,74 [GJ/år] i avløpsslam → 8,78 % av utbyttet i oppdrettsslam (1 003 949,601 [GJ/år])
- 82 292,27 [GJ/år] i avløpsslam → 8,20 % av utbyttet i oppdrettsslam (1 003 949,601 [GJ/år])
- 18 216,46 [GJ/år] i settefiskslam → 1,81 % av utbyttet i oppdrettsslam (1 003 949,601 [GJ/år])
- 18 216,46 [GJ/år] i settefiskslam → 20,67 % av utbyttet i avløpsslam (88 145,74 [GJ/år])
- 18 216,46 [GJ/år] i settefiskslam → 22,14 % av utbyttet i avløpsslam (82 292,27 [GJ/år])

Nedskalert til energiutbytte pr. tonn slam produsert gir imidlertid følgende:

- Avløpsslam: 88 145,74 [GJ/år] / 8265,89 [tonn TS/år] → 10,663 [GJ/tonn TS]
- Avløpsslam: 82 292,27 [GJ/år] / 7716,98 [tonn TS/år] → 10,663 [GJ/tonn TS]
- Oppdrettsslam: 1 003 949,601 [GJ/år] / 160 888,23 [tonn TS/år] → 6,240 [GJ/tonn TS]
- 18 216,46 [GJ/år] i settefiskslam / 2325,06 [tonn TS/år] → 7,835 [GJ/tonn TS]

Årsaken til at største energipotensiale tilfeller oppdrettsslam skyldes dets store kvantum. Dersom alle slamfraksjonene var av lik størrelse, så ville største energipotensiale vært tilskrevet avløpsslam, etterfulgt av slam fra settefisknæringa.

Samtidig har oppgaven formulert et iboende mål om å avdekke hvilke energimengder som går til spille, dersom slamressursene i oppdrettsnæringa ikke utnyttes. Et energitap på 1 003 949,601 [GJ/år] representerer:

- Det årlige energibehovet til totalt 23 894 personer, tilsvarende 9,86 % av Troms og Finnmarks befolkning.
- 27 887 488,917 liter diesel, forutsatt null energitap i omgjøringsprosessen fra gassform til flytende biometan (LBM). Dette tilsvarer 5,93 ganger mer drivstoff enn det som er planlagt produsert i biogassanlegget i Skibotn, og tilsvarer en dekningsrate på 72,06 % av det årlige drivstoffbehovet i regionens dieselbilpark (personbil).
- Opptil 14,36 ganger energibehovet til regionens settefiskanlegg.
- 3,87 ganger energibehovet til regionens matfiskanlegg.

Opgavens andre delmål omhandler virkninga av å implementere sekundærrensing på kommunale avløpsrensaneanlegg ≥ 1000 pe. i Troms og Finnmark, av hensyn til det totale energipotensialet i avløpsslammet. Som bekreftet av slammengdeberegningene, vil innføring av totrinns rensing øke slamproduksjonen med 62,64 % (inkl. teoretisk bidrag fra urensset utslipp) og 80,16 % (ekskl. teoretisk bidrag fra urensset utslipp). Korrigert for et forventet lavere energiinnhold i sekundærbehandlet slam, vil prosentandelene nedjusteres til henholdsvis 30,12 % og 41,12 %. Å implementere sekundærrensing ved avløpsrensaneanlegg ≥ 1000 pe. i Troms og Finnmark vil - med andre ord - øke både avløpsslammetts mengde og energipotensiale, tross et lavere energiinnhold i sekundærslam. Dette tilskrives en økt tørrstoffproduksjon pr. pe. på 125 %, ved innføring av totrinns rensing. Videre er urensset slambidrag

satt til 76 g/[pe×d] (TS), hvilket er større enn ved mekanisk rensing (40 g TS/[pe×d]), og mindre enn ved biologisk/kjemisk rensing (90 g TS/[pe×d]). Verdien speiler et teoretisk slambidrag pr. person, gitt at avløpsvannet ikke gjennomgår rensing. Å inkludere dette bidraget indiserer i større grad et tenkt potensiale, fremfor faktiske slammengder.

6.2 Forslag til videre studier

Gitt oppgavens tematikk og resultater, samt begrensinger og svakheter, foreslås følgende områder som aktuelle for videre arbeid:

- Kartlegge det fremtidige energipotensialet i oppdretts- og settefiskslam, i lyssatt av planlagte produksjonsutvidelser.
- Undersøke mulighetene for lønnsom samhandling mellom tradisjonelt oppdrett og biogassproduksjon.
- Tallfeste energipotensialet i oppdrettsslam, basert på faktiske analyser/undersøkelser av slammets biogass-/metanutbytte. En kan dermed undersøke hvilken metode (1, 2, 3, 4, 5, korrigerte verdi) som sammenfaller best med faktisk målt biogass- og energiutbytte i oppdrettsslam.
- Undersøke sambehandlingseffekter (måle biogass-/energiutbyttet ved sambehandling av ulike substratgrupper), samt kartlegge hvorvidt det er tilstrekkelig tilgang på energifattige substrater (eks. husdyrgjødsel) for sambehandling med fiskeslam i regionen. Vurdere eventuelle muligheter/behov for dyrking av kornvekster til formålet (praksis i deler av Europa, ref. Lind et al. (2018)), for å nøytralisere utfordrende fiskeslam.
- Undersøke hvorvidt store overvanns- og fremmedvannsmengder kan ha påvirket sluttkvaliteten til avløpsslammet.
- Undersøke energipotensialet i fiskeensilasje og annet avfallsmateriale fra regionens oppdretts- og settefiskvirksomheter.

Bibliografi

- Abdel-Shafy, H. & Mansour, M. (2014). Biogas production as affected by heavy metals in the anaerobic digestion of sludge. *Egyptian Journal of Petroleum*, 23.
<https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2014.09.009>
- Adelekan, B. & Bamgboye, A. I. (2009). Comparison of biogas productivity of cassava peels mixed in selected ratios with major livestock waste types. *African Journal of Agricultural Research*, 4, 571-577.
Hentet 02.02.24 fra
https://www.researchgate.net/publication/228495285_Comparison_of_biogas_productivity_of_cassava_peels_mixed_in_selected_ratios_with_major_livestock_waste_types
- Adjei, J. K., Essumang, D. K., Twumasi, E., Nyame, E. & Muah, I. (2019). Levels and risk assessment of residual phthalates, polycyclic aromatic hydrocarbons and semi-volatile chlorinated organic compounds in toilet tissue papers. *Toxicol Rep*, 6, 1263-1272.
<https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2019.11.013>
- Almås, K. A., Josefsen, K. D., Mehta, S., Hagemann, A., Malzahn, A., Schrøder, M. B., Nymark, M. & Aursand, I. G. (2023). *Veikart for industriell fremstilling av norske fôrråvarer (protein)*. Sintef.
<https://www.sintef.no/globalassets/sintef-ocean/barekraftig-for/rapport--industriell-fremstilling-av-norske-forravarer---signed.pdf>
- Álvarez, E. A., Mochón, M. C., Sánchez, J. C. J. & Rodríguez, M. T. (2002). Heavy metal extractable forms in sludge from wastewater treatment plants. *Chemosphere*, 47(7), 765-775.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00021-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00021-8)
- Andersen, M. S. (2020). *Biogass i Norge – Barrierer og utfordringer* [masteroppgave]. Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA). NMBU. https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/bitstream/handle/11250/2683448/Skj%C3%B8stad%20Andersen_2020.pdf?sequence=1
- Angelidaki, I. & Ahring, B. K. (1993). Thermophilic anaerobic digestion of livestock waste: the effect of ammonia. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 38(4), 560-564.
<https://doi.org/10.1007/BF00242955>
- Astals, S., Esteban-Gutiérrez, M., Fernández-Arévalo, T., Aymerich, E., García-Heras, J. L. & Mata-Alvarez, J. (2013). Anaerobic digestion of seven different sewage sludges: A biodegradability and modelling study. *Water Research*, 47(16), 6033-6043.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.07.019>
- Atelge, R., Krisa, D., Kumar, G., Eskicioglu, C., Nguyen, D. D., Chang, S.-W., Atabani, A., Al-Muhtaseb, A. a. & Ünalán, S. (2020). Biogas Production from Organic Waste: Recent Progress and Perspectives. *Waste and Biomass Valorization*, 11. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-00546-0>
- Aunsmo, A., Skjerve, E. & Midtlyng, P. J. (2013). Hvor mye laks er det egentlig i merden? I E. R. Høy, L. M. R. Sunde & H. V. R. Bjelland (Red.), *Norsk Fiskeoppdrett* (Bd. 2). Sintef.
https://www.sintef.no/globalassets/upload/fiskeri_og_havbruk/havbruksteknologi/exactus/dokument/exactus-nfo-artikkel_paaskrift.pdf
- Bedford, M. R. (2000). Exogenous enzymes in monogastric nutrition — their current value and future benefits. *Animal Feed Science and Technology*, 86(1), 1-13.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0377-8401\(00\)00155-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0377-8401(00)00155-3)

Berge, G. & Onstad, M. E. (2023). *Kommunale avløp 2022* (50). SSB. https://www.ssb.no/natur-og-miljo/vann-og-avlop/artikler/kommunale-avlop-2022.ressursinnsats-gebyrer-utslipp-rensing-og-slamdisp/_attachment/inline/55f4defd-3ce9-4971-a61e-5aa0b19ada33:c2bb61b653fbd48d67930abcbb3c9e29f6bc1ccf/RAPP2023-50.pdf

Bezirgiannidis, A., Chatzopoulos, P., Tsakali, A., Ntougias, S. & Melidis, P. (2020). Renewable energy recovery from sewage sludge derived from chemically enhanced precipitation. *Renewable Energy*, 162, 1811-1818. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.10.005>

Biocircularity through the utilization of fish sludge as fertilizer: An investigation of system changes and resource utilization. (2023). [Masteroppgave]. Handelshøyskolen (NMBU). <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/bitstream/handle/11250/3076775/no.nmbu:wiseflow:6839501:54591565.pdf?sequence=1>

BioDigSirk. (2022). BioDigSirk konseptfase sluttrapport v 1.1. 1.1. Hentet 11.03.24 fra https://www.regjeringen.no/contentassets/d06fba2bb0064910b12e75f5b4a387d2/22_01836-2biodigsirk-oversendelse-av-oppsummering-og-sluttrapport.pdf

Biogas Norge. (2023). *Bransjens biogasstatistikk for 2023*. Hentet 20.03.24 fra <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiYjMyYWQwYtEtNzMxZC00MWI0LWlwM2YtZiZiODBiYTZiZjIwliwidCI6IjU2NjNkNmEyLWwM2NGYtNGVhZi05YjhjLWVmM2Y5NTkwYWU2NyJ9&pageName=ReportSection>

BIR AS. (2023). Søknad om utsleppsløyve industrilegg. Hentet 05.02.24 fra <https://www.statsforvalteren.no/contentassets/3e6cf12e0b3f4b33ac0ee664df746f13/soknad-om-loyve-til-biogassanlegg-pa-voss.pdf>

Blytt, L. D., Brod, E., Øgaard, A. F., Johannessen, E., Estevez, E. M. E. & Paulsrud, B. (2017). *Bedre utnyttelse av fosfor* (M-846). Cowi. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M846/M846.pdf>

Blytt, L. D. & Stang, P. (2018). *Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam - resultater fra undersøkelsen i 2017/18*. Norsk Vann.

Bostock, J., McAndrew, B., Richards, R., Jauncey, K., Telfer, T., Lorenzen, K., Little, D., Ross, L., Handisyde, N., Gatward, I. & Corner, R. (2010). Aquaculture: global status and trends. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 365(1554), 2897-2912. 10.1098/rstb.2010.0170

Braun, R. & Wellinger, A. (2003). Potential of Co-digestion. *IEA Bioenergy, Task 37*. Hentet 26.02.24 fra https://task37.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/sites/32/2022/02/Potential_of_Codigestion_short_Brosch221203.pdf

Broch, O. J., Daae, R. L., Ellingsen, I. H., Nepstad, R., Bendiksen, E. Å., Reed, J. L. & Senneset, G. (2017). Spatiotemporal Dispersal and Deposition of Fish Farm Wastes: A Model Study from Central Norway. *Frontiers in Marine Science*, 4. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00199>

Broch, O. J. & Ellingsen, I. (2020). *Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av og muligheter for utnyttelse av utslipp av organisk materiale og næringsalter fra havbruk* (2020:00342). Sintef. <https://www.sintef.no/globalassets/sintef-ocean/arrangement/slam/l1.1-delrapport-1-kvantifisering-av-utslipp.pdf>

- Brod, E. (2023). *Biorest fra marine råstoffer: Kjemisk sammensetning og gjødselkvalitet* (9/140/2023). Nibio. <https://kudos.dfo.no/documents/71636/files/36757.pdf>
- Brod, E. & Øgaard, A. F. (2023). *Fiskeslam fra smolt- og postsmoltproduksjon som gjødsel*. Nibio. <https://kudos.dfo.no/documents/71116/files/36236.pdf>
- Braaten, B., Lange, G. & Bergheim, A. (2010). *Vurdering av nye tekniske løsninger for å redusere utslippene fra fiskeoppdrett i sjø* (TA 2749/2010). <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/2749/ta2749.pdf>
- Buan, N. (2018). Methanogens: pushing the boundaries of biology. *Emerging Topics in Life Sciences*, 2, 629-646. <https://doi.org/10.1042/ETLS20180031>
- Buan, N., Kulkarni, G. & Metcalf, W. (2011). Chapter two - Genetic Methods for Methanosarcina Species. I A. C. Rosenzweig & S. W. Ragsdale (Red.), *Methods in Enzymology* (Bd. 494, s. 23-42). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385112-3.00002-0>
- Bååth, E. (1989). Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). *Water, Air, and Soil Pollution*, 47(3), 335-379. <https://doi.org/10.1007/BF00279331>
- Cabell, J., Gebauer, R., Solli, L., Kittelsen, H. & Briseid, T. (2018). (4/112/2018). Nibio.
- Cabirol, N., Barragan, J. E., Durán, A. & Noyola, A. (2003). Effect of aluminium and sulphate on anaerobic digestion of sludge from wastewater enhance primary treatment. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 48, 235-240. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0407>
- Calbry-Muzyka, A., Madi, H., Rüsçh-Pfund, F., Gandiglio, M. & Biollaz, S. (2022). Biogas composition from agricultural sources and organic fraction of municipal solid waste. *Renewable Energy*, 181, 1000-1007. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.renene.2021.09.100>
- Caruso, G. (2019). Microplastics as vectors of contaminants. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 921-924. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.052>
- Chen, Y., Cheng, J. J. & Creamer, K. S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*, 99(10), 4044-4064. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.057>
- Da Costa Gomez, C. (2013). 1 - Biogas as an energy option: an overview. I A. Wellinger, J. Murphy & D. Baxter (Red.), *The Biogas Handbook* (s. 1-16). Woodhead Publishing. <https://doi.org/https://doi.org/10.1533/9780857097415.1>
- Dalvin, S., Lock, E.-J., Husa, V., Keeley, N., Kristiansen, T. S., Oppedal, F., Prabhu, A. & Stien, L. H. (2022). *Høring «Etablering av en ny ordning for tildeling av miljøteknologitillatelser»* Hentet 29.11.23 fra <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/horing-forslag-om-etablering-av-en-ny-ordning-for-tildeling-av-tillatelser-til-miljoteknologiformal/id2875765/?uid=9cae9b68-2582-4e40-a4ac-5a63766082e1>
- Daugstad, K., Kristoffersen, A. Ø. & Nesheim, L. (2012). *Næringsinnhold i husdyrgjødsel – Analyser av husdyrgjødsel frå storfe, sau, svin og fjørfe 2006-2011* (7/24/12). Bioforsk. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/bitstream/handle/11250/2447504/Bioforsk-Rapport-2012-07-24.pdf?sequence=2&isAllowed=y>

- Demirbas, A., Taylan, O. & Kaya, D. (2016). Biogas production from municipal sewage sludge (MSS). *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 38(20), 3027-3033. <https://doi.org/10.1080/15567036.2015.1124944>
- Dempster, T., Uglem, I., Sanchez-Jerez, P., Fernandez-Jover, D., Bayle-Sempere, J., Nilsen, R. & Bjørn, P. A. (2009). Coastal salmon farms attract large and persistent aggregations of wild fish: an ecosystem effect. *Marine Ecology Progress Series*, 385, 1-14. <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v385/p1-14/>
- Devlin, D. C., Esteves, S. R. R., Dinsdale, R. M. & Guwy, A. J. (2011). The effect of acid pretreatment on the anaerobic digestion and dewatering of waste activated sludge. *Bioresource Technology*, 102(5), 4076-4082. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.12.043>
- Dioha, I. J., Ikeme, C. H., Nafi'u, T., Soba, N. I. & Yusuf, M. B. S. (2013). Effect of Carbon to Nitrogen Ratio on Biogas Production. 1, 1-10. Hentet 21.02.24 fra <https://www.eajournals.org/wp-content/uploads/EFFECT-OF-CARBON-TO-NITROGEN-RATIO-ON-BIOGAS-PRODUCTION.pdf>
- Dolfing, J., Xu, A., Gray, N., Larter, S. R. & Head, I. (2009). Thermodynamic constraints on methanogenic PAH degradation. <https://doi.org/doi:10.1111/j.1751-7915.2009.00096.x>
- Duan, N., Dong, B., Wu, B. & Dai, X. (2012). High-solid anaerobic digestion of sewage sludge under mesophilic conditions: Feasibility study. *Bioresource Technology*, 104, 150-156. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.10.090>
- E. S. Grefsrud (Ed.), (Ed.), Ø. K., (Ed.), B. O., (Ed.), K., (Ed.), K. G., (Ed.), V. H., (Ed.), P. K. H., (Ed.), B. E. G., (Ed.), O. S., (Ed.), N. S., (Ed.), L. H. S. & (Ed.), T. S. (2021). Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2021 - risikovurdering. *Rapport fra havforskningen*, 8. <https://www.hi.no/hi/nettrapper/rapport-fra-havforskningen-2021-8>
- EEA. (2018). *European waters Assessment of status and pressures 2018* (EEA Report, Issue. <https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-water>
- El-Mashad, H. M. & Zhang, R. (2010). Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. *Bioresource Technology*, 101(11), 4021-4028. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.027>
- El Asri, O. (2023). Anaerobic Biodegradation: The Anaerobic Digestion Process. I G. A. M. Ali & A. S. H. Makhoulf (Red.), *Handbook of Biodegradable Materials* (s. 85-110). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-09710-2_4
- Elmas, G. & Bekiroglu, S. (2019). Effect of toilet tissue Paper on residential sewerage-line clogging. *Bioresources*, 14, 7068-7079. <https://doi.org/10.15376/biores.14.3.7068-7079>
- Enebe, N. L., Chigor, C. B., Obileke, K., Lawal, M. S. & Enebe, M. C. (2023). Biogas and Syngas Production from Sewage Sludge: A Sustainable Source of Energy Generation. *Methane*, 2(2), 192-217. <https://www.mdpi.com/2674-0389/2/2/14>
- Energi Norge. (2020). *Nettilkobling av oppdrett ved elektrifisering*. Energi Norge. https://www.fornybarnorge.no/contentassets/b97cdf5213b3408493899592c26f477a/nettilkobling-ved-elektrifisering-av-oppdrett_energi-norge.pdf
- Ervik, A., Hansen, P. K., Aure, J., Stigebrandt, A., Johannessen, P. & Jahnsen, T. (1997). Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming I. The concept of the MOM system

(Modelling-Ongrowing fish farms-Monitoring). *Aquaculture*, 158(1), 85-94.

[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(97\)00186-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0044-8486(97)00186-5)

EU. (2019). REGULATION (EU) 2019/1009 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 5 June 2019 laying down rules on the making available on the market of EU fertilising products and amending Regulations (EC) No 1069/2009 and (EC) No 1107/2009 and repealing Regulation (EC) No 2003/2003. Hentet 30.11.23 fra <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32019R1009&from=EN>

Europakommisjonen. (2019). *Evaluation of the Urban Waste Water Treatment Directive* (SWD(2019) 700 final). Directorate-General for Environment. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX:52019SC0700>

Europakommisjonen. (2022a). *Commission Staff Working Document Impact assessment accompanying the proposal*. Directorate-General for Environment.

<https://environment.ec.europa.eu/system/files/2022-10/Impact%20assessment%20accompanying%20the%20proposal.pdf>

Europakommisjonen. (2022b). *Executive summary of the impact assessment accompanying the proposal* (541). The Directorate-General for Environment (DG ENV).

<https://environment.ec.europa.eu/system/files/2022-10/Executive%20summary%20of%20the%20impact%20assessment%20accompanying%20the%20proposal.pdf>

Europakommisjonen. (2022c). Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council Concerning Urban Wastewater Treatment (Recast). Hentet 29.01.24 fra <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:52022PC0541>

Europakommisjonen. (2022d). REPowerEU Plan. Hentet 01.02.24 fra <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:52022DC0230>

Europalov. (2023). Økologiforordningen: ajourføring (2023) av listen over tillatte produkter og stoffer i økologisk produksjon. 2023. Hentet 30.11.23 fra <https://europolov.no/rettsakt/okologiforordningen-ajourforing-2023-av-listen-over-tillatte-produkter-stoffer-i-okologisk/id-30733>

Europaparlamentet og Rådet for den europeiske union. (2024a). Consolidated text: Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives (Text with EEA relevance). 02008L0098-20240218. Hentet 18.02.24 fra <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32018L0851>

Europaparlamentet og Rådet for den europeiske union. (2024b). Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council concerning urban wastewater treatment (recast). 2022/0345(COD). Hentet 03.03.24 fra <https://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-7108-2024-INIT/en/pdf>

European Environment Agency. (2019). Marine messages II Navigating the course towards clean, healthy and productive seas through implementation of an ecosystem-based approach. *EEA-report*. Hentet 28.11.23 fra <https://www.eea.europa.eu/publications/marine-messages-2/>

European Parliament & Council of the European Union. (2023). Directive (EU) 2023/2413 of the European Parliament and of the Council of 18 October 2023. Hentet 01.02.24 fra <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32023L2413&qid=1699364355105>

Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR). (2012). *Guide to Biogas: From production to use* FNR. https://www.fnr.de/fileadmin/Projekte/2021/Mediathek/guide_biogas_engl_2012.pdf

FAO. (2020). The State of World Fisheries and Aquaculture. Sustainability in action. Hentet 22.01.24 fra <https://www.fao.org/documents/card/en/c/ca9229en>

FAO. (2022). The State of World Fisheries and Aquaculture. Towards Blue Transformation. Hentet 22.01.24 fra <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/a2090042-8cda-4f35-9881-16f6302ce757/content>

Ferry, J. G. (2010). The chemical biology of methanogenesis. *Planetary and Space Science*, 58(14), 1775-1783. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pss.2010.08.014>

Field, C. B., Behrenfeld, M. J., Randerson, J. T. & Falkowski, P. (1998). Primary Production of the Biosphere: Integrating Terrestrial and Oceanic Components. *Science*, 281(5374), 237-240. <https://doi.org/doi:10.1126/science.281.5374.237>

Fiksen, K., Harsem, S., Lossius, T. & Magnus, E. (2016). Verdiskaping fra produksjon av biogass på Østlandet. Hentet 02.02.24 fra <https://www.biogas2020.se/wp-content/uploads/2018/02/rapport-verdiskaping-av-biogass-pae-stlandet-2016-3.pdf>

Fiskeri- og havbruksdepartementet. (2021). Et hav av muligheter – regjeringens havbruksstrategi Hentet 24.01.24 fra <https://www.regjeringen.no/contentassets/e430ad7a314e4039a90829fcd84c012a/no/pdfs/et-hav-av-muligheter.pdf>

Fiskeridirektoratet. (2022). *Lønnsomhetsundersøkelse for produksjon av laks og regnbueørret 2021*. Fiskeridirektoratet. <https://fdir.brage.unit.no/fdir-xmlui/handle/11250/3057946>

Fiskeridirektoratet. (2023). Nøkkeltall fra norsk havbruksnæring 2022. <https://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Tall-og-analyse/Statistiske-publikasjoner>

Fiskeridirektoratet. (2024a, 25.01.24). *Akvakulturstatistikk: laks, regnbueørret og ørret*. Fiskeridirektoratet. Hentet 21.03.24 fra <https://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Tall-og-analyse/Akvakulturstatistikk-tidsserier/Laks-regnbueoerret-og-oerret>

Fiskeridirektoratet. (2024b, 20.03.24). *Biomassestatistikk etter fylke*. Fiskeridirektoratet. Hentet 21.03.24 fra <https://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Tall-og-analyse/Biomassestatistikk/Biomassestatistikk-etter-fylke>

Fiskeridirektoratet. (u.d.). Biomasse. Hentet 07.02.23 fra <https://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Drift-og-tilsyn/Biomasse>

Ford, S. (2023). *Beslutningsgrunnlag for investering i Rå Biopark*. <https://static1.squarespace.com/static/6329c15460bdf67519e67e7/t/6613e09e9be99f4419593c67/1712578724584/Appendix+A+%E2%80%93+Specification.pdf>

Forskrift om animalske biprodukter som ikke er beregnet på konsum (animaliebiproduktforskriften), Landbruks- og matdepartementet (2016). <https://lovdata.no/pro/SF/forskrift/2016-09-14-1064>

Forskrift om begrensning av forurensning (forurensningsforskriften), Klima- og miljødepartementet (2004). <https://lovdata.no/pro/SF/forskrift/2004-06-01-931>

Forskrift om drift av akvakulturanlegg (akvakulturdriftsforskriften), Nærings- og fiskeridepartementet (2008). <https://lovdata.no/pro/SF/forskrift/2008-06-17-822>

Forskrift om endring i avfallsforskriften (utsortering og materialgjenvinning av bioavfall og plastavfall), Klima- og miljødepartementet (2022). <https://lovdata.no/pro/LTI/forskrift/2022-06-07-971>

Forskrift om endring i forurensningsforskriften (akvakultur av fisk), Klima- og miljødepartementet (2024). <https://lovdata.no/pro/LTI/forskrift/2024-02-02-170>

Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften), Klima- og miljødepartementet (2004). <https://lovdata.no/pro/SF/forskrift/2004-06-01-930>

Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav, Helse- og omsorgsdepartementet (2003). <https://lovdata.no/pro/SF/forskrift/2003-07-04-951>

Forskrift om tillatelse til akvakultur for laks, ørret og regnbueørret (laksetildelingsforskriften), Nærings- og fiskeridepartementet (2022). <https://lovdata.no/pro/SF/forskrift/2022-11-07-1929>

Frøslie, K. F. & Rummelhoff, E.-M. B. (2024, 08.02.24). *Gjennomsnitt (statistikk)*. snl. Hentet 17.04.24 fra <https://snl.no/gjennomsnitt - statistikk>

Gebauer, R. (2004). Mesophilic anaerobic treatment of sludge from saline fish farm effluents with biogas production. *Bioresource Technology*, 93(2), 155-167. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2003.10.024>

Gerardi, M. H. (2003). *The Microbiology of Anaerobic Digesters*. John Wiley & Sons, Inc. https://cdn.preterhuman.net/texts/science_and_technology/nature_and_biology/MicroBiology/The%20Microbiology%20of%20Anaerobic%20Digesters%20-%20Michael%20H.%20Gerardi.pdf

Gherghel, A., Teodosiu, C. & De Gisi, S. (2019). A review on wastewater sludge valorisation and its challenges in the context of circular economy. *Journal of Cleaner Production*, 228, 244-263. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.240>

Gleeson, D., O'Connell, A. & Jordan, K. (2013). Review of potential sources and control of thermotolerant bacteria in bulk-tank milk. *Irish Journal of Agricultural and Food Research*, 52, 217-227.

Godfisk.no. (u.d., u.d.). *Laks*. Hentet 05.05.24 fra <https://www.godfisk.no/sjomatskolen/arter/laks/>

Grefsrud, E. S., Andersen, L. B., Bjørn, P. A., Grøsvik, B. E., Hansen, P. K., Husa, V., Karlsen, Ø., Kvamme, B. O., Samuelsen, O., Sandlund, N., Solberg, M. F. & Stien, L. H. (2022). *Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2022 - risikovurdering*. Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2022-12>

Grefsrud, E. S., Andersen, L. B., Grøsvik, B. E., Karlsen, Ø., Kvamme, B. O., Hansen, P. K., Husa, V., Sandlund, N., Stien, L. H. & Solberg, M. F. (2023). *Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2023* (Rapport fra havforskningen, Issue. <https://www.hi.no/templates/reporteditor/report-pdf?id=66910&46249682>

Grégoire, M., Oschlies, A., Canfield, D., Castro, C., Ciglonecki, I., Croot, P., Salin, K., Schneider, B., Serret, P., Slomp, C. P., Tesi, T., Yücel, M., Heymans, J. & Rodriguez Perez, A. (2023). *Ocean oxygen: The role of the Ocean in the oxygen we breathe and the threat of deoxygenation*. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7941157>

- Grosser, A. & Neczaj, E. (2018). Sewage sludge and fat rich materials co-digestion - Performance and energy potential. *Journal of Cleaner Production*, 198, 1076-1089. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.124>
- Gullesen, S. A. (2021). *Sammenligning av avløpsvannbehandling i fiskeoppdrettsanlegg og kommunal sektor* [Masteroppgave]. Fakultetet for realfag og teknologi (NMBU). https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/bitstream/handle/11250/2788899/Gullesen_2021_masteroppgave_.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Guttormsen, A., Davidsen, T., Sæther, K., Berg, I., Knutsen, G. M., Ellingsen, L. & Brandvik, R. K. (2012). *Videreutvikling av MTB-systemet - rapport fra arbeidsgruppe nedsatt av Fiskeri- og kystdepartementet*. https://www.regjeringen.no/globalassets/upload/fkd/vedlegg/rapporter/2012/videreutvikling_mtb04122_012rev14012013.pdf
- Hagen, Ø., Hung, C., Josefsen, K. D. & Pettersen, J. (2011). *Forutsetninger for biogassproduksjon i Norge - En flerfaglig case-studie av Ørland og Frosta*. Sintef. https://www.sintef.no/globalassets/upload/teknologi_samfunn/605511-arbeidsforskning/sintef-a18274-forutsetninger-for-biogassproduksjon-i-norge-m-vedlegg.pdf
- Harirchi, S., Wainaina, S., Sar, T., Nojoui, S. A., Parchami, M., Parchami, M., Varjani, S., Khanal, S. K., Wong, J., Awasthi, M. K. & Taherzadeh, M. J. (2022). Microbiological insights into anaerobic digestion for biogas, hydrogen or volatile fatty acids (VFAs): a review. *Bioengineered*, 13(3), 6521-6557. <https://doi.org/10.1080/21655979.2022.2035986>
- Harstad, O. M. (2023). Klimagasser fra husdyrbruk. Hentet 06.02.24 fra https://snl.no/klimagasser_fra_husdyrbruk
- Hatlen, B., Jakobsen, J. V., Crampton, V., Alm, M., Langmyhr, E., Espe, M., Hevroy, E. M., Torstensen, B. E., Liland, N. & Waagbo, R. (2015). Growth, feed utilization and endocrine responses in Atlantic salmon (*Salmo salar*) fed diets added poultry by-product meal and blood meal in combination with poultry oil. *Aquaculture Nutrition*, 21(5), 714-725. <https://doi.org/10.1111/anu.12194>
- Haugen, S. F. (2020). *Å balansere vekst og miljøhensyn i oppdrettsnæringen – en forenklingens kunst?* [Masteroppgave]. Institutt for tverrfaglige kulturstudier (NTNU). <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/bitstream/handle/11250/2781819/no.ntnu%3Ainspera%3A55926857%3A22217238.pdf?sequence=1>
- Havpanelet. (2022). *Omstilling til en bærekraftig havøkonomi*. <https://oceanpanel.org/wp-content/uploads/2022/06/transformations-sustainable-ocean-economy-nor.pdf>
- Helø, G. (2023). *Konsekvenser av forslaget til nytt avløpsdirektiv sett fra Tromsø kommunes ståsted*. Tromsø kommune. <https://tromso.kommune.no/sites/default/files/2023-03/Forslag%20til%20nytt%20avl%C3%B8psdirektiv%20-%20Konsekvenser%20for%20Troms%C3%B8%20kommune.pdf?v=532>
- Hersoug, B., Mikkelsen, E. & Osmundsen, T. C. (2021). What's the clue; better planning, new technology or just more money? - The area challenge in Norwegian salmon farming. *Ocean & Coastal Management*, 199. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105415>

Hilmarsen, Ø., Holte, E. A., Brendeløkken, H., Høyli, R. & Hognes, E. S. (2018). *Konsekvensanalyse av landbasert oppdrett av laks – matfisk og post-smolt* (OC2018 A-033). Sintef.
https://sintef.brage.unit.no/sintef-xmloi/bitstream/handle/11250/2564532/Konsekvensanalyse%20av%20landbasert%20oppdrett_Postsmolt_Matfisk.pdf?sequence=7

Hofstad, K. (2022, 20.01.23). *ppm*. Hentet 02.02.24 fra <https://snl.no/ppm>

Hossain, M. A., Sarker, A. K., Amin, M. N., Hossain, M. M. & Miah, M. S. (2016). Development and performance evaluation of sludge remover for intensive aquaculture. *Aquacultural Engineering*, 74, 62-69. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2016.06.001>

Hussain, S. M., Bano, A. A., Ali, S., Rizwan, M., Adrees, M., Zahoor, A. F., Sarker, P. K., Hussain, M., Arsalan, M. Z.-u.-H., Yong, J. W. H. & Naeem, A. (2024). Substitution of fishmeal: Highlights of potential plant protein sources for aquaculture sustainability. *Heliyon*, 10(4), e26573. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e26573>

Institutt for biovitenskap. (2011a). Alkan. Hentet 09.02.24 fra <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/a/alkan.html>

Institutt for biovitenskap. (2011b, 08.02.24). *Anaerob respirasjon*. Hentet 06.02.24 fra <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/a/anaerre.html>

Institutt for biovitenskap. (2011c, 08.02.24). *Fermentering*. UiO. Hentet 06.02.24 fra <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/f/fermenter.html>

Institutt for biovitenskap. (2011d, 07.02.24). *Hydrolyse*. UiO. Hentet 06.02.24 fra <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/h/hydrolyse.html>

Institutt for biovitenskap. (2011e, 13.01.24). *Nitrogen*. UiO. Hentet 02.05.24 fra <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/n/nitrogen.html>

Institutt for biovitenskap. (2011f, 05.04.21). *Papir*. UiO. Hentet 09.05.24 fra <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/p/papir.html>

IPCC. (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WG1AR5_all_final.pdf

IPCC. (2018). *Summary for Policymakers* [3-24]. Hentet 24.01.24 fra <https://www.ipcc.ch/sr15/chapter/spm/>

IPCC. (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_FullReport_small.pdf

Jantsch, T. G. (2005). *Produksjon av biogass fra slam og organisk avfall - effektivisering av utråtningsprosesser*. https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2005_30452.pdf

Johannessen, E., Eikum, A. S., Eikum, A., Tauteryte, M. & Jantsch, T. G. (2017). *Slamproduksjon i minirensanlegg*. <https://www.nibio.no/tema/miljo/mindre-avlop/vannomrader/vannomradeutvalget-morsa/rapporter-fra-vannomradet-morsa/rapport-om-slamproduksjon-i-minirensanlegg/attachment/inline/a848c51e-46b1-441f-bc30->

[3b0d5c3e0d29:b00eba1a6fbd90ab1b76123714280453ff9df09/COWI_Rapport_slamproduksjon_Februar%202017.pdf](https://www.cowi.no/rapporter/3b0d5c3e0d29:b00eba1a6fbd90ab1b76123714280453ff9df09/COWI_Rapport_slamproduksjon_Februar%202017.pdf)

Johannessen, E., Rusten, B., Ødegaard, H., Bjørn, E. & Paulsrud, B. (2020). *Veiledning for dimensjonering av avløpsrensaneanlegg* (256). Norsk Vann. N. Vann.

Johnsen, C. A. (2006). *Fôringsregimets innvirkning på tilvekst og kvalitet i Atlantisk laks, Salmo salar L.* [Masteroppgave]. Avdeling for Fiskeri og Naturfag (Høgskolen i Bodø).

https://nordopen.nord.no/nord-xmlui/bitstream/handle/11250/141181/Johnsen_Chris_A.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Johnston, I. A., Manthri, S., Smart, A., Campbell, P., Nickell, D. & Alderson, R. (2003). Plasticity of muscle fibre number in seawater stages of Atlantic salmon in response to photoperiod manipulation. *J Exp Biol*, 206(Pt 19), 3425-3435. <https://doi.org/10.1242/jeb.00577>

Kadam, P. C. & Boone, D. R. (1996). Influence of pH on Ammonia Accumulation and Toxicity in Halophilic, Methylophilic Methanogens. *Appl Environ Microbiol*, 62(12), 4486-4492.

<https://doi.org/10.1128/aem.62.12.4486-4492.1996>

Karakashev, D., Batstone, D. J. & Angelidaki, I. (2005). Influence of environmental conditions on methanogenic compositions in anaerobic biogas reactors. *Appl Environ Microbiol*, 71(1), 331-338.

<https://doi.org/10.1128/aem.71.1.331-338.2005>

Kardos, L., Juhasz, A., Palko, G., Olah, J., Barkács, K. & Zárny, G. (2011). COMPARING OF MESOPHILIC AND THERMOPHILIC ANAEROBIC FERMENTED SEWAGE SLUDGE BASED ON CHEMICAL AND BIOCHEMICAL TESTS. *Applied Ecology and Environmental Research*, 9, 293-302.

https://doi.org/10.15666/aeer/0903_293302

Kayhanian, M. (1999). Ammonia Inhibition in High-Solids Biogasification: An Overview and Practical Solutions. *Environmental Technology*, 20(4), 355-365. <https://doi.org/10.1080/09593332008616828>

Kiely, G., Tayfur, G., Dolan, C. & Kenneth, K. (1997). Physical and mathematical modelling of anaerobic digestion of organic wastes. *Water Research*, 31, 534-540. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00175-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00175-3)

Kiselev, A., Magaril, E., Magaril, R., Panepinto, D., Ravina, M. & Zanetti, M. C. (2019). Towards Circular Economy: Evaluation of Sewage Sludge Biogas Solutions. *Resources*, 8(2), 91.

<https://www.mdpi.com/2079-9276/8/2/91>

Klem, S. T. & Tverange, B. (2018). *Dokumentasjonsvedlegg til søknad om nytt landbasert anlegg for produksjon av smolt/postsmolt for Norway Royal Salmon AS i Dâfjord i Karlsøy kommune, med konsekvensutredning* (2705). Rådgivende Biologer AS.

<https://img4.custompublish.com/getfile.php/4349892.494.kwlkbbkblbzulb/Dokumentasjonsvedlegg+s%C3%B8knad+D%C3%A5fjord,+NRS+-+10.pdf?return=www.karlsoy.kommune.no>

Klima- og miljødepartementet. (2021). *Nasjonal strategi for ein grøn, sirkulær økonomi*.

<https://www.regjeringen.no/contentassets/f6c799ac7c474e5b8f561d1e72d474da/t-1573n.pdf>

Klima- og miljødepartementet. (2022). Sammen om krafttak for havet. Hentet 25.01.24 fra

<https://www.regjeringen.no/no/aktuelt/sammen-om-krafttak-for-havet/id2952135/>

- Klima- og miljødepartementet. (2023). Revisjon av avløpsdirektivet. Hentet 09.11.2023 fra <https://www.regjeringen.no/no/sub/eos-notatbasen/notatene/2021/des/revisjon-av-avlopsdirektivet/id2966230/>
- Kraugerud, R. L. (2023). Verdt å vite om slam fra fiskeoppdrett. Hentet 30.11.23 fra <https://nofima.no/fakta/verdt-a-vite-om-slam-fra-fiskeoppdrett/>
- Kristiansen, F. B. (2023). *Kiselalger som en fremtidig fôrressurs? Biokjemisk sammensetning i oppdrettslaks (Salmo salar) med Porosira glacialis som fôringrediens* [Masteroppgave]. Fakultet for biovitenskap, fiskeri og økonomi (UiT). <https://munin.uit.no/bitstream/handle/10037/29484/thesis.pdf?sequence=2&isAllowed=y>
- Krogli, T. M. (2023). *Sludge from Atlantic salmon sea cages: composition, quantification and potential applications* [Masteroppgave]. Institutt for biologi (NTNU). <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/bitstream/handle/11250/3077934/no.ntnu%3ainspera%3a141153294%3a97847079.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Krontveit, R. I., Bendiksen, E. Å. & Aunsmo, A. (2014). Field monitoring of feed digestibility in Atlantic salmon farming using crude fiber as an inert marker. *Aquaculture*, 426-427, 249-255. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2014.02.015>
- Kumar, M. S. (2019). Fisheries and Aquaculture for Food Security and Nutrition: Global and Indian Perspective *Advanced Agricultural Research & Technology Journal*, 3. http://www.isasat.org/Volume-iii,issue-2-July-2019/1_AARJ_III_2_2019_Kumar%20MS_119-129.pdf
- Kuzio, M. & Zibula, L. (2023, 01.08.23). *A Complete Guide to Fiber Analysis*. YSI. Hentet 08.05.24 fra <https://www.yesi.com/ysi-blog/water-blogged-blog/2023/08/fiber-analysis-in-feed-formulation-a-complete-guide>
- Landbruks- og matdepartementet, Klima- og miljødepartementet & Helse- og omsorgsdepartementet. (2024). *Forslag til ny forskrift om lagring og bruk av gjødsel mv. (gjødselbrukforskriften)*. <https://www.regjeringen.no/contentassets/4410bdcc24f14ba0b7bcc93fdf699f8b/horingsnotat-gjodselbrukforskriften-med-utkast-til-forskrift.pdf>
- Landbruksdirektoratet, Mattilsynet & Miljødirektoratet. (2018a). *Oversendelsesbrev gjødselregelverket*. Hentet 13.03.24 fra <https://www.landbruksdirektoratet.no/nb/jordbruk/miljo-og-klima/husdyrgjodsel-og-gjodsling/forslag-til-nytt-gjodselregelverk>
- Landbruksdirektoratet, Mattilsynet & Miljødirektoratet. (2018b). *Utkast til forskrift om produksjon, omsetning og import av gjødselvarer av organisk opphav og visse uorganiske gjødselvarer (gjødselvarerforskriften)*. <https://www.landbruksdirektoratet.no/nb/jordbruk/miljo-og-klima/husdyrgjodsel-og-gjodsling/forslag-til-nytt-gjodselregelverk>
- Law, B. A. & Hill, P. S. (2019). Spatial and temporal variation in cumulative mass eroded and organic matter percentage in surface sediments near areas of active salmon aquaculture. *Aquaculture Environment Interactions*, 11, 305-320. <https://www.int-res.com/abstracts/aei/v11/p305-320/>
- Leknes, S. & Løkken, S. A. (2022). *Befolkningsframskrivinger for kommunene 2022*. SSB. <https://www.ssb.no/befolkning/befolkningsframskrivinger/artikler/befolkningsframskrivinger-for-kommunene-2022/attachment/inline/603667d0-5c3c-4981-aaab-b6003f8388e7:6bef04f8984bb6bb815fafa2a35181520e434968/RAPP2022-30.pdf>

Li, L., Geng, S., Li, Z. & Song, K. (2020). Effect of microplastic on anaerobic digestion of wasted activated sludge. *Chemosphere*, 247, 125874. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125874>

Lind, V., Stensgård, A., Lyng, K.-A., Bär, A. & Hansen, I. (2018). *Mulighetsstudie biogassanlegg Helgeland* (4/82/2018). https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/bitstream/handle/11250/2582028/NIBIO_RAPPORT_2018_4_82.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Liu, J. & Smith, S. R. (2022). The link between organic matter composition and the biogas yield of full-scale sewage sludge anaerobic digestion. *Water Science and Technology*, 85(5), 1658-1672. <https://doi.org/10.2166/wst.2022.058>

Liu, Y. & Whitman, W. (2008). Liu Y, Whitman WB.. Metabolic, phylogenetic, and ecological diversity of the methanogenic Archaea. *Ann NY Acad Sci* 1125: 171-189. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1125, 171-189. <https://doi.org/10.1196/annals.1419.019>

Lomnes, B. S., Senneset, A. & Tevasvold, G. (2019). *Kunnskapsgrunnlag for rensing av utslipp fra landbasert akvakultur*. Rambøll. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1568/m1568.pdf>

Lov om vern mot forurensninger og om avfall (forurensningsloven), Klima- og miljødepartementet (1981). <https://lovdata.no/pro/NL/lov/1981-03-13-6>

Lyng, K.-A. & Berntsen, I. C. (2023). *Mulighetsrommet for produksjon av biogass i Norge* (OR 06.23). Norsus. <https://norsus.no/wp-content/uploads/OR-06.23-Mulighetsrommet-for-produksjon-av-biogass-i-Norge.pdf>

Lyngstad, E., Storhaug, R. & Lidholm, O. (2017). Beregning av forurensningsutslipp fra avløpsanlegg. *Norsk Vann rapport*, 227.

Løvaas, R. (2020). Biogass. Hentet 06.02.24 fra <https://snl.no/biogass>

Madigan, M. T., Martinko, J. M., Bender, K. S., Buckley, D. H. & Stahl, D. A. (2014). *Brock biology of microorganisms* (14th edition. utg.). Benjamin Cummings Boston.

Malmborg, J. & Magnér, J. (2015). Pharmaceutical residues in sewage sludge: Effect of sanitization and anaerobic digestion. *Journal of Environmental Management*, 153, 1-10. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.01.041>

Mattilsynet. (2023a, 03.11.23). *Bruk av fiskeslam i gjødselvarer*. Hentet 12.03.24 fra <https://www.mattilsynet.no/planter-og-dyrking/gjodsel-jord-og-dyrkingsmedier/bruk-av-fiskeslam-i-gjodselvarer#kap-10-forslag-til-ny-gjodselvareforskrift>

Mattilsynet. (2023b). Risikovurdering av helse- og miljøfarlige stoffer i avløpsslam brukt som gjødselvarer – skjebne og effekter i matkjeden og miljøet i Norge. <https://vkm.no/download/18.47579ef918b37fd35dcf016/1697523267311/Bestilling%20av%20C3%B8psslam%20som%20jordforbedringsprodukt%20-%20til%20VKM.pdf>

McDonald, P. (2011). *Animal nutrition* (7th. utg.). Prentice Hall/Pearson.

Melle, T. v., Peters, D., Cherkasky, J., Wessels, R., Mir, G. U. R. & Hofsteenge, W. (2018). How gas can help to achieve the Paris Agreement target in an affordable way. Hentet 01.02.24 fra <https://gasforclimate2050.eu/wp-content/uploads/2020/03/Ecofys-Gas-for-Climate-Report-Study-March18.pdf>

Miljødirektoratet. (2017). Forurensningsmyndighetenes forventninger til oppdrettsanlegg i sjø. Hentet 27.01.24 fra <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M735/M735.pdf>

Miljødirektoratet. (2019). Havets rolle i klimasystemet. M-1374. Hentet 23.01.24 fra <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1374/m1374.pdf>

Miljødirektoratet. (2020). *Virkemidler for økt bruk og produksjon av biogass* (M-1652/2020). <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1652/M1652.pdf>

Miljødirektoratet. (2022). Kildefordelte tilførsler av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2021 – tabeller, figurer og kart. M-2438. Hentet 06.10.23 fra <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2023/januar-2023/kildefordelte-tilforsler-av-nitrogen-og-fosfor-til-norske-kystomrader-i-2021-tabeller-figurer-og-kart/>

Miljødirektoratet. (2023, 06.11.2023). *Metan (CH₄)*. Hentet 05.02.24 fra <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/klima/norske-utslipp-av-klimagasser/metan-ch4/>

Miljødirektoratet. (2024, 07.02.24). *Akvakultur - oppdrett*. Miljødirektoratet. Hentet 03.05.24 fra <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/vann-hav-og-kyst/Akvakultur-fiskeoppdrett/>

Miljødirektoratet mfl. (2020). *Klimakur 2030* (M-1625). <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1625/m1625.pdf>

Misund, B. (2023, 21.01.23). *Fiskeoppdrett*. SNL. Hentet 05.03.24 fra <https://snl.no/fiskeoppdrett>

Misund, B. (2023, 29.12.23). *Førfaktor*. SNL. Hentet 17.04.24 fra <https://snl.no/f%C3%B4rfaktor>

Molvig, H., Hansen, T. H., Jørgensen, B., Totland, M., Pedersen, S. & Nygård, G. (2022). *Grønn varme i nord – bioenergi strategi for Nord-Norge* (1/2022). Statsforvalteren i Nordland og Statsforvalteren i Troms og Finnmark. <https://www.statsforvalteren.no/siteassets/fm-troms-og-finnmark/landbruk-og-mat/bioenergi-strategi-for-nord-norge.pdf>

Morken, J., Briseid, T., Hovland, J., Lyng, K. A. & Kvande, I. (2017). *Veileder for biogassanlegg - mulighetsstudie, planlegging og drift. - Revidert utgave* (56). https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/bitstream/handle/11250/2600069/REALTEK_rapport56.pdf?sequence=5&isAllowed=y

Mosey, F. E. & Fernandes, X. A. (1989). Patterns of Hydrogen in Biogas from the Anaerobic Digestion of Milk-Sugars. *Water Science and Technology*, 21(4-5), 187-196. <https://doi.org/10.2166/wst.1989.0222>

Mulat, D. G., Dibdiakova, J. & Horn, S. J. (2018). Microbial biogas production from hydrolysis lignin: insight into lignin structural changes. *Biotechnology for Biofuels*, 11(1), 61. <https://doi.org/10.1186/s13068-018-1054-7>

Nadarajah, S. & flaaen, O. (2017). Global Aquaculture Growth and Institutional Quality. *Marine Policy*, 84, 142-151. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.07.018>

Nedland, K. T. (2011). *Utvikling av biogass i Norge – kostnader ved biogassproduksjon i Norge, Sverige og Danmark* (6/2011). https://avfallnorge.ams3.digitaloceanspaces.com/avfall-norge-no/dokumenter/Avfall-Norge-rapport-6-2011-Kostnader-ved-biogassproduksjon-i-Norge-Sverige-og-Danmark_web.pdf

Nibio. (2017, 23.10.17). *Avløpsslam*. Nibio. Hentet 11.04.24 fra <https://www.nibio.no/tema/jord/organisk-avfall-som-gjodsel/avlopsslam>

Nibio. (2018, 27.08.18). *Ordliste*. Nibio. Hentet 09.04.24 fra <https://www.nibio.no/tema/miljo/mindre-avlop/ordliste>

Nibio. (2021, 29.11.23). *Fiskeslam*. Nibio. Hentet 06.10.23 fra <https://www.nibio.no/tema/jord/organisk-avfall-som-gjodsel/fiskeslam>

NMBU. (u.d.). *Karbohydrater*. NMBU. Hentet 20.04.24 fra <https://www.havbrukslare.no/karbohydrater>

Nofima, SINTEF Ocean & BarentsWatch. (2024, 15.04.24). *Fra fôringrediens til fisk*. Hentet 17.04.24 fra <https://www.barentswatch.no/havbruk/fra-foringrediens-til-fisk>

Norconsult. (2023). Søknad om utslippstillatelse for nytt biogassanlegg. B05. <https://www.statsforvalteren.no/contentassets/81aaec55f10340ec825b59ea8996dd71/utslippssoknad-ra-biopark-as.pdf>

Nordberg, Å. (2017). *Biogas production – theoretical and practical calculations*. TN0320, SLU. https://slunik.slu.se/kursfiler/TN0320/20107.1718/Biogas_production%E2%80%93theoretical_and_practical_calculations_TN0320_2017.pdf

Norges bondelag. (2011). *Fakta om biogass*. <https://www.bondelaget.no/getfile.php/13123523-1372659898/MMA/Nettbutikk/Kunnskapsmateriell/Biogass%20fakta.pdf>

Norges sjømatråd. (2023). Norge eksporterte sjømat for 151,4 milliarder kroner i 2022. (05.03.24). Hentet 04.01.23 fra <https://seafood.no/aktuelt/nyheter/norge-eksporterte-sjomat-for-1514-milliarder-kroner-i-2022/>

Norsk Vann. (2023). *bedreVANN – resultater 2022. Tilstandsvurdering av kommunale vann- og avløpstjenester*. Norsk Vann. <https://bedrevann.no/pdf/bedreVANN2022.pdf>

Norsk Vann. (u.d.). *Sekundærrensing*. Norsk Vann. Hentet 26.03.24 fra <https://norskvann.no/avlopsrensing-og-miljo/sekundaerrensing/>

Nærings- og fiskeridepartementet. (2015). *Forutsigbar og miljømessig bærekraftig vekst i norsk lakse- og ørretoppdrett* (Meld. St. 16 (2014–2015)). <https://www.regjeringen.no/contentassets/6d27616f18af458aa930f4db9492f5e5/no/pdfs/stm201420150016000dddpdfs.pdf>

Nærings- og fiskeridepartementet & Klima- og miljødepartementet. (2024, 06.02.24). *Nytt forurensningsregelverk for havbruk*. Hentet 05.05.24 fra <https://www.regjeringen.no/no/aktuelt/nytt-forurensningsregelverk-for-akvakultur-i-sjo/id3024591/>

Nøstbakken, O. J., Hove, H. T., Duinker, A., Lundebye, A.-K., Berntssen, M. H. G., Hannisdal, R., Lunestad, B. T., Maage, A., Madsen, L., Torstensen, B. E. & Julshamn, K. (2015). Contaminant levels in Norwegian farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the 13-year period from 1999 to 2011. *Environment International*, 74. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.008>

Obaideen, K., Abdelkareem, M. A., Wilberforce, T., Elsaid, K., Sayed, E. T., Maghrabie, H. M. & Olabi, A. G. (2022). Biogas role in achievement of the sustainable development goals: Evaluation, Challenges, and Guidelines. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 131, 104207. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jtice.2022.104207>

OECD, Food & Nations, A. O. o. t. U. (2023). *OECD-FAO Agricultural Outlook 2023-2032*. <https://doi.org/doi:https://doi.org/10.1787/08801ab7-en>

- Oehme, M., Aas, T. S., Olsen, H. J., Sørensen, M., Hillestad, M., Li, Y. & Åsgård, T. (2014). Effects of dietary moisture content of extruded diets on physical feed quality and nutritional response in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture Nutrition*, 20(4), 451-465.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/anu.12099>
- Paranjpe, A., Saxena, S. & Jain, P. (2023). Biogas yield using single and two stage anaerobic digestion: An experimental approach. *Energy for Sustainable Development*, 74, 6-19.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.esd.2023.03.005>
- Pasteris, A. M., Heiermann, M., Theuerl, S., Plogsties, V., Jost, C., Prochnow, A. & Herrmann, C. (2022). Multi-advantageous sorghum as feedstock for biogas production: A comparison between single-stage and two-stage anaerobic digestion systems. *Journal of Cleaner Production*, 358, 131985.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131985>
- Paulsrud, B., Sjølander, I., Eggen, T., Dombu, S. V., Øgaard, A. F. & Hanserud, O. S. (2023). *Nasjonal strategi for behandling og disponering av avløps slam*. N. Vann.
- Pavi, S., Kramer, L. E., Gomes, L. P. & Miranda, L. A. S. (2017). Biogas production from co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and fruit and vegetable waste. *Bioresource Technology*, 228, 362-367. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.01.003>
- Pellegrini, L. A., De Guido, G. & Langé, S. (2018). Biogas to liquefied biomethane via cryogenic upgrading technologies. *Renewable Energy*, 124, 75-83.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.08.007>
- Pistocchi, A., Dorati, C., Grizzetti, B., Udias, A., Vigiak, O. & Zanni, M. (2019). *Water quality in Europe: effects of the Urban Wastewater Treatment Directive* (EUR 30003 EN). JRC Science for Policy Report. <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC115607>
- Plattner, G.-K., Joos, F., Stocker, T. F. & Marchal, O. (2001). Feedback mechanisms and sensitivities of ocean carbon uptake under global warming. 564-592. Hentet 26.01.24 fra <https://www.tandfonline.com/doi/epdf/10.3402/tellusb.v53i5.16637?needAccess=true>
- Puharinen, S.-T. (2023). Achieving good marine environmental status in the EU – Implications of the marine strategy framework directive for member states and blue economic activities. *Marine Policy*, 155. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2023.105712>
- Qadir, M., Drechsel, P., Jiménez Cisneros, B., Kim, Y., Pramanik, A., Mehta, P. & Olaniyan, O. (2020). Global and regional potential of wastewater as a water, nutrient and energy source. *Natural Resources Forum*, 44(1), 40-51. Hentet 28.01.24 fra <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/1477-8947.12187>
- Radhakrishnan, G., B S, Y., Swamy, S., Mannur, V. S., Pinto, N., M R, P. & Kulal, P. (2020). Dietary protein requirement for maintenance, growth, and reproduction in fish: A review. *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 8, 208-215.
- Rajagopal, R., Massé, D. I. & Singh, G. (2013). A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. *Bioresource Technology*, 143, 632-641.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.030>
- REENERGY. (2021). *Delrapport: Optimal energibruk på oppdrettsanlegg*. Renewable Energy Cluster. <https://reenergycluster.no/wp-content/uploads/2021/01/20201124-Optimal-energibruk-rapport.pdf>

- Richardsen, R., Nystøyl, R., Strandheim, G. & Marthinussen, A. (2017). *Analyse marint restråstoff, 2016 - Tilgang og anvendelse av marint restråstoff i Norge* (OC2017A-095). Sintef.
<https://www.sintef.no/publikasjoner/publikasjon/1476492/>
- Rorat, A., Courtois, P., Vandenbulcke, F. & Lemiere, S. (2019). 8 - Sanitary and environmental aspects of sewage sludge management. I M. N. V. Prasad, P. J. de Campos Favas, M. Vithanage & S. V. Mohan (Red.), *Industrial and Municipal Sludge* (s. 155-180). Butterworth-Heinemann.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815907-1.00008-8>
- Rosnes, O., Erlandsen, A. M., Haavardsholm, O., Skjelvik, J. M. & Skøien, S. (2019). *Samfunnsøkonomisk analyse av økt bruk av biorest som klimatiltak* (2019/41). Landbruksdirektoratet.
https://vista-analyse.no/site/assets/files/6748/va-rapport_2019-41_samfunnsokonomisk_analyse_av_okt_bruk_av_biorest_som_klimatiltak-1.pdf
- Rosten, T. W., Azrague, K. & Bendik, T. (2013). *Primærrensing og aktuelle løsninger for slambehandling i norske settefiskanlegg* (6020357). Sintef. <https://sintef.brage.unit.no/sintef-xmlui/handle/11250/2684929>
- Raadal, H. L., Schakenda, V. & Morken, J. (2008). *Potensialstudie for biogass i Norge* (OR 21.08). Enova.
- Rådet for Den europeiske union. (1991). Council Directive of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment. Hentet 01.10.23 fra <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:31991L0271>
- Sadia, M., Mahmood, A., Ibrahim, M., Irshad, M. K., Hassan, A., Quddusi, A., Bokhari, A., Mubashir, M., Chuah, L. F. & Show, P. L. (2022). Microplastics pollution from wastewater treatment plants: A critical review on challenges, detection, sustainable removal techniques and circular economy. *Environmental Technology & Innovation*, 28. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102946>
- Salangsang, M. C. D., Sekine, M., Akizuki, S., Sakai, H. D., Kurosawa, N. & Toda, T. (2022). Effect of carbon to nitrogen ratio of food waste and short resting period on microbial accumulation during anaerobic digestion. *Biomass and Bioenergy*, 162, 106481.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2022.106481>
- Sambusiti, C. (2013). Physical, chemical and biological pretreatments to enhance biogas production from lignocellulosic substrates. https://www.politesi.polimi.it/retrieve/a81cb05a-5064-616b-e053-1605fe0a889a/2013_03_PhD_Sambusiti.pdf
- Sandberg, M. & Ahring, B. K. (1992). Anaerobic treatment of fish meal process waste-water in a UASB reactor at high pH. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 36(6), 800-804.
<https://doi.org/10.1007/BF00172198>
- Sarah Charlotte Minos-Stensrud. (2023). *Sorption potential of sludge biochar for the removal of acetaminophen and carbamazepine from water* [Masteroppgave]. Faculty of Science and Technology, NMBU. <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/3080507>
- Schauer, N. L. & Ferry, J. G. (1980). Metabolism of formate in *Methanobacterium formicicum*. *J Bacteriol*, 142(3), 800-807. <https://doi.org/10.1128/jb.142.3.800-807.1980>
- Schink, B. (1997). Energetics of syntrophic cooperation in methanogenic degradation. *Microbiol Mol Biol Rev*, 61(2), 262-280. <https://doi.org/10.1128/mnbr.61.2.262-280.1997>

- Seadi, T. A., Rutz, D., Prassl, H., Köttner, M., Finsterwalder, T., Volk, S. & Janssen, R. (2008). *Biogas handbook* (T. A. Seadi, Red.). University of Southern Denmark Esbjerg. <https://www.lemvigbiogas.com/BiogasHandbook.pdf>
- Sele, V., Silva, M., Prabhu, A. J., Hamre, K., Skjærven, K., Espe, M., Liland, N., Lie, K., Berntssen, M. & Lundebye, A.-K. (2023). *Program for overvåkning av fiskefôr: Årsrapport for prøver innsamlet i 2022* (Bd. 36/2023). Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2023-36>
- SFT. (2005). *Primærrensing - rapport om valg av rensemetode* (2088/2005). <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/vann/2088/ta2088.pdf>
- Shainee, M., Ellingsen, H., Leira, B. J. & Fredheim, A. (2013). Design theory in offshore fish cage designing. *Aquaculture*, 392-395. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.02.016>
- Silva, A. R., Duarte, M. S., Alves, M. M. & Pereira, L. (2022). Bioremediation of Perfluoroalkyl Substances (PFAS) by Anaerobic Digestion: Effect of PFAS on Different Trophic Groups and Methane Production Accelerated by Carbon Materials. *Molecules*, 27(6). <https://doi.org/10.3390/molecules27061895>
- Silva, M. S., Kröckel, S., Jesu Prabhu, P. A., Koppe, W., Ørnstrud, R., Waagbø, R., Araujo, P. & Amlund, H. (2019). Apparent availability of zinc, selenium and manganese as inorganic metal salts or organic forms in plant-based diets for Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture*, 503, 562-570. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.01.005>
- Sjømat Norge. (2018). *Sjømat 2030 - et blått taktskifte*. Sjømat Norge. https://sjomatnorge.no/wp-content/uploads/2018/03/SJOMAT2030_endelig.pdf
- Skullerud, M. & Martinussen, V. S. W. (2022). *Landbasert oppdrett av atlantisk laks (Salmo salar)* [Masteroppgave]. Handelshøyskolen (NMBU). <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/bitstream/handle/11250/3027243/SkullerudMartinussen2022.pdf?sequence=1>
- Soares, A. (2020). Wastewater treatment in 2050: Challenges ahead and future vision in a European context. *Environmental Science and Ecotechnology*, 2:100030. <https://doi.org/10.1016/j.es.2020.100030>
- Solli, L. (2017). *Degradation of proteinaceous material, ammonium accumulation and microbial dynamics in anaerobic digesters* (Publikasjonsnr. 2017:83) [Norwegian University of Life Sciences]. https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/bitstream/handle/11250/2499080/2017-83_Linn%20Solli_%28KBM%29.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Solli, L., Bergersen, O., Sørheim, R. & Briseid, T. (2014). Effects of a gradually increased load of fish waste silage in co-digestion with cow manure on methane production. *Waste Management*, 34(8), 1553-1559. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.04.011>
- Speece, R. (1996). Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment. *Environ. Sci. Technol.*, 17. <https://doi.org/10.1021/es00115a001>
- Speilberg, L., Nordøy, K., Erdal, J. I. & Kaurstad, O. (2018). Stress og stressreduksjon ved trengring av laks i merd - Norsk Veterinærtidsskrift nr 8 - 2018.

SSB. (2023a, 13.10.23). 05272: *Innbyggere tilknyttet små avløpsanlegg (<50 pe), etter renseprinsipp, statistikkvariabel, år og region.* SSB. Hentet 03.03.24 fra <https://www.ssb.no/statbank/table/05272/tableViewLayout1/>

SSB. (2023b, 13.10.23). 05273: *Innbyggere tilknyttet avløpsanlegg 50 pe eller mer, etter renseprinsipp, statistikkvariabel, år og region.* SSB. Hentet 03.03.24 fra <https://www.ssb.no/statbank/table/05273/tableViewLayout1/>

SSB. (2023c, 13.10.23). 11641: *Antall avløpsanlegg og tilhørende innbyggere, etter oppfyllelse av rensekrav og tilhørighet iht. forurensningsforskriften (F) 2016 - 2022.* SSB. Hentet 26.03.24 fra <https://www.ssb.no/statbank/table/11641/>

SSB. (2023d, 13.10.23). 11788: *Kommunalt avløpsslamm, etter region, statistikkvariabel og år.* SSB. Hentet 03.03.24 fra <https://www.ssb.no/statbank/table/11788/tableViewLayout1/>

SSB. (2023e, 09.10.23). 12359: *Biologisk behandling av avfall, etter materialtype (1 000 tonn) 2017 - 2022.* Statistisk sentralbyrå. Hentet 20.03.24 fra <https://www.ssb.no/statbank/table/12359>

SSB. (2023f, 15.09.23). 13929: *Energiforbruk i husholdninger og fritidshus, etter statistikkvariabel og år.* SSB. Hentet 2024 fra <https://www.ssb.no/statbank/table/13929/tableViewLayout1/>

SSB. (2023g). *Utslipp til luft.* Hentet 07.02.24 fra <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/forurensning-og-klima/statistikk/utslipp-til-luft>

SSB. (2024a, 16.02.24). 04859: *Areal og befolkning i tettsteder, etter tettsted, statistikkvariabel og år.* SSB. Hentet 07.04.24 fra <https://www.ssb.no/statbank/table/04859/tableViewLayout1/>

SSB. (2024b, 24.02.24). 11342: *Areal og befolkning, etter region, statistikkvariabel og år.* SSB. Hentet 07.05.24 fra <https://www.ssb.no/statbank/table/11342/tableViewLayout1/>

SSB. (2024c, 03.04.24). 12576: *Kjørelengder, etter region, kjøretøytype, drivstofftype, statistikkvariabel og år.* SSB. Hentet 07.05.24 fra <https://www.ssb.no/statbank/table/12576/tableViewLayout1/>

Stein, H. H., Fuller, M. F., Moughan, P. J., Sève, B., Mosenthin, R., Jansman, A. J. M., Fernández, J. A. & de Lange, C. F. M. (2007). Definition of apparent, true, and standardized ileal digestibility of amino acids in pigs. *Livestock Science*, 109(1), 282-285. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.livsci.2007.01.019>

Stigebrandt, A., Aure, J., Ervik, A. & Hansen, P. K. (2004). Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming: III. A model for estimation of the holding capacity in the Modelling–Ongrowing fish farm–Monitoring system. *Aquaculture*, 234(1), 239-261. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2003.11.029>

Storebakken, T., Kvien, I. S., Shearer, K. D., Grisdale-Helland, B., Helland, S. J. & Berge, G. M. (1998). The apparent digestibility of diets containing fish meal, soybean meal or bacterial meal fed to Atlantic salmon (*Salmo salar*): evaluation of different faecal collection methods. *Aquaculture*, 169(3), 195-210. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(98\)00379-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0044-8486(98)00379-2)

Storhaug, R. (2011). *Prøvetaking av avløpsvann og slam* (182). Norsk Vann. https://va-kompetanse.no/wp-content/uploads/rappport182_2011.pdf

Storhaug, R. & Rusten, B. (2006). *Tilførsel av industrielt avløpsvann til kommunalt nett (veiledning)* (149). Norvar. https://va-kompetanse.no/wp-content/uploads/rappport149_2006.pdf

Sundh, H. & Olsen, R. E. (2024a). Bioenergetikk. I R. E. Olsen & B. Finstad (Red.), *Fiskefysiologi* (s. 337-355). https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/bitstream/handle/11250/3113208/Fiskefysiologi_Kapittel_13_3001.pdf?sequence=17&isAllowed=y

Sundh, H. & Olsen, R. E. (2024b). Fordøyelse og opptak av næringsstoffer. I R. E. Olsen & B. Finstad (Red.), *Fiskefysiologi* (s. 315-335). https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/bitstream/handle/11250/3113208/Fiskefysiologi_Kapittel_12_3001.pdf?sequence=16&isAllowed=y

Sørensen, S. L., Park, Y., Gong, Y., Vasanth, G. K., Dahle, D., Korsnes, K., Phuong, T. H., Kiron, V., Øyen, S., Pittman, K. & Sørensen, M. (2020). Nutrient Digestibility, Growth, Mucosal Barrier Status, and Activity of Leucocytes From Head Kidney of Atlantic Salmon Fed Marine- or Plant-Derived Protein and Lipid Sources. *Front Immunol*, 11, 623726. <https://doi.org/10.3389/fimmu.2020.623726>

Taranger, G. L., Karlsen, Ø., Bannister, R. J., Glover, K. A., Husa, V., Karlsbakk, E., Kvamme, B. O., Boxaspen, K. K., Bjørn, P. A., Finstad, B., Madhun, A. S., Morton, H. C. & Svåsand, T. (2015). Risk assessment of the environmental impact of Norwegian Atlantic salmon farming. *ICES Journal of Marine Science*, 72(3), 997–1021. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu132>

Tchobanoglous, G., Stensel, H. D., Tsuchihashi, R. & Burton, F. (2014). *Wastewater Engineering Treatment and Resource Recovery*. McGraw-Hill Education.

Thauer, R. K., Kaster, A.-K., Seedorf, H., Buckel, W. & Hedderich, R. (2008). Methanogenic archaea: ecologically relevant differences in energy conservation. *Nature Reviews Microbiology*, 6(8), 579-591. <https://doi.org/10.1038/nrmicro1931>

Thompson, J. T., Chen, B., Bowden, J. A. & Townsend, T. G. (2023). Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Toilet Paper and the Impact on Wastewater Systems. *Environmental Science & Technology Letters*, 10(3), 234-239. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.3c00094>

Trenberth, K. E. (2020). Understanding climate change through Earth's energy flows. *Journal of the Royal Society of New Zealand*, 50(2), 331-347. <https://doi.org/10.1080/03036758.2020.1741404>

Turcios, A. E. & Papenbrock, J. (2014). Sustainable Treatment of Aquaculture Effluents—What Can We Learn from the Past for the Future? *Sustainability*, 6(2). <https://doi.org/10.3390/su6020836>

Tybirik, K., Solberg, F. E., Wennerberg, P., Wiese, F. & Danielsen, C. G. (2018). *Biogas Liquefaction and use of Liquid Biomethane. Status on the market and technologies available for LNG/LBG/LBM of relevance for biogas actors in 2017*. <https://www.biogas2020.se/wp-content/uploads/2018/03/a-study-on-lbg-productionfinal.pdf>

Tytła, M. (2019). Assessment of Heavy Metal Pollution and Potential Ecological Risk in Sewage Sludge from Municipal Wastewater Treatment Plant Located in the Most Industrialized Region in Poland-Case Study. *Int J Environ Res Public Health*, 16(13). <https://doi.org/10.3390/ijerph16132430>

UNEP. (2006). Marine and coastal ecosystems and human wellbeing: A synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment., UNEP, 76. Hentet 24.01.24 fra <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/9461/-Marine%20and%20Coastal%20Ecosystems%20and%20Human%20Well->

[Being %20A%20synthesis%20report%20based%20on%20the%20findings%20of%20the%20Millennium%20Ecosystems%20Assessment-2006652.pdf?sequence=3&isAllowed=y](#)

United Nations. (2019). World Urbanization Prospects: The 2018 Revision (ST/ESA/SER.A/420).

Hentet 28.01.24 fra

https://www.un.org/development/desa/pd/sites/www.un.org.development.desa.pd/files/files/documents/2020/Jan/un_2018_wup_report.pdf

United Nations. (2022). World Population Prospects 2022: Summary of Results. Hentet 17.01.2024 fra

https://www.un.org/development/desa/pd/sites/www.un.org.development.desa.pd/files/undesa_pd_2022_wpp_key-messages.pdf

United Nations. (2023). The Sustainable Development Goals Report 2023. Hentet 22.01.24 fra

<https://unstats.un.org/sdgs/report/2023/The-Sustainable-Development-Goals-Report-2023.pdf>

Vangdal, E., Kvamm-Lichtenfeld, K., Sørheim, R. & Svalheim, Ø. (2014). *Fiskeslam frå oppdrettsanlegg: Gjødsele til planter eller råstoff for biogass?* (9/27/2014). Nibio.

<https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/bitstream/handle/11250/2449026/Bioforsk-Rapport-2014-09-27.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Vercauteren, M., Semmouri, I., Acker, E. V., Pequeur, E., Esch, L. V., Uljee, I., Asselman, J. &

Janssen, C. R. (2023). Assessment of road run-off and domestic wastewater contribution to

microplastic pollution in a densely populated area (Flanders, Belgium). *Environmental Pollution*, 333.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122090>

Vidal, G., Carvalho, A., Méndez, R. & Lema, J. M. (2000). Influence of the content in fats and proteins on the anaerobic biodegradability of dairy wastewaters. *Bioresource Technology*, 74(3), 231-239.

[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00015-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00015-8)

Vik, E. A., Lidholm, O., Henninge, L. B. & Tomczak-Wandzel, R. (2022). *Mikroforurensninger og legemidler i avløpsvann* (275). Norsk Vann.

Vråle, L. & Thaulow, H. (2018). *Vannrensing*. Hentet 28.10.23 fra <https://snl.no/vannrensing>

Wadchaisit, P., Rakmak, N., O-Thong, S., Rattanasak, U., Imai, T., Jitpinit, S. & Nuithitikul, K. (2023).

Improvement of biogas production and quality by addition of struvite precipitates derived from liquid

anaerobic digestion effluents of palm oil wastes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*,

11(1), 109081. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.109081>

Wang, Q., Liang, Y., Zhao, P., Li, Q. X., Guo, S. & Chen, C. (2016). Potential and optimization of two-phase anaerobic digestion of oil refinery waste activated sludge and microbial community study.

Scientific Reports, 6(1), 38245. <https://doi.org/10.1038/srep38245>

Wang, S., Ma, F., Ma, W., Wang, P., Zhao, G. & Lu, X. (2019). Influence of Temperature on Biogas

Production Efficiency and Microbial Community in a Two-Phase Anaerobic Digestion System. *Water*,

11(1), 133. <https://www.mdpi.com/2073-4441/11/1/133>

Ward, A. J., Hobbs, P. J., Holliman, P. J. & Jones, D. L. (2008). Optimisation of the anaerobic

digestion of agricultural resources. *Bioresource Technology*, 99(17), 7928-7940.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.02.044>

WMO. (2023). State of the Global Climate 2022. Hentet 26.01.24 fra

https://library.wmo.int/viewer/66214/download?file=Statement_2022.pdf&type=pdf&navigator=1

- Wu, B., Dai, X. & Chai, X. (2020). Critical review on dewatering of sewage sludge: Influential mechanism, conditioning technologies and implications to sludge re-utilizations. *Water Research*, 180, 115912. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115912>
- Xu, J., Yuan, H., Lin, J. & Yuan, w. (2014). Evaluation of thermal, thermal-alkaline, alkaline and electrochemical pretreatments on sludge to enhance anaerobic biogas production. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 45(5), 2531-2536. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jtice.2014.05.029>
- Yadvika, Santosh, Sreekrishnan, T. R., Kohli, S. & Rana, V. (2004). Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques—a review. *Bioresource Technology*, 95(1), 1-10. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.02.010>
- Yang, W.-W., Huang, J. & Pan, F.-K. (2019). Polychlorinated biphenyls affects anaerobic methane production from waste activated sludge through suppressing hydrolysis-acidification and methanation processes. *Journal of Environmental Management*, 251, 109616. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109616>
- Yen, H.-W. & Brune, D. E. (2007). Anaerobic co-digestion of algal sludge and waste paper to produce methane. *Bioresource Technology*, 98(1), 130-134. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.11.010>
- Yong, Z., Dong, Y., Zhang, X. & Tan, T. (2015). Anaerobic co-digestion of food waste and straw for biogas production. *Renewable Energy*, 78, 527-530. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.renene.2015.01.033>
- Ytrestøyl, T., Løes, A.-K., Kvande, I., Martinsen, S. & Berge, G. M. (2013). *Utnyttelse av slam fra akvakultur i blandingsanlegg for biogassproduksjon: teknologi og muligheter* (12/2013). Nofima. <https://nofima.brage.unit.no/nofima-xmlui/handle/11250/284018>
- Ytrestøyl, T., Aas, T. S., Nerdal, K. S. & Berge, G. M. (2016). *Karakterisering av slam fra tre kommersielle settefiskanlegg gjennom ett produksjonsår* (33/2016). Nofima. <https://nofima.brage.unit.no/nofima-xmlui/bitstream/handle/11250/2410932/Rapport%2b33-2016.pdf?sequence=3&isAllowed=y>
- Yu, H.-Q. & Fang, H. (2002). Acidogenesis of dairy wastewater at various pH levels. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 45, 201-206. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0331>
- Zábranská, J., Dohanyos, M., Jenicek, P., Zaplatílková, P. & Kutil, J. (2002). The contribution of thermophilic anaerobic digestion to the stable operation of wastewater sludge treatment. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 46, 447-453. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0648>
- Zellner, G. & Winter, J. (1987). Secondary alcohols as hydrogen donors for CO₂-reduction by methanogens. *FEMS Microbiology Letters*, 44(3), 323-328. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6968.1987.tb02309.x>
- Zhang, Y., Kusch-Brandt, S., Salter, A. M. & Heaven, S. (2021). Estimating the Methane Potential of Energy Crops: An Overview on Types of Data Sources and Their Limitations. *Processes*, 9(9), 1565. <https://www.mdpi.com/2227-9717/9/9/1565>

- Zheng, Y., Wan, Y., Zhang, Y., Huang, J., Yang, Y., Tsang, D. C. W., Wang, H., Chen, H. & Gao, B. (2022). Recovery of phosphorus from wastewater: A review based on current phosphorous removal technologies. *Crit Rev Environ Sci Technol*, 53(11), 1148-1172.
<https://doi.org/10.1080/10643389.2022.2128194>
- Zhu, A., Qin, Y., Wu, J., Ye, M. & Li, Y.-Y. (2021). Characterization of biogas production and microbial community in thermophilic anaerobic co-digestion of sewage sludge and paper waste. *Bioresource Technology*, 337, 125371. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125371>
- Äystö, L., Vieno, N., Fjäder, P., Mehtonen, J. & Nystén, T. (2023). Hospitals and households as primary emission sources for risk-posing pharmaceuticals in municipal wastewater. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 262. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115149>
- Ødegaard, H. (2014). *Vann- og avløpsteknikk* (Bd. 2). Norsk Vann.
- Ødegaard, H., Rusten, B., Storhaug, R. & Paulsrud, B. (2009). *Veiledning for dimensjonering av avløpsrensplanlegg* (168). Norsk Vann. https://va-kompetanse.no/wp-content/uploads/rapport168_2009.pdf
- Øgaard, A. F., Sveistrup, T. & Haraldsen, T. K. (2021). *Avløpsslam til jordbruksarealer – Resultater fra fem flerårige feltforsøk* (7/151/2021). Nibio. https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/bitstream/handle/11250/2771480/NIBIO_RAPPORT_2021_7_151.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Ålund, I., Gentile, V. & (Morken, J. o. S., T. A.). (2021). *Behandling og disponering av avløpsslam og annet organisk avfall i Norge* (M-2155/2021). Carbon Limits AS.
- Aarnes, H. (2021). Metanogene bakterier. Hentet 12.02.24 fra https://snl.no/metanogene_bakterier
- Aas, T. S. (2021). *Kunnskapsgrunnlag - slam fra lakseoppdrett* (23/2021). Nofima. <https://nofima.brage.unit.no/nofima-xmlui/bitstream/handle/11250/2759672/Rapport+23-2021+Kunnskapsgrunnlag+-+Slam+fra+lakseoppdrett.pdf>
- Aas, T. S., Sixten, H., Hillestad, M., Ytrestøyl, T., Sveier, H. & Aasgaard, T. (2020). Feed intake, nutrient digestibility and nutrient retention in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) fed diets with different physical pellet quality. *Journal of Fisheries*, 8, 768-776. <https://doi.org/10.17017/j.fish.133>
- Aas, T. S. & Åsgård, T. (2017). *Estimert innhold av næringsstoff og energi i fôrspill og faeces fra norsk lakseoppdrett* (18/2017). Nofima. <https://nofima.brage.unit.no/nofima-xmlui/bitstream/handle/11250/2452165/Rapport%2b18-2017.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Aas, T. S. & Åsgård, T. (2019). *Stoff-flyt av næringsstoff og energi fra fôr i et landbasert settefiskanlegg* (5/2019). Nofima. <https://nofima.brage.unit.no/nofima-xmlui/bitstream/handle/11250/2587104/Rapport%2b05-2019.pdf?sequence=2&isAllowed=y>
- Aas, T. S., Åsgård, T. & Ytrestøyl, T. (2022). Utilization of feed resources in the production of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Norway: An update for 2020. *Aquaculture Reports*, 26. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2022.101316>

Vedlegg

- [1] Beregninger basert på tall hentet fra Fiskeridirektoratets biomassestatistikk etter fylke, innrapportert per 20.03.2024.
- [2] Testresultater, samlet.
- [3] Testresultater, individuelle.
- [4] Oversikt testmetodene som ble anvendt hos Schaumann BioEnergy Consult.
- [5] Diverse tabeller.

Vedlegg 1

| Periode | Fylke | Stående biomasse [tonn] | Produksjonssvinn | | | | Biomasse-uttak [tonn] | Før-forbruk [tonn] | eFCR | FCR_bio. |
|------------------|--------------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------|--------------------------|------------------------|-----------------------|--------------------|--------------|--------------|
| | | | Dødfisk [ant. 1000 stk.] | Utkast [1000 stk.] | Rømming [ant. 1000 stk.] | Annet [ant. 1000 stk.] | | | | |
| jan.23 | Troms og Finnmark | 203460 | 1369 | 22 | 0 | -2 | 5833,8 | 26162 | 1,103 | 0,885 |
| feb.23 | Troms og Finnmark | 192377 | 1374 | 44 | 0 | 89 | 6329,4 | 20683 | 0,829 | 0,662 |
| mar.23 | Troms og Finnmark | 186280 | 1241 | 58 | 0 | 164 | 6144,6 | 22011 | 1,058 | 0,817 |
| apr.23 | Troms og Finnmark | 186490 | 784 | 40 | 0 | 47 | 3658,2 | 22071 | 1,323 | 1,085 |
| mai.23 | Troms og Finnmark | 187548 | 1122 | 69 | 0 | 256 | 6077,4 | 27400 | 1,183 | 0,937 |
| jun.23 | Troms og Finnmark | 195111 | 921 | 37 | 0 | 32 | 4158 | 33885 | 1,598 | 1,336 |
| jul.23 | Troms og Finnmark | 216471 | 352 | 17 | 0 | -30 | 1423,8 | 50112 | 2,310 | 2,168 |
| aug.23 | Troms og Finnmark | 229071 | 499 | 37 | 0 | -15 | 2188,2 | 60383 | 1,604 | 1,516 |
| sep.23 | Troms og Finnmark | 236351 | 799 | 45 | 0 | -94 | 3150 | 57285 | 1,443 | 1,337 |
| okt.23 | Troms og Finnmark | 230751 | 1044 | 68 | 0 | -125 | 4145,4 | 52481 | 1,107 | 1,018 |
| nov.23 | Troms og Finnmark | 213340 | 1687 | 51 | 0 | 759 | 10487 | 39355 | 0,819 | 0,673 |
| des.23 | Troms og Finnmark | 202662 | 1568 | 30 | 0 | 938 | 10651 | 27829 | 0,881 | 0,659 |
| Tot. 2023 | Troms og Finnmark | | 12760 | 518 | 0 | 2019 | 64247 | 439657 | 1,233 | 1,045 |
| jan.24 | Finnmark | 82693 | 788 | 21 | 0 | 41 | 3570 | 8840 | 0,883 | 0,651 |
| feb.24 | Troms | 107273 | 1027 | 48 | 0 | 153 | 5157,6 | 12348 | 0,799 | 0,599 |
| | Finnmark | 74141 | 754 | 35 | 0 | 126 | 3843 | 7487 | 0,595 | 0,456 |
| | Troms | 103478 | 1048 | 58 | 0 | 811 | 8051,4 | 9876 | 0,990 | 0,548 |
| Tot. 2024 | Finnmark | | 1542 | 56 | 0 | 167 | 7413 | 16327 | 0,723 | 0,544 |
| Tot. 2024 | Troms | | 2075 | 106 | 0 | 964 | 13209 | 22224 | 0,874 | 0,575 |
| Tot. 2024 | Troms og Finnmark | | 3617 | 162 | 0 | 1131 | 20622 | 38551 | 0,803 | 0,562 |

Vedlegg 2

| Number | Description of sample | Testnr. | Category |
|--------|---|---------|---------------|
| | | | Units |
| | Primary sludge from municipal WWTPs as well as septic tank sludge | 1 | Sewage sludge |
| | Primary sludge from municipal WWTPs as well as septic tank sludge | 2 | Sewage sludge |
| | Primary sludge from municipal WWTPs as well as septic tank sludge | 3 | Sewage sludge |
| | Primary sludge from municipal WWTPs as well as septic tank sludge | 4 | Sewage sludge |
| | Primary sludge from municipal WWTPs as well as septic tank sludge | 5 | Sewage sludge |
| | Sludge from on land recirculating fish aquaculture farms | 1 | Fish sludge |
| | Sludge from on land recirculating fish aquaculture farms | 2 | Fish sludge |

| g DM | g ODM | Biogas | Methane | Gas conc | H2 | H2S | Crude protein | Crude fibre | Starch |
|------|-------|---------------------|---------------------|----------|-----|-----|---------------|-------------|--------|
| g/kg | g/kg | NI/kg oDM over 25 d | NI/kg oDM over 25 d | % | ppm | ppm | in %DM | in %DM | in %DM |
| 192 | 178 | 674 | 405 | 60,1% | 35 | 0 | 10,07 | 54,57 | 1,79 |
| 99 | 86 | 578 | 364 | 63,1% | 15 | 75 | 14,78 | 45,58 | 1,36 |
| 192 | 182 | 726 | 441 | 60,7% | 27 | 84 | 9,28 | 57,76 | 1,33 |
| 222 | 209 | 656 | 387 | 59,0% | 32 | 97 | 7,52 | 61,24 | 1,14 |
| 107 | 97 | 672 | 408 | 60,7% | 45 | 145 | 11,95 | 46,32 | 1,25 |
| 103 | 85 | 486 | 314 | 64,7% | 25 | 295 | 31 % | 11 % | 7 % |
| 50 | 49 | 271 | 182 | 67,0% | 25 | 654 | 10 % | 3 % | 2 % |

Nutritional

| Sugar | Crude fat | NDF org. | ADF org. | pH | NH3 N | NH3 N of total N % | NFC | Chloride | Elec. Conductivity |
|--------|-----------|----------|----------|------|--------|--------------------|---------|----------|--------------------|
| in %DM | in %DM | in %DM | in %DM | | % WW | % | g/kg DM | in %DM | mS/cm |
| 0,50 | 10,76 | 73,37 | 60,44 | 5,02 | | | - 14,0 | | |
| 0,5 | 9,42 | 63,7 | 58,67 | | 0,20 % | NA | | 0,08 | 2,14 |
| 0,5 | 9,41 | 75,71 | 65,53 | | 0,20 % | NA | | 0,15 | 5,04 |
| 0,5 | 7,69 | 81,65 | 69,96 | | 0,20 % | NA | | 0,26 | 6,3 |
| 0,5 | 12,75 | 68,37 | 52,4 | | 0,02 % | NA | | 0,84 | 5,5 |
| 3 % | 13 % | 24 % | 15 % | | 0,03 % | | 6 % | 0,55 | 4,97 |
| 1 % | 9 % | 5 % | 4 % | 5,39 | 0,03 % | | | 37,60 | 41,62 |

| ADL | Macronutrients | | | Micronutrients | | | | | |
|--------|----------------|--------|--------|----------------|--------|--------|--------|----------|----------|
| | total N | P | K | Mg | Na | Ca | S | Cu | Ni |
| in %DM | in %DM | in %DM | in %DM | in %DM | in %DM | in %DM | in %DM | mg/kg DM | mg/kg DM |
| | 0,31 | 0,28 | 0,12 | 0,16 | 0,17 | 0,70 | 0,16 | 32,00 | 10,10 |
| 7,39 | 2,37 | 0,47 | 0,23 | 0,38 | 0,03 | 0,9 | 0,2 | 50,3 | 17,1 |
| 7,29 | 1,48 | 0,25 | 0,19 | 0,56 | 0,57 | 0,53 | 0,42 | 35,7 | 4,74 |
| 5,29 | 1,2 | 0,28 | 0,07 | 0,2 | 0,17 | 0,59 | 0,14 | 41,7 | 5,1 |
| 5,39 | 1,91 | 0,39 | 0,15 | 0,33 | 0,46 | 0,65 | 0,25 | 42,3 | 13 |
| 3,87 | 4,94 | 0,44 | 0,19 | 0,52 | 0,57 | 5,51 | 0,42 | 374,6 | 3,63 |
| 0,71 | 1,6 | 1,44 | 0,95 | 3,03 | 19,18 | 2,75 | 1,63 | 12,7 | 3,88 |

| Trace metals | | | | | | | | | |
|--------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Zn | Fe | B | Co | Mn | Mo | Se | Al | W | As |
| mg/kg DM | mg/kg DM | mg/kg DM | mg/kg DM | mg/kg DM | mg/kg DM | mg/kg DM | mg/kg DM | mg/kg DM | mg/kg DM |
| 86,00 | 1 742,00 | 2,40 | 1,20 | 38,00 | 0,50 | 1,10 | | | |
| 141 | 7 660 | 3 | 5,06 | 101 | 1,34 | 0,6 | 5 087 | 0,88 | 1,18 |
| 537 | 1 743 | 43 | 0,9 | 138 | 2,56 | 1,5 | 929 | 0,06 | 2 |
| 106 | 2 603 | 17,6 | 1,29 | 43,6 | 0,99 | 0,49 | 1 566 | 0,84 | 0,47 |
| 118,2 | 4088 | 6,96 | 3,2 | 64,3 | 1,89 | 0,4 | 3040 | 2,27 | 1,01 |
| 364 | 1 616 | 27,1 | 1,03 | 35,4 | 2 | 0,93 | 897 | 0,23 | 1,28 |
| 276 | 400 | 131 | 0,22 | 56,5 | 1,38 | 0,77 | 1,03 | 0,01 | 0,21 |

| Heavy metals | | | | | | | | | Derived values |
|--------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------------|
| Cd | Tl | Pb | V | Sn | Cr | Pd | Sb | Hg | %DM |
| mg/kg DM | mg/kg DM | mg/kg DM | mg/kg DM | mg/kg DM | mg/kg DM | mg/kg DM | mg/kg DM | mg/kg DM | |
| | | | | | | | | | 19,2% |
| 0,15 | 0,02 | 2,99 | 12,2 | 0,53 | 19,7 | 0,06 | 0,26 | 0,8 | 9,9% |
| 0,35 | 0,04 | 2 | 2,6 | 0,6 | 3,2 | 0,06 | 0,2 | 0,8 | 19,2% |
| 0,08 | 0,02 | 4,98 | 3,87 | 0,48 | 5,76 | 0,06 | 0,31 | 0,8 | 22,2% |
| 0,08 | 0,02 | 1,82 | 7,74 | 0,76 | 16,1 | 0,06 | 0,59 | 0,8 | 10,7% |
| 0,25 | 0,05 | 3,12 | 2,36 | 0,14 | 3,69 | 0,06 | 0,35 | 0,8 | 10,3% |
| 0,31 | 0,02 | 0,10 | 1,36 | 0,4 | 3,68 | 0,06 | 0,03 | 0,8 | 5,0% |

| %oDM of DM | %aDM of DM | %oDM of WW | nm3 CH4/ton WW | kg P2o5/wet ton | Macronutrients | | | |
|------------|------------|------------|-------------------|--------------------|----------------|---------|---------|---------|
| | | | | | total N | P | K | Mg |
| | | | | | g/kg FM | g/kg FM | g/kg FM | g/kg FM |
| 92,7% | 7,3% | 17,8% | 72,1 | 53,76 | 0,5952 | 0,5376 | 0,2304 | 0,3072 |
| 86,9% | 13,1% | 8,6% | 31,3 | | 2,3463 | 0,4653 | 0,2277 | 0,3762 |
| 94,8% | 5,2% | 18,2% | 80,3 | | 2,8416 | 0,48 | 0,3648 | 1,0752 |
| 94,1% | 5,9% | 20,9% | 80,9 | | 2,664 | 0,6216 | 0,1554 | 0,444 |
| 90,7% | 9,3% | 9,7% | 39,6 | | 2,0437 | 0,4173 | 0,1605 | 0,3531 |
| 82,5% | 5,7% | 8,5% | 26,7 | 45,32 | 5,09 | 0,45 | 0,1957 | 0,54 |
| 98,0% | 5,5% | 4,9% | 8,9 | 72,00 | 0,80 | 0,72 | 0,475 | 1,52 |

Micronutrients

| Na | Ca | S | Cu | Ni | Zn | Fe |
|---------|---------|---------|----------|----------|----------|----------|
| g/kg FM | g/kg FM | g/kg FM | mg/kg FM | mg/kg FM | mg/kg FM | mg/kg FM |
| 0,3264 | 1,344 | 0,3072 | 6,144 | 1,9392 | 16,512 | 334,464 |
| 0,0297 | 0,891 | 0,198 | 4,9797 | 1,6929 | 13,959 | 758,34 |
| 1,0944 | 1,0176 | 0,8064 | 6,8544 | 0,91008 | 103,104 | 334,656 |
| 0,3774 | 1,3098 | 0,3108 | 9,2574 | 1,1322 | 23,532 | 577,866 |
| 0,4922 | 0,6955 | 0,2675 | 4,5261 | 1,391 | 12,6474 | 437,416 |
| 0,59 | 5,68 | 0,43 | 38,58 | 0,37 | 37,49 | 166,45 |
| 9,59 | 1,38 | 0,82 | 0,64 | 0,19 | 13,80 | 20,00 |

Trace metals

| B | Co | Mn | Mo | Se | Al | W | As |
|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| mg/kg FM | mg/kg FM | mg/kg FM | mg/kg FM | mg/kg FM | mg/kg FM | mg/kg FM | mg/kg FM |
| 0,4608 | 0,2304 | 7,296 | 0,096 | 0,2112 | | | |
| 0,27324 | 0,50094 | 9,999 | 0,13266 | 0,0594 | 503,613 | 0,08712 | 0,11682 |
| 8,256 | 0,1728 | 26,496 | 0,49152 | 0,288 | 178,368 | 0,01152 | 0,384 |
| 3,9072 | 0,28638 | 9,6792 | 0,21978 | 0,10878 | 347,652 | 0,18648 | 0,10434 |
| 0,74472 | 0,3424 | 6,8801 | 0,20223 | 0,0428 | 325,28 | 0,24289 | 0,10807 |
| 2,79 | 0,11 | 3,65 | 0,21 | 0,10 | 92,39 | 0,02 | 0,13 |
| 6,55 | 0,01 | 2,83 | 0,07 | 0,04 | 0,05 | 0,00 | 0,01 |

Heavy metals

| Cd | Tl | Pb | V | Sn | Cr | Pd | Sb |
|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| mg/kg FM | mg/kg FM | mg/kg FM | mg/kg FM | mg/kg FM | mg/kg FM | mg/kg FM | mg/kg FM |
| 0,01485 | 0,00198 | 0,29601 | 1,2078 | 0,05247 | 1,9503 | 0,00594 | 0,02574 |
| 0,0672 | 0,00768 | 0,384 | 0,4992 | 0,1152 | 0,6144 | 0,01152 | 0,0384 |
| 0,01776 | 0,00444 | 1,10556 | 0,85914 | 0,10656 | 1,27872 | 0,01332 | 0,06882 |
| 0,00856 | 0,00214 | 0,19474 | 0,82818 | 0,08132 | 1,7227 | 0,00642 | 0,06313 |
| 0,03 | 0,01 | 0,32 | 0,24 | 0,01 | 0,38 | 0,01 | 0,04 |
| 0,02 | 0,00 | 0,01 | 0,07 | 0,02 | 0,18 | 0,00 | 0,00 |

| Hg | Cl | Biogas | Methane |
|----------|---------|------------------------|------------------------|
| mg/kg FM | g/kg FM | m3/ton WW over 25 d | m3/ton WW over 25 d |
| 0,0792 | 0,0792 | 119,972 | 72,09 |
| 0,1536 | 0,288 | 49,708 | 31,304 |
| 0,1776 | 0,5772 | 132,132 | 80,262 |
| 0,0856 | 0,5772 | 137,104 | 80,883 |
| 0,08 | 0,8988 | 65,184 | 39,576 |
| 0,04 | 0,57 | 41,31 | 26,69 |
| | 18,80 | 13,28 | 8,92 |



Schaumann BioEnergy Consult GmbH
An der Mühlenau 4
25421 Pinneberg

Contact:
Phone: +49 (0) 4101 218 6000

ISF GmbH
Wiesenweg 32
23812 Wahlstedt

Contact:
Ms. Söhrmann
Phone: +49 4554 9993 323



Sample-ID:

Sample receipt: 22.06.2022

Sample type: Sludge

Avløpsslamprøve 1

Operator: Remiks Miljøpark AS

Contact Person: Bruni

Date of results: 01.07.2022

Inhibiton test / 37°C

| Sample | Sludge |
|------------|--------|
| DM [g/kg] | 192 |
| oDM [g/kg] | 178 |

| Biogas yield | V ₀ [mL] | NI/kg DM | NI/kg oDM |
|-------------------|---------------------|----------|-----------|
| Sample | 774 | 266 | 287 |
| Standard | 650 | 333 | 342 |
| Standard + Sample | 1593 | | |

| Biogas yield | expected | reached |
|------------------|----------|---------|
| Standard + Probe | 1424 | 1593 |

An inhibitory effect of the tested sample is not expected.

An inhibition always depends on the concentration.

The sample was tested in a concentration of 12,9 g FW / kg Inoculum.

Explanation:

NI (standard litres, calculated for standard conditions of temperature (273K) and pressure (1013hPa)); FW (fresh weight); DM (dry matter); oDM (organic dry matter)

Annotation:

The results remain property of the ISF GmbH.  is allowed to pass the results to third parties.

This document was issued electronically and is therefore valid without signature.

Sample-ID: Resultatene for avløpslamprøve 1 er ikke fullverdig.
Sample receipt: 22.06.2022 Avløpslamprøve 1
Sample type: Sludge
Operator: Remiks Miljopark AS
Contact Person: Bruni
Date of results: 26.07.2022

batch fermentation test 37°C

Measurement of the biogas and methane formation potential (according to VDI 4630)

| Sample | |
|-------------|-----|
| DM [g/kg]* | 192 |
| oDM [g/kg]* | 178 |

| pH-Value determination | Beginning | End |
|-------------------------|-----------|------|
| Seeding sludge | 7,87 | |
| Seeding sludge + sample | 7,84 | 7,43 |

| | NI/kg FW | NI/kg DM | NI/kg oDM |
|-----------------------------------|----------|----------|-----------|
| Final gas yield of the sample | 120 | 626 | 674 |
| Final methane yield of the sample | 72 | 376 | 405 |

Development of gas production**Biogas yield [NI / kg oDM]**

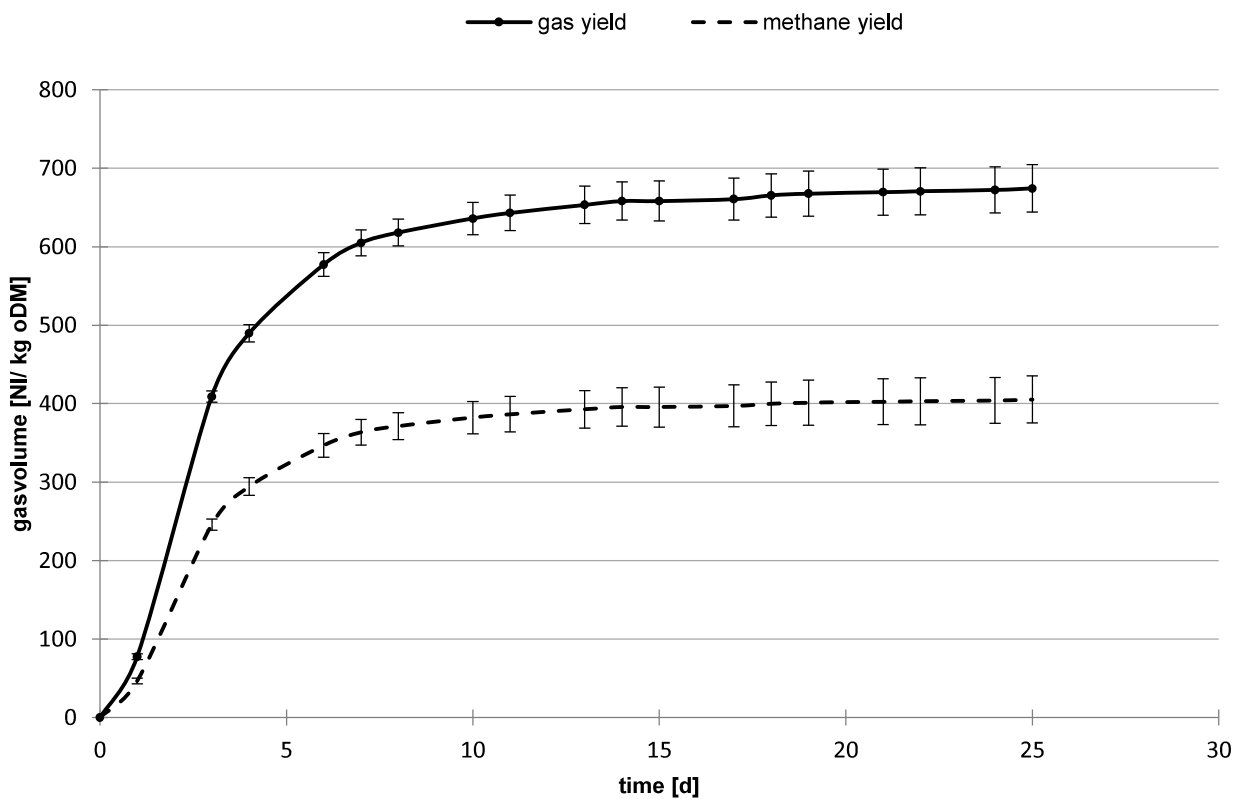
| Date | Test period [d] | Assay 1 | Assay 2 | Assay 3 | Average |
|------------|-----------------|---------|---------|---------|---------|
| 30.06.2022 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 01.07.2022 | 1 | 74 | 82 | 77 | 78 |
| 03.07.2022 | 3 | 401 | 414 | 413 | 409 |
| 04.07.2022 | 4 | 477 | 498 | 494 | 490 |
| 06.07.2022 | 6 | 561 | 590 | 581 | 577 |
| 07.07.2022 | 7 | 586 | 618 | 610 | 605 |
| 08.07.2022 | 8 | 599 | 631 | 624 | 618 |
| 10.07.2022 | 10 | 613 | 653 | 642 | 636 |
| 11.07.2022 | 11 | 618 | 663 | 648 | 643 |
| 13.07.2022 | 13 | 628 | 675 | 657 | 654 |
| 14.07.2022 | 14 | 633 | 682 | 660 | 658 |
| 15.07.2022 | 15 | 632 | 683 | 659 | 658 |
| 17.07.2022 | 17 | 634 | 687 | 661 | 661 |
| 18.07.2022 | 18 | 638 | 694 | 664 | 665 |
| 19.07.2022 | 19 | 639 | 697 | 667 | 668 |
| 21.07.2022 | 21 | 642 | 700 | 667 | 670 |
| 22.07.2022 | 22 | 641 | 701 | 669 | 671 |
| 24.07.2022 | 24 | 644 | 703 | 670 | 672 |
| 25.07.2022 | 25 | 646 | 706 | 672 | 674 |

gas concentration at current measuring point

| | Test period [d] | CH ₄ [Vol-%] | CO ₂ [Vol-%] | H ₂ [ppm] | H ₂ S [ppm] |
|---------|-----------------|-------------------------|-------------------------|----------------------|------------------------|
| Average | 25 | 60,1 | 39,9 | 35 | 0 |

Development of methane production (calculated)**Methane yield [NI / kg oDM] (calculated)**

| Date | Test period [d] | Assay 1 | Assay 2 | Assay 3 | Average |
|------------|-----------------|---------|---------|---------|---------|
| 30.06.2022 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 01.07.2022 | 1 | 45 | 49 | 46 | 47 |
| 03.07.2022 | 3 | 241 | 249 | 248 | 246 |
| 04.07.2022 | 4 | 287 | 299 | 297 | 294 |
| 06.07.2022 | 6 | 337 | 355 | 349 | 347 |
| 07.07.2022 | 7 | 353 | 371 | 367 | 364 |
| 08.07.2022 | 8 | 360 | 379 | 375 | 372 |
| 10.07.2022 | 10 | 369 | 393 | 386 | 382 |
| 11.07.2022 | 11 | 372 | 399 | 390 | 387 |
| 13.07.2022 | 13 | 378 | 406 | 395 | 393 |
| 14.07.2022 | 14 | 381 | 410 | 397 | 396 |
| 15.07.2022 | 15 | 380 | 411 | 396 | 396 |
| 17.07.2022 | 17 | 381 | 413 | 397 | 397 |
| 18.07.2022 | 18 | 384 | 417 | 399 | 400 |
| 19.07.2022 | 19 | 384 | 419 | 401 | 401 |
| 21.07.2022 | 21 | 386 | 421 | 401 | 403 |
| 22.07.2022 | 22 | 386 | 422 | 402 | 403 |
| 24.07.2022 | 24 | 387 | 423 | 403 | 404 |
| 25.07.2022 | 25 | 388 | 424 | 404 | 405 |



error bar = \pm standard deviation

Legend: CH₄= methane; CO₂= carbon dioxide; H₂S= hydrogen sulphide; H₂= hydrogen; Vol-%= volume per cent; ppm= parts per million

Information gas yield: Biogas yield is related to fresh weight (FW), dry matter (DM) and organic dry matter (oDM) and given in litre (norm litre= NI) at standard conditions: temperature: 273K, air pressure: 1013 hPa.

* DM- and oDM-values for silages are adjusted with a correction about flatile substances according to Weißbach (120. VDLUFA-Kongress (2008), Jena).

Information methane yield: The methane yield is calculated with the measured gas concentration at the end of the test period and the biogas yield over the course of the test period.

Test methods: fermentation test = according to VDI 4630; oDM= EN 12879:2000; pH= EN 12176:1998; DM= EN 12880:2000

Note: This report has been prepared electronically and is valid without signature. All comments and test results relate only to the sample as received.

Sample-ID: Fiskeslamprøve 1

Sample receipt: 22.11.2022

Sample type: Fish sludge, Nov2022

Operator: RAA Biopark

Contact Person: Bruni

Date of results: 05.12.2022

Inhibiton test / 37°C

| Sample | Fish sludge, [redacted] |
|------------|-------------------------|
| DM [g/kg] | 103 |
| oDM [g/kg] | 85 |

| Biogas yield | V ₀ [mL] | NI/kg DM | NI/kg oDM |
|-------------------|---------------------|----------|-----------|
| Sample | 602 | 234 | 286 |
| Standard | 657 | 353 | 363 |
| Standard + Sample | 1321 | | |

| Biogas yield | expected | reached |
|------------------|----------|---------|
| Standard + Probe | 1259 | 1321 |

An inhibitory effect of the tested sample is not expected.

An inhibition always depends on the concentration.

The sample was tested in a concentration of 28,2 g FW / kg Inoculum.

Explanation:

NI (standard litres, calculated for standard conditions of temperature (273K) and pressure (1013hPa)); FW (fresh weight); DM (dry matter); oDM (organic dry matter)

Annotation:

The results remain property of the ISF GmbH.  is allowed to pass the results to third parties.

This document was issued electronically and is therefore valid without signature.

Sample-ID: Fiskeslamprøve 1

Sample receipt: 22.11.2022

Sample type: Fish sludge, Nov2022

Operator: RAA Biopark

Contact Person: Bruni

Date of results: 03.01.2023

batch fermentation test

37°C

Measurement of the biogas and methane formation potential (according to VDI 4630)

| Sample | Fish sludge, Nov2022 |
|-------------|----------------------|
| DM [g/kg]* | 103 |
| oDM [g/kg]* | 85 |

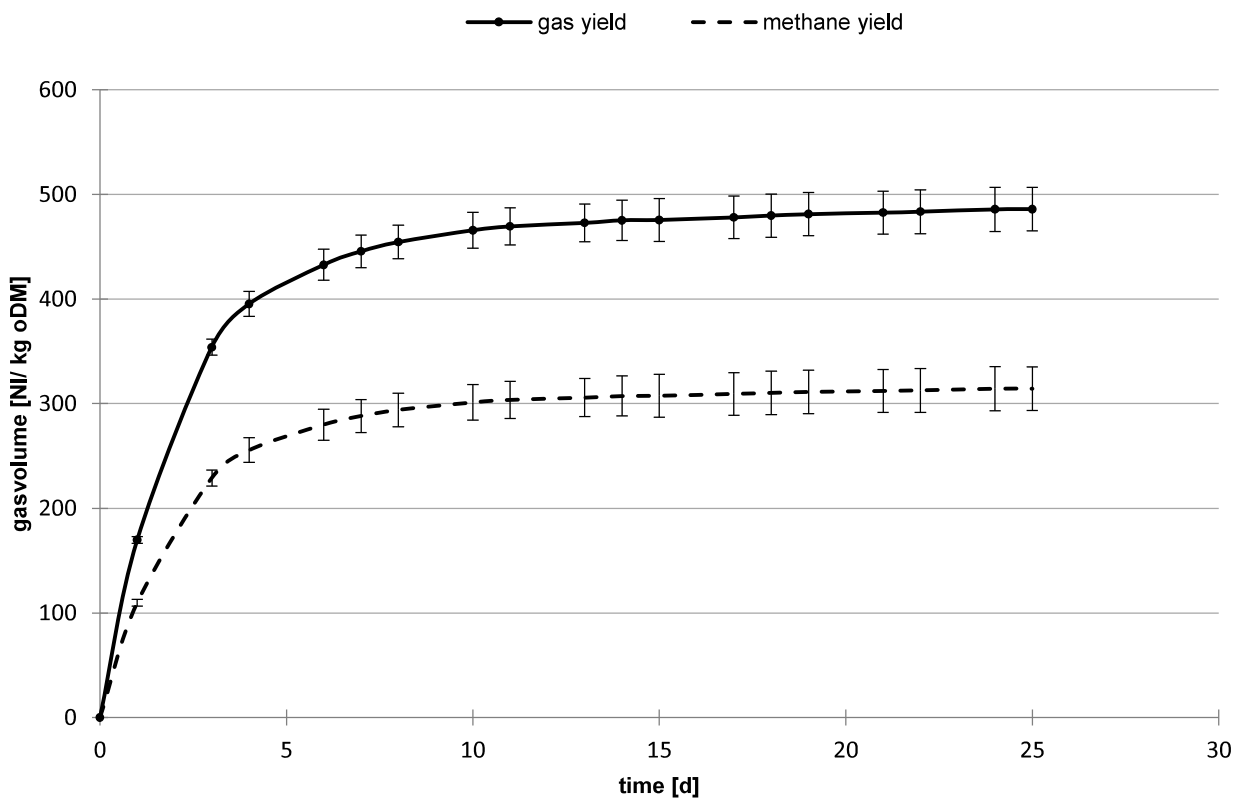
| pH-Value determination | Beginning | End |
|-------------------------|-----------|------|
| Seeding sludge | 7,93 | - |
| Seeding sludge + sample | 7,49 | 7,33 |

| | NI/kg FW | NI/kg DM | NI/kg oDM |
|-----------------------------------|----------|----------|-----------|
| Final gas yield of the sample | 41 | 398 | 486 |
| Final methane yield of the sample | 27 | 258 | 314 |

| Development of gas production | | Biogas yield [NI / kg oDM] | | | |
|-------------------------------|-----------------|----------------------------|---------|---------|---------|
| Date | Test period [d] | Assay 1 | Assay 2 | Assay 3 | Average |
| 07.12.2022 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 08.12.2022 | 1 | 173 | 169 | 167 | 170 |
| 10.12.2022 | 3 | 360 | 356 | 346 | 354 |
| 11.12.2022 | 4 | 408 | 394 | 384 | 395 |
| 13.12.2022 | 6 | 449 | 429 | 420 | 433 |
| 14.12.2022 | 7 | 463 | 441 | 432 | 446 |
| 15.12.2022 | 8 | 472 | 450 | 441 | 455 |
| 17.12.2022 | 10 | 485 | 460 | 452 | 466 |
| 18.12.2022 | 11 | 490 | 463 | 456 | 470 |
| 20.12.2022 | 13 | 493 | 466 | 459 | 473 |
| 21.12.2022 | 14 | 497 | 468 | 461 | 475 |
| 22.12.2022 | 15 | 499 | 467 | 461 | 476 |
| 24.12.2022 | 17 | 501 | 470 | 463 | 478 |
| 25.12.2022 | 18 | 503 | 471 | 465 | 480 |
| 26.12.2022 | 19 | 505 | 473 | 466 | 481 |
| 28.12.2022 | 21 | 506 | 475 | 467 | 483 |
| 29.12.2022 | 22 | 507 | 475 | 468 | 483 |
| 31.12.2022 | 24 | 510 | 479 | 469 | 486 |
| 01.01.2023 | 25 | 509 | 480 | 469 | 486 |

| gas concentration at current measuring point | | | | | |
|--|-----------------|-------------------------|-------------------------|----------------------|------------------------|
| | Test period [d] | CH ₄ [Vol-%] | CO ₂ [Vol-%] | H ₂ [ppm] | H ₂ S [ppm] |
| Average | 25 | 64,7 | 35,3 | 25 | 295 |

| Development of methane production (calculated) | | Methane yield [NI / kg oDM] (calculated) | | | |
|--|-----------------|--|---------|---------|---------|
| Date | Test period [d] | Assay 1 | Assay 2 | Assay 3 | Average |
| 07.12.2022 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 08.12.2022 | 1 | 112 | 109 | 108 | 110 |
| 10.12.2022 | 3 | 233 | 230 | 224 | 229 |
| 11.12.2022 | 4 | 264 | 255 | 249 | 256 |
| 13.12.2022 | 6 | 291 | 277 | 272 | 280 |
| 14.12.2022 | 7 | 299 | 286 | 280 | 288 |
| 15.12.2022 | 8 | 306 | 291 | 286 | 294 |
| 17.12.2022 | 10 | 314 | 298 | 293 | 301 |
| 18.12.2022 | 11 | 317 | 300 | 295 | 304 |
| 20.12.2022 | 13 | 319 | 301 | 297 | 306 |
| 21.12.2022 | 14 | 322 | 302 | 298 | 307 |
| 22.12.2022 | 15 | 323 | 302 | 298 | 308 |
| 24.12.2022 | 17 | 324 | 304 | 300 | 309 |
| 25.12.2022 | 18 | 326 | 305 | 300 | 310 |
| 26.12.2022 | 19 | 326 | 306 | 301 | 311 |
| 28.12.2022 | 21 | 327 | 307 | 302 | 312 |
| 29.12.2022 | 22 | 328 | 308 | 303 | 313 |
| 31.12.2022 | 24 | 330 | 310 | 304 | 314 |
| 01.01.2023 | 25 | 329 | 311 | 303 | 314 |



error bar = \pm standard deviation

Legend: CH₄= methane; CO₂= carbon dioxide; H₂S= hydrogen sulphide; H₂= hydrogen; Vol-%= volume per cent; ppm= parts per million

Information gas yield: Biogas yield is related to fresh weight (FW), dry matter (DM) and organic dry matter (oDM) and given in litre (norm litre= NI) at standard conditions: temperature: 273K, air pressure: 1013 hPa.

* DM- and oDM-values for silages are adjusted with a correction about flatile substances according to Weißbach (120. VDLUFA-Kongress (2008), Jena).

Information methane yield: The methane yield is calculated with the measured gas concentration at the end of the test period and the biogas yield over the course of the test period.

Test methods: fermentation test = according to VDI 4630; oDM= EN 12879:2000; pH= EN 12176:1998; DM= EN 12880:2000

Note: This report has been prepared electronically and is valid without signature. All comments and test results relate only to the sample as received.



Schaumann BioEnergy Consult GmbH
An der Mühlenau 4
25421 Pinneberg
Contact:
Phone: +49 (0) 4101 218 6000

ISF GmbH
Wiesenweg 32
23812 Wahlstedt
Contact:
Phone: +49 4554 9993 000



Sample-ID: -
Sample receipt: 22.11.2022
Sample type:
Operator: RAA Biopark
Contact Person: Bruni
Date of results: 05.12.2022

Avløps slamprøve 2

Inhibiton test / 37°C

| Sample | Sewage sludge, Nov2022 |
|------------|------------------------|
| DM [g/kg] | 99 |
| oDM [g/kg] | 86 |

| Biogas yield | V ₀ [mL] | NI/kg DM | NI/kg oDM |
|-------------------|---------------------|----------|-----------|
| Sample | 744 | 310 | 357 |
| Standard | 598 | 321 | 330 |
| Standard + Sample | 1219 | | |

| Biogas yield | expected | reached |
|------------------|----------|---------|
| Standard + Probe | 1341 | 1219 |

An inhibitory effect of the tested sample is not expected.

An inhibition always depends on the concentration.

The sample was tested in a concentration of 60,3 g FW / kg Inoculum.

Explanation:

NI (standard litres, calculated for standard conditions of temperature (273K) and pressure (1013hPa)); FW (fresh weight); DM (dry matter); oDM (organic dry matter)

Annotation:

The results remain property of the ISF GmbH.  is allowed to pass the results to third parties.

This document was issued electronically and is therefore valid without signature.

Sample-ID:

Sample receipt: 22.11.2022

Avløpsslamprøve 2

Sample type: Sewage sludge, Nov2022

Operator: RAA Biopark

Contact Person: Bruni

Date of results: 03.01.2023

batch fermentation test
37°C**Measurement of the biogas and methane formation potential**
(according to VDI 4630)

| | |
|-------------|----------------|
| Sample | sewage sludge, |
| DM [g/kg]* | 99 |
| oDM [g/kg]* | 86 |

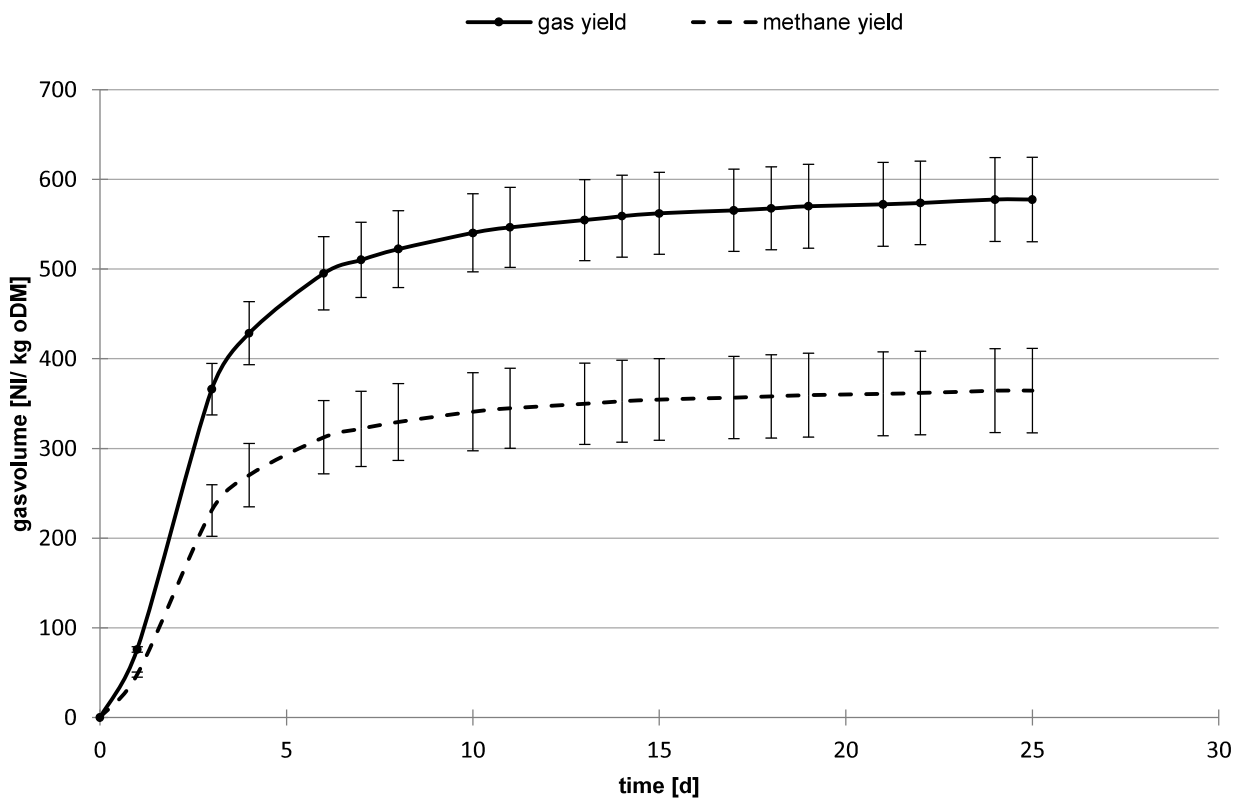
| pH-Value determination | Beginning | End |
|-------------------------|-----------|------|
| Seeding sludge | 7,93 | - |
| Seeding sludge + sample | 7,78 | 7,30 |

| | NI/kg FW | NI/kg DM | NI/kg oDM |
|-----------------------------------|----------|----------|-----------|
| Final gas yield of the sample | 50 | 503 | 578 |
| Final methane yield of the sample | 32 | 317 | 364 |

| Development of gas production | | Biogas yield [NI / kg oDM] | | | |
|-------------------------------|-----------------|----------------------------|---------|---------|---------|
| Date | Test period [d] | Assay 1 | Assay 2 | Assay 3 | Average |
| 07.12.2022 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 08.12.2022 | 1 | 78 | 77 | 73 | 76 |
| 10.12.2022 | 3 | 392 | 371 | 335 | 366 |
| 11.12.2022 | 4 | 460 | 435 | 391 | 429 |
| 13.12.2022 | 6 | 532 | 502 | 451 | 495 |
| 14.12.2022 | 7 | 548 | 518 | 465 | 510 |
| 15.12.2022 | 8 | 561 | 530 | 476 | 523 |
| 17.12.2022 | 10 | 580 | 548 | 494 | 540 |
| 18.12.2022 | 11 | 587 | 554 | 499 | 547 |
| 20.12.2022 | 13 | 596 | 563 | 506 | 555 |
| 21.12.2022 | 14 | 600 | 567 | 510 | 559 |
| 22.12.2022 | 15 | 603 | 570 | 513 | 562 |
| 24.12.2022 | 17 | 607 | 574 | 516 | 566 |
| 25.12.2022 | 18 | 610 | 576 | 518 | 568 |
| 26.12.2022 | 19 | 612 | 578 | 520 | 570 |
| 28.12.2022 | 21 | 615 | 581 | 522 | 572 |
| 29.12.2022 | 22 | 616 | 582 | 524 | 574 |
| 31.12.2022 | 24 | 620 | 586 | 527 | 578 |
| 01.01.2023 | 25 | 620 | 586 | 527 | 578 |

| gas concentration at current measuring point | | | | | |
|--|-----------------|-------------------------|-------------------------|----------------------|------------------------|
| | Test period [d] | CH ₄ [Vol-%] | CO ₂ [Vol-%] | H ₂ [ppm] | H ₂ S [ppm] |
| Average | 25 | 63,1 | 36,9 | 15 | 75 |

| Development of methane production (calculated) | | Methane yield [NI / kg oDM] (calculated) | | | |
|--|-----------------|--|---------|---------|---------|
| Date | Test period [d] | Assay 1 | Assay 2 | Assay 3 | Average |
| 07.12.2022 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 08.12.2022 | 1 | 49 | 49 | 46 | 48 |
| 10.12.2022 | 3 | 247 | 234 | 211 | 231 |
| 11.12.2022 | 4 | 290 | 274 | 247 | 270 |
| 13.12.2022 | 6 | 336 | 317 | 285 | 312 |
| 14.12.2022 | 7 | 346 | 326 | 294 | 322 |
| 15.12.2022 | 8 | 354 | 334 | 301 | 330 |
| 17.12.2022 | 10 | 366 | 346 | 311 | 341 |
| 18.12.2022 | 11 | 370 | 350 | 315 | 345 |
| 20.12.2022 | 13 | 376 | 355 | 319 | 350 |
| 21.12.2022 | 14 | 379 | 358 | 322 | 353 |
| 22.12.2022 | 15 | 381 | 360 | 324 | 355 |
| 24.12.2022 | 17 | 383 | 362 | 326 | 357 |
| 25.12.2022 | 18 | 385 | 363 | 327 | 358 |
| 26.12.2022 | 19 | 386 | 365 | 328 | 360 |
| 28.12.2022 | 21 | 388 | 366 | 329 | 361 |
| 29.12.2022 | 22 | 388 | 367 | 330 | 362 |
| 31.12.2022 | 24 | 391 | 370 | 333 | 364 |
| 01.01.2023 | 25 | 391 | 370 | 332 | 364 |



error bar = \pm standard deviation

Legend: CH₄= methane; CO₂= carbon dioxide; H₂S= hydrogen sulphide; H₂= hydrogen; Vol-%= volume per cent; ppm= parts per million

Information gas yield: Biogas yield is related to fresh weight (FW), dry matter (DM) and organic dry matter (oDM) and given in litre (norm litre= NI) at standard conditions: temperature: 273K, air pressure: 1013 hPa.

* DM- and oDM-values for silages are adjusted with a correction about flatile substances according to Weißbach (120. VDLUFA-Kongress (2008), Jena).

Information methane yield: The methane yield is calculated with the measured gas concentration at the end of the test period and the biogas yield over the course of the test period.

Test methods: fermentation test = according to VDI 4630; oDM= EN 12879:2000; pH= EN 12176:1998; DM= EN 12880:2000

Note: This report has been prepared electronically and is valid without signature. All comments and test results relate only to the sample as received.

Sample-ID: [redacted]

Sample receipt: 22.11.2022

Sample type: Sewage sludge, [redacted] Nov2022

Operator: RAA Biopark

Contact Person: Bruni

Date of results: 05.12.2022

Avløps slamprøve 3

Inhibiton test / 37°C

| Sample | Sewage sludge, [redacted] Nov2022 |
|------------|-----------------------------------|
| DM [g/kg] | 192 |
| oDM [g/kg] | 182 |

| Biogas yield | V ₀ [mL] | NI/kg DM | NI/kg oDM |
|-------------------|---------------------|----------|-----------|
| Sample | 625 | 290 | 305 |
| Standard | 657 | 353 | 363 |
| Standard + Sample | 1365 | | |

| Biogas yield | expected | reached |
|------------------|----------|---------|
| Standard + Probe | 1282 | 1365 |

An inhibitory effect of the tested sample is not expected.

An inhibition always depends on the concentration.

The sample was tested in a concentration of 28,2 g FW / kg Inoculum.

Explanation:

NI (standard litres, calculated for standard conditions of temperature (273K) and pressure (1013hPa)); FW (fresh weight); DM (dry matter); oDM (organic dry matter)

Annotation:

The results remain property of the ISF GmbH.  is allowed to pass the results to third parties.

This document was issued electronically and is therefore valid without signature.

Sample-ID: Avløpsslamprøve 3

Sample receipt: 22.11.2022

Sample type: Sewage sludge, -Nov2022

Operator: RAA Biopark

Contact Person: Bruni

Date of results: 03.01.2023

batch fermentation test 37°C

Measurement of the biogas and methane formation potential (according to VDI 4630)

| Sample | wage sludge, [redacted] |
|-------------|-------------------------|
| DM [g/kg]* | 192 |
| oDM [g/kg]* | 182 |

| pH-Value determination | Beginning | End |
|-------------------------|-----------|------|
| Seeding sludge | 7,93 | - |
| Seeding sludge + sample | 7,85 | 7,29 |

| | NI/kg FW | NI/kg DM | NI/kg oDM |
|-----------------------------------|----------|----------|-----------|
| Final gas yield of the sample | 132 | 689 | 726 |
| Final methane yield of the sample | 80 | 419 | 441 |

Development of gas production**Biogas yield [NI / kg oDM]**

| Date | Test period [d] | Assay 1 | Assay 2 | Assay 3 | Average |
|------------|-----------------|---------|---------|---------|---------|
| 07.12.2022 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 08.12.2022 | 1 | 66 | 67 | 73 | 69 |
| 10.12.2022 | 3 | 435 | 436 | 475 | 449 |
| 11.12.2022 | 4 | 511 | 520 | 573 | 535 |
| 13.12.2022 | 6 | 581 | 600 | 670 | 617 |
| 14.12.2022 | 7 | 603 | 622 | 695 | 640 |
| 15.12.2022 | 8 | 618 | 637 | 710 | 655 |
| 17.12.2022 | 10 | 639 | 658 | 733 | 677 |
| 18.12.2022 | 11 | 645 | 664 | 741 | 684 |
| 20.12.2022 | 13 | 653 | 675 | 755 | 694 |
| 21.12.2022 | 14 | 658 | 680 | 760 | 699 |
| 22.12.2022 | 15 | 661 | 684 | 766 | 704 |
| 24.12.2022 | 17 | 667 | 690 | 772 | 710 |
| 25.12.2022 | 18 | 669 | 692 | 776 | 713 |
| 26.12.2022 | 19 | 671 | 695 | 779 | 715 |
| 28.12.2022 | 21 | 674 | 698 | 783 | 718 |
| 29.12.2022 | 22 | 675 | 700 | 785 | 720 |
| 31.12.2022 | 24 | 679 | 705 | 792 | 725 |
| 01.01.2023 | 25 | 679 | 705 | 793 | 726 |

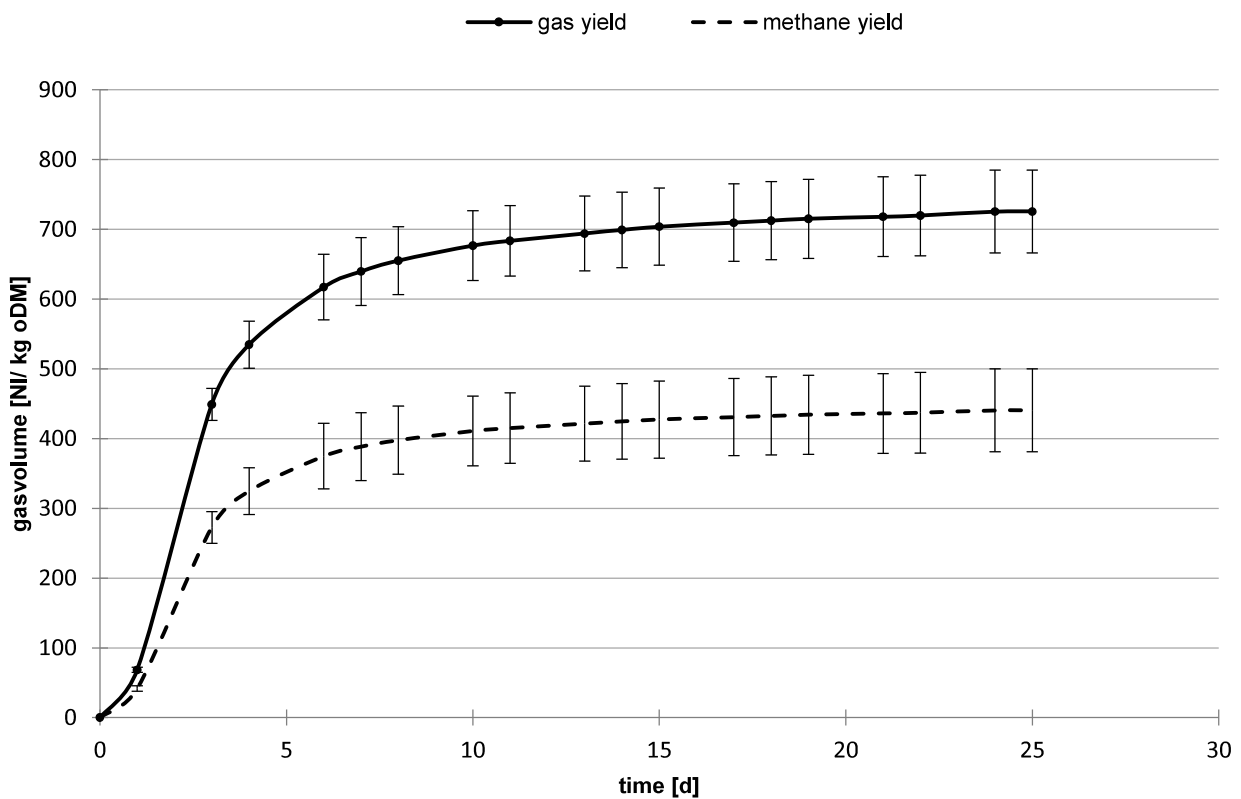
Resultater for avløps slam prøver er ikke fullverdige

gas concentration at current measuring point

| | Test period [d] | CH ₄ [Vol-%] | CO ₂ [Vol-%] | H ₂ [ppm] | H ₂ S [ppm] |
|---------|-----------------|-------------------------|-------------------------|----------------------|------------------------|
| Average | 25 | 60,7 | 39,3 | 27 | 84 |

Development of methane production (calculated)**Methane yield [NI / kg oDM] (calculated)**

| Date | Test period [d] | Assay 1 | Assay 2 | Assay 3 | Average |
|------------|-----------------|---------|---------|---------|---------|
| 07.12.2022 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 08.12.2022 | 1 | 40 | 40 | 44 | 42 |
| 10.12.2022 | 3 | 264 | 265 | 289 | 273 |
| 11.12.2022 | 4 | 310 | 316 | 348 | 325 |
| 13.12.2022 | 6 | 353 | 364 | 407 | 375 |
| 14.12.2022 | 7 | 366 | 377 | 422 | 388 |
| 15.12.2022 | 8 | 376 | 387 | 431 | 398 |
| 17.12.2022 | 10 | 388 | 399 | 445 | 411 |
| 18.12.2022 | 11 | 392 | 403 | 450 | 415 |
| 20.12.2022 | 13 | 396 | 410 | 458 | 421 |
| 21.12.2022 | 14 | 399 | 413 | 462 | 425 |
| 22.12.2022 | 15 | 401 | 415 | 465 | 427 |
| 24.12.2022 | 17 | 405 | 419 | 469 | 431 |
| 25.12.2022 | 18 | 406 | 420 | 471 | 433 |
| 26.12.2022 | 19 | 407 | 422 | 473 | 434 |
| 28.12.2022 | 21 | 409 | 424 | 475 | 436 |
| 29.12.2022 | 22 | 410 | 425 | 477 | 437 |
| 31.12.2022 | 24 | 412 | 428 | 481 | 440 |
| 01.01.2023 | 25 | 412 | 428 | 481 | 441 |



error bar = \pm standard deviation

Legend: CH₄= methane; CO₂= carbon dioxide; H₂S= hydrogen sulphide; H₂= hydrogen; Vol-%= volume per cent; ppm= parts per million

Information gas yield: Biogas yield is related to fresh weight (FW), dry matter (DM) and organic dry matter (oDM) and given in litre (norm litre= NI) at standard conditions: temperature: 273K, air pressure: 1013 hPa.

* DM- and oDM-values for silages are adjusted with a correction about flatile substances according to Weißbach (120. VDLUFA-Kongress (2008), Jena).

Information methane yield: The methane yield is calculated with the measured gas concentration at the end of the test period and the biogas yield over the course of the test period.

Test methods: fermentation test = according to VDI 4630; oDM= EN 12879:2000; pH= EN 12176:1998; DM= EN 12880:2000

Note: This report has been prepared electronically and is valid without signature. All comments and test results relate only to the sample as received.



Schaumann BioEnergy Consult GmbH
An der Mühlenau 4
26421 Pinneberg
Contact:
Phone: +49 (0) 4101 218 6000

ISF GmbH
Wiesenweg 32
23812 Wahlstedt

Contact:
Ms. Söhrmann
Phone: +49 4554 9993 323



Sample-ID:

Avløpslamprøve 4

Sample receipt: 22.11.2022

Sample type: Sewage sludge, Nov2022

Operator: RAA Biopark

Contact Person: Bruni

Date of results: 05.12.2022

Inhibiton test / 37°C

| Sample | Sewage sludge, Nov2022 |
|------------|------------------------|
| DM [g/kg] | 222 |
| oDM [g/kg] | 209 |

| Biogas yield | V ₀ [mL] | NI/kg DM | NI/kg oDM |
|-------------------|---------------------|----------|-----------|
| Sample | 599 | 258 | 274 |
| Standard | 657 | 353 | 363 |
| Standard + Sample | 1310 | | |

| Biogas yield | expected | reached |
|------------------|----------|---------|
| Standard + Probe | 1256 | 1310 |

An inhibitory effect of the tested sample is not expected.

An inhibition always depends on the concentration.

The sample was tested in a concentration of 28,2 g FW / kg Inoculum.

Explanation:

NI (standard litres, calculated for standard conditions of temperature (273K) and pressure (1013hPa)); FW (fresh weight); DM (dry matter); oDM (organic dry matter)

Annotation:

The results remain property of the ISF GmbH.  is allowed to pass the results to third parties.

This document was issued electronically and is therefore valid without signature.

Sample-ID: Avløpsslamprøve 4

Sample receipt: 22.11.2022

Sample type: Sewage sludge, Nov2022

Operator: RAA Biopark

Contact Person: Bruni

Date of results: 03.01.2023

batch fermentation test 37°C

Measurement of the biogas and methane formation potential (according to VDI 4630)

| Sample | sewage sludge, |
|-------------|----------------|
| DM [g/kg]* | 222 |
| oDM [g/kg]* | 209 |

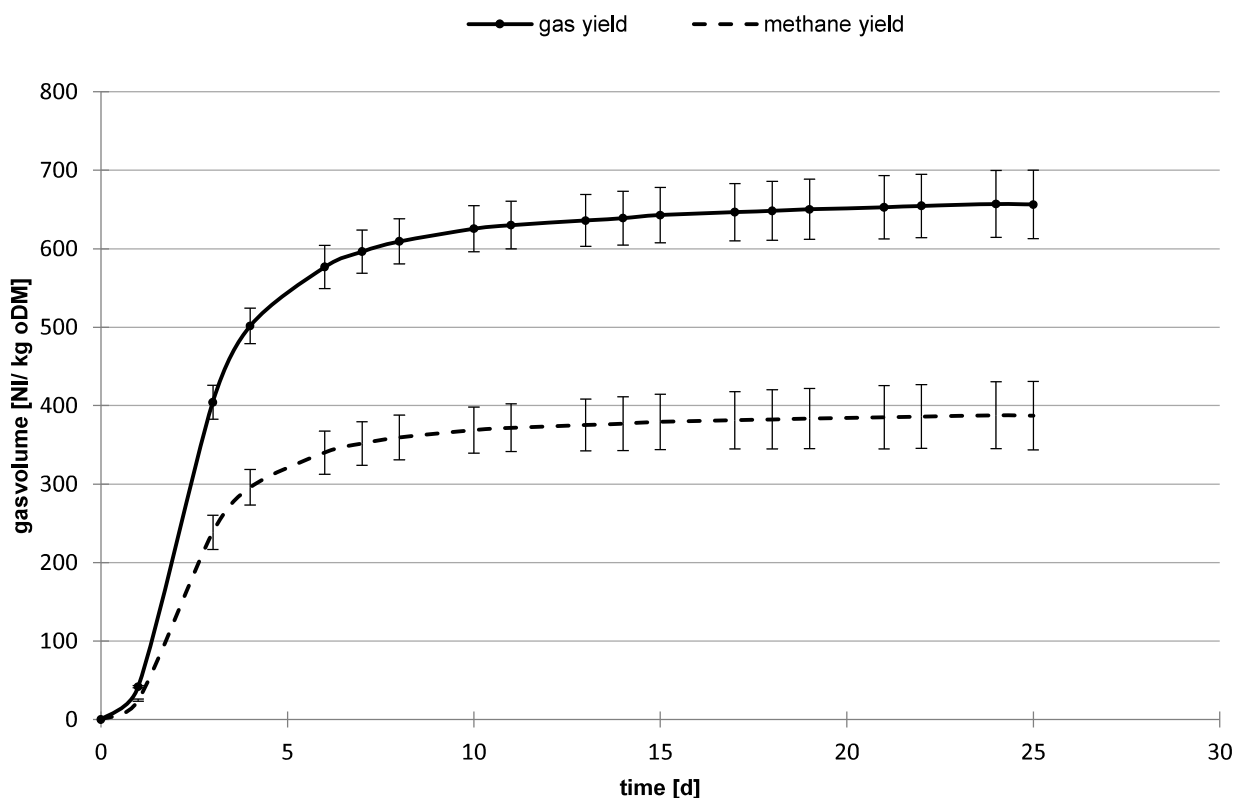
| pH-Value determination | Beginning | End |
|-------------------------|-----------|------|
| Seeding sludge | 7,93 | - |
| Seeding sludge + sample | 7,89 | 7,27 |

| | NI/kg FW | NI/kg DM | NI/kg oDM |
|-----------------------------------|----------|----------|-----------|
| Final gas yield of the sample | 138 | 619 | 656 |
| Final methane yield of the sample | 81 | 365 | 387 |

| Development of gas production | | Biogas yield [NI / kg oDM] | | | |
|-------------------------------|-----------------|----------------------------|---------|---------|---------|
| Date | Test period [d] | Assay 1 | Assay 2 | Assay 3 | Average |
| 07.12.2022 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 08.12.2022 | 1 | 43 | 40 | 42 | 42 |
| 10.12.2022 | 3 | 427 | 402 | 384 | 404 |
| 11.12.2022 | 4 | 522 | 506 | 477 | 502 |
| 13.12.2022 | 6 | 602 | 582 | 547 | 577 |
| 14.12.2022 | 7 | 621 | 601 | 567 | 596 |
| 15.12.2022 | 8 | 635 | 615 | 578 | 609 |
| 17.12.2022 | 10 | 652 | 631 | 594 | 626 |
| 18.12.2022 | 11 | 657 | 636 | 597 | 630 |
| 20.12.2022 | 13 | 666 | 643 | 600 | 636 |
| 21.12.2022 | 14 | 669 | 646 | 602 | 639 |
| 22.12.2022 | 15 | 674 | 651 | 605 | 643 |
| 24.12.2022 | 17 | 678 | 655 | 607 | 647 |
| 25.12.2022 | 18 | 681 | 657 | 607 | 648 |
| 26.12.2022 | 19 | 684 | 659 | 608 | 650 |
| 28.12.2022 | 21 | 688 | 662 | 609 | 653 |
| 29.12.2022 | 22 | 690 | 664 | 610 | 655 |
| 31.12.2022 | 24 | 694 | 666 | 611 | 657 |
| 01.01.2023 | 25 | 695 | 666 | 609 | 656 |

| gas concentration at current measuring point | | | | | |
|--|-----------------|-------------------------|-------------------------|----------------------|------------------------|
| | Test period [d] | CH ₄ [Vol-%] | CO ₂ [Vol-%] | H ₂ [ppm] | H ₂ S [ppm] |
| Average | 25 | 59,0 | 41,0 | 32 | 97 |

| Development of methane production (calculated) | | Methane yield [NI / kg oDM] (calculated) | | | |
|--|-----------------|--|---------|---------|---------|
| Date | Test period [d] | Assay 1 | Assay 2 | Assay 3 | Average |
| 07.12.2022 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 08.12.2022 | 1 | 25 | 24 | 25 | 25 |
| 10.12.2022 | 3 | 252 | 237 | 226 | 239 |
| 11.12.2022 | 4 | 308 | 299 | 281 | 296 |
| 13.12.2022 | 6 | 355 | 343 | 323 | 340 |
| 14.12.2022 | 7 | 366 | 355 | 334 | 352 |
| 15.12.2022 | 8 | 375 | 363 | 341 | 360 |
| 17.12.2022 | 10 | 385 | 372 | 350 | 369 |
| 18.12.2022 | 11 | 388 | 375 | 353 | 372 |
| 20.12.2022 | 13 | 393 | 379 | 354 | 375 |
| 21.12.2022 | 14 | 395 | 381 | 355 | 377 |
| 22.12.2022 | 15 | 398 | 384 | 357 | 379 |
| 24.12.2022 | 17 | 400 | 386 | 358 | 382 |
| 25.12.2022 | 18 | 402 | 388 | 358 | 383 |
| 26.12.2022 | 19 | 403 | 389 | 359 | 384 |
| 28.12.2022 | 21 | 406 | 390 | 359 | 385 |
| 29.12.2022 | 22 | 407 | 392 | 360 | 386 |
| 31.12.2022 | 24 | 410 | 393 | 360 | 388 |
| 01.01.2023 | 25 | 410 | 393 | 359 | 387 |



error bar = \pm standard deviation

Legend:

CH₄= methane; CO₂= carbon dioxide; H₂S= hydrogen sulphide; H₂= hydrogen; Vol-%= volume per cent; ppm= parts per million

Information gas yield:

Biogas yield is related to fresh weight (FW), dry matter (DM) and organic dry matter (oDM) and given in litre (norm litre= NI) at standard conditions: temperature: 273K, air pressure: 1013 hPa.

* DM- and oDM-values for silages are adjusted with a correction about flatile substances according to Weißbach (120. VDLUFA-Kongress (2008), Jena).

Information methane yield:

The methane yield is calculated with the measured gas concentration at the end of the test period and the biogas yield over the course of the test period.

Test methods:

fermentation test = according to VDI 4630; oDM= EN 12879:2000; pH= EN 12176:1998; DM= EN 12880:2000

Note:

This report has been prepared electronically and is valid without signature. All comments and test results relate only to the sample as received.

Sample-ID: Avløpsslamprøve 5

Sample receipt: 22.11.2022

Sample type: Sewage sludge, Nov2022

Operator: RAA Biopark

Contact Person: Bruni

Date of results: 05.12.2022

Inhibiton test / 37°C

| Sample | Sewage sludge, |
|------------|----------------|
| DM [g/kg] | 107 |
| oDM [g/kg] | 97 |

| Biogas yield | V ₀ [mL] | NI/kg DM | NI/kg oDM |
|-------------------|---------------------|----------|-----------|
| Sample | 741 | 324 | 355 |
| Standard | 598 | 321 | 330 |
| Standard + Sample | 1263 | | |

| Biogas yield | expected | reached |
|------------------|----------|---------|
| Standard + Probe | 1339 | 1263 |

An inhibitory effect of the tested sample is not expected.

An inhibition always depends on the concentration.

The sample was tested in a concentration of 60,3 g FW / kg Inoculum.

Explanation:

NI (standard litres, calculated for standard conditions of temperature (273K) and pressure (1013hPa)); FW (fresh weight); DM (dry matter); oDM (organic dry matter)

Annotation:

The results remain property of the ISF GmbH.  is allowed to pass the results to third parties.

This document was issued electronically and is therefore valid without signature.

Sample-ID: Avløpsslamprøve 5

Sample receipt: 22.11.2022

Sample type: Sewage sludge, Nov2022

Operator: RAA Biopark

Contact Person: Bruni

Date of results: 03.01.2023

batch fermentation test 37°C

Measurement of the biogas and methane formation potential (according to VDI 4630)

| Sample | sewage sludge, |
|-------------|----------------|
| DM [g/kg]* | 107 |
| oDM [g/kg]* | 97 |

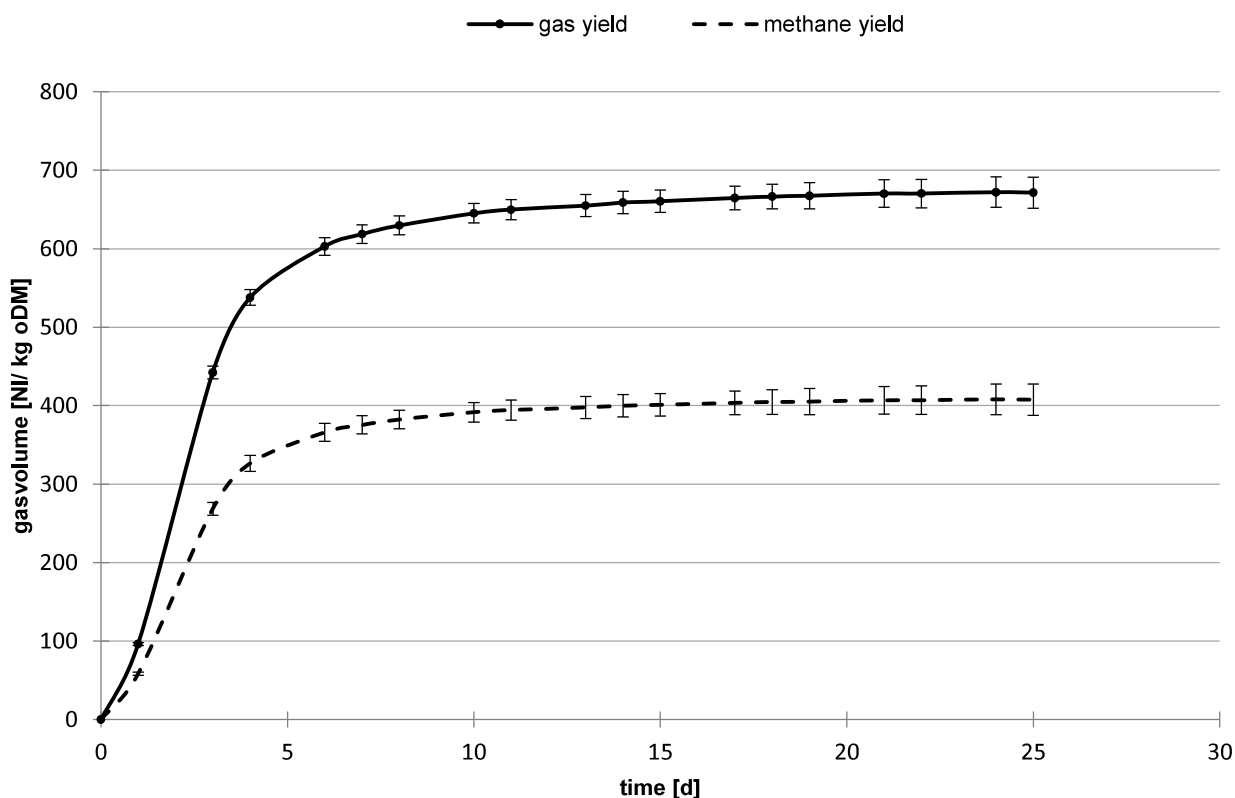
| pH-Value determination | Beginning | End |
|-------------------------|-----------|------|
| Seeding sludge | 7,93 | - |
| Seeding sludge + sample | 7,80 | 7,63 |

| | NI/kg FW | NI/kg DM | NI/kg oDM |
|-----------------------------------|----------|----------|-----------|
| Final gas yield of the sample | 65 | 612 | 672 |
| Final methane yield of the sample | 40 | 371 | 408 |

| Development of gas production | | Biogas yield [NI / kg oDM] | | | |
|-------------------------------|-----------------|----------------------------|---------|---------|---------|
| Date | Test period [d] | Assay 1 | Assay 2 | Assay 3 | Average |
| 07.12.2022 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 08.12.2022 | 1 | 98 | 95 | 96 | 96 |
| 10.12.2022 | 3 | 452 | 436 | 439 | 442 |
| 11.12.2022 | 4 | 549 | 535 | 530 | 538 |
| 13.12.2022 | 6 | 616 | 600 | 593 | 603 |
| 14.12.2022 | 7 | 632 | 616 | 609 | 619 |
| 15.12.2022 | 8 | 643 | 627 | 620 | 630 |
| 17.12.2022 | 10 | 659 | 642 | 634 | 645 |
| 18.12.2022 | 11 | 664 | 648 | 638 | 650 |
| 20.12.2022 | 13 | 669 | 655 | 641 | 655 |
| 21.12.2022 | 14 | 673 | 659 | 644 | 659 |
| 22.12.2022 | 15 | 675 | 661 | 646 | 661 |
| 24.12.2022 | 17 | 679 | 667 | 649 | 665 |
| 25.12.2022 | 18 | 681 | 669 | 650 | 667 |
| 26.12.2022 | 19 | 682 | 672 | 649 | 668 |
| 28.12.2022 | 21 | 685 | 675 | 651 | 670 |
| 29.12.2022 | 22 | 685 | 676 | 650 | 670 |
| 31.12.2022 | 24 | 687 | 680 | 650 | 672 |
| 01.01.2023 | 25 | 686 | 680 | 649 | 672 |

| gas concentration at current measuring point | | | | | |
|--|-----------------|-------------------------|-------------------------|----------------------|------------------------|
| | Test period [d] | CH ₄ [Vol-%] | CO ₂ [Vol-%] | H ₂ [ppm] | H ₂ S [ppm] |
| Average | 25 | 60,7 | 39,3 | 45 | 145 |

| Development of methane production (calculated) | | Methane yield [NI / kg oDM] (calculated) | | | |
|--|-----------------|--|---------|---------|---------|
| Date | Test period [d] | Assay 1 | Assay 2 | Assay 3 | Average |
| 07.12.2022 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 08.12.2022 | 1 | 60 | 57 | 58 | 58 |
| 10.12.2022 | 3 | 274 | 265 | 267 | 269 |
| 11.12.2022 | 4 | 333 | 325 | 322 | 327 |
| 13.12.2022 | 6 | 374 | 364 | 360 | 366 |
| 14.12.2022 | 7 | 384 | 374 | 370 | 376 |
| 15.12.2022 | 8 | 390 | 381 | 376 | 382 |
| 17.12.2022 | 10 | 400 | 390 | 385 | 392 |
| 18.12.2022 | 11 | 403 | 393 | 387 | 395 |
| 20.12.2022 | 13 | 406 | 398 | 389 | 398 |
| 21.12.2022 | 14 | 409 | 400 | 391 | 400 |
| 22.12.2022 | 15 | 410 | 401 | 392 | 401 |
| 24.12.2022 | 17 | 412 | 405 | 394 | 404 |
| 25.12.2022 | 18 | 413 | 406 | 394 | 405 |
| 26.12.2022 | 19 | 414 | 408 | 394 | 405 |
| 28.12.2022 | 21 | 416 | 410 | 395 | 407 |
| 29.12.2022 | 22 | 416 | 411 | 395 | 407 |
| 31.12.2022 | 24 | 417 | 413 | 395 | 408 |
| 01.01.2023 | 25 | 417 | 413 | 394 | 408 |



error bar = \pm standard deviation

Legend: CH₄= methane; CO₂= carbon dioxide; H₂S= hydrogen sulphide; H₂= hydrogen; Vol-%= volume per cent; ppm= parts per million

Information gas yield: Biogas yield is related to fresh weight (FW), dry matter (DM) and organic dry matter (oDM) and given in litre (norm litre= NI) at standard conditions: temperature: 273K, air pressure: 1013 hPa.

* DM- and oDM-values for silages are adjusted with a correction about flatile substances according to Weißbach (120. VDLUFA-Kongress (2008), Jena).

Information methane yield: The methane yield is calculated with the measured gas concentration at the end of the test period and the biogas yield over the course of the test period.

Test methods: fermentation test = according to VDI 4630; oDM= EN 12879:2000; pH= EN 12176:1998; DM= EN 12880:2000

Note: This report has been prepared electronically and is valid without signature. All comments and test results relate only to the sample as received.



Schaumann BioEnergy Consult GmbH
 An der Mühlenau 4
 25421 Pinneberg
 Contact:
 Phone: +49 (0) 4101 218 6000

ISF GmbH
 Wiesenweg 32
 23812 Wahlstedt
 Contact:
 Phone: +49 4554 9993 000



Fiskeslamprøve 2

Sample-ID:

Sample receipt: 27.03.2023

Sample type: - fish sludge

Operator: RAA Biopark

Contact Person: Bruni

Date of results: 05.04.2023

Inhibiton test / 37°C

| Sample | fish sludge (23-13) |
|------------|---------------------|
| DM [g/kg] | 50 |
| oDM [g/kg] | 49 |

| Biogas yield | V ₀ [mL] | NI/kg DM | NI/kg oDM |
|-------------------|---------------------|----------|-----------|
| Sample | 243 | 95 | 98 |
| Standard | 478 | 257 | 264 |
| Standard + Sample | 526 | | |

| Biogas yield | expected | reached |
|------------------|----------|---------|
| Standard + Probe | 722 | 526 |

An inhibitory effect of the tested sample is expected.

An inhibition always depends on the concentration.

The sample was tested in a concentration of 127,9 g FW / kg Inoculum.

Explanation:

NI (standard litres, calculated for standard conditions of temperature (273K) and pressure (1013hPa)); FW (fresh weight); DM (dry matter); oDM (organic dry matter)

Annotation:

The results remain property of the ISF GmbH.  is allowed to pass the results to third parties.

This document was issued electronically and is therefore valid without signature.



Schaumann BioEnergy Consult GmbH
An der Mühlenau 4
25421 Pinneberg
Contact:
Phone: +49 (0) 4101 218 6000

ISF GmbH
Wiesenweg 32
23812 Wahlstedt

Contact:
Phone: +49 4554 9993 300



Sample-ID: -
Sample receipt: 27.03.2023 Fiskeslamprøve 2
Sample type: . - fish sludge
Operator: RAA Biopark
Contact Person: Bruni
Date of results: 02.05.2023

batch fermentation test 37°C

Measurement of the biogas and methane formation potential (according to VDI 4630)

| | |
|-------------|---------------|
| Sample | - fish sludge |
| DM [g/kg]* | 50 |
| oDM [g/kg]* | 49 |

| pH-Value determination | Beginning | End |
|-------------------------|-----------|------|
| Seeding sludge | 7,91 | - |
| Seeding sludge + sample | 7,65 | 7,61 |

| | NI/kg FW | NI/kg DM | NI/kg oDM |
|-----------------------------------|----------|----------|-----------|
| Final gas yield of the sample | 13 | 263 | 271 |
| Final methane yield of the sample | 9 | 176 | 182 |

Development of gas production**Biogas yield [NI / kg oDM]**

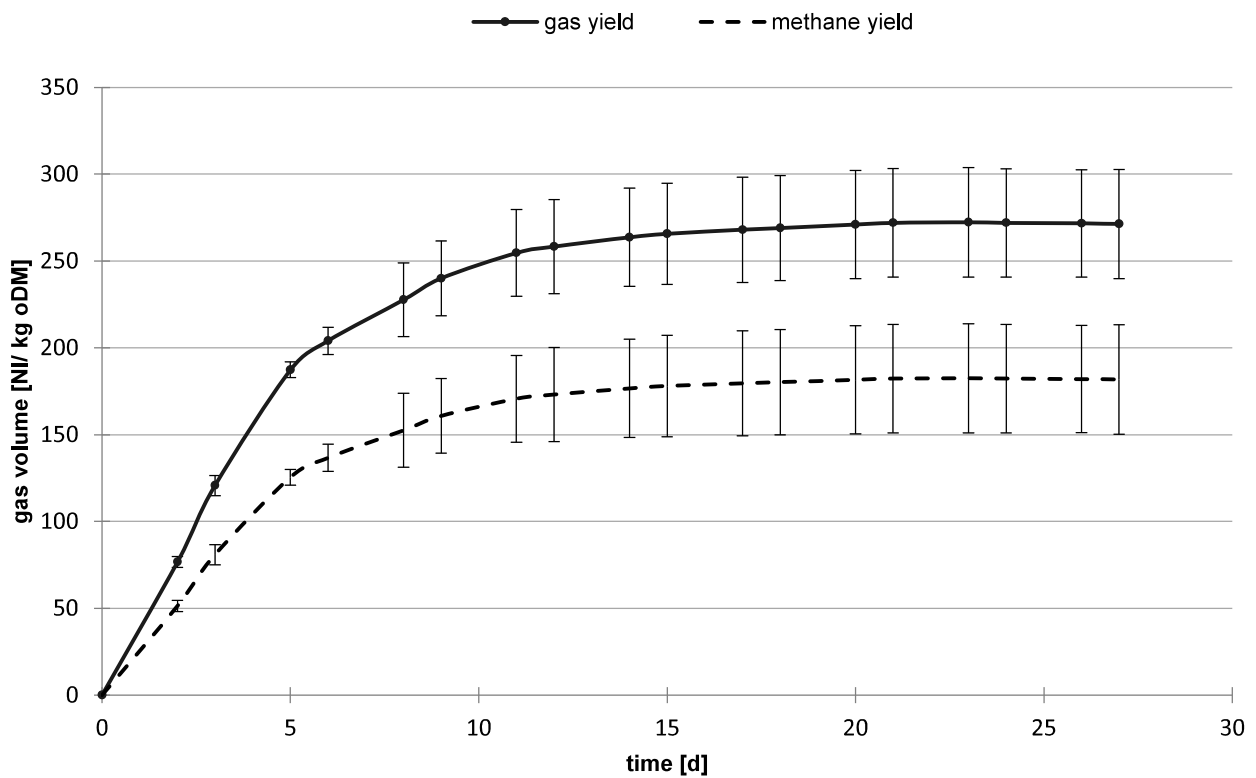
| Date | Test period [d] | Assay 1 | Assay 2 | Assay 3 | Average |
|------------|-----------------|---------|---------|---------|---------|
| 04.04.2023 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 06.04.2023 | 2 | 79 | 73 | 78 | 77 |
| 07.04.2023 | 3 | 124 | 114 | 124 | 121 |
| 09.04.2023 | 5 | 187 | 183 | 192 | 187 |
| 10.04.2023 | 6 | 200 | 199 | 213 | 204 |
| 12.04.2023 | 8 | 218 | 213 | 252 | 228 |
| 13.04.2023 | 9 | 239 | 219 | 262 | 240 |
| 15.04.2023 | 11 | 266 | 226 | 272 | 255 |
| 16.04.2023 | 12 | 273 | 227 | 275 | 258 |
| 18.04.2023 | 14 | 280 | 231 | 280 | 264 |
| 19.04.2023 | 15 | 283 | 232 | 282 | 266 |
| 21.04.2023 | 17 | 286 | 233 | 285 | 268 |
| 22.04.2023 | 18 | 287 | 234 | 286 | 269 |
| 24.04.2023 | 20 | 290 | 235 | 288 | 271 |
| 25.04.2023 | 21 | 291 | 236 | 289 | 272 |
| 27.04.2023 | 23 | 291 | 236 | 290 | 272 |
| 28.04.2023 | 24 | 290 | 236 | 290 | 272 |
| 30.04.2023 | 26 | 290 | 236 | 289 | 272 |
| 01.05.2023 | 27 | 290 | 235 | 289 | 271 |

gas concentration at current measuring point

| | Test period [d] | CH ₄ [Vol-%] | CO ₂ [Vol-%] | H ₂ [ppm] | H ₂ S [ppm] |
|---------|-----------------|-------------------------|-------------------------|----------------------|------------------------|
| Average | 27 | 67,0 | 33,0 | 25 | 654 |

**Development of methane production
(calculated)****Methane yield [NI / kg oDM] (calculated)**

| Date | Test period [d] | Assay 1 | Assay 2 | Assay 3 | Average |
|------------|-----------------|---------|---------|---------|---------|
| 04.04.2023 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 06.04.2023 | 2 | 53 | 49 | 52 | 51 |
| 07.04.2023 | 3 | 83 | 76 | 83 | 81 |
| 09.04.2023 | 5 | 125 | 123 | 129 | 126 |
| 10.04.2023 | 6 | 134 | 133 | 143 | 137 |
| 12.04.2023 | 8 | 146 | 143 | 169 | 153 |
| 13.04.2023 | 9 | 160 | 147 | 176 | 161 |
| 15.04.2023 | 11 | 178 | 151 | 182 | 171 |
| 16.04.2023 | 12 | 183 | 152 | 184 | 173 |
| 18.04.2023 | 14 | 188 | 155 | 188 | 177 |
| 19.04.2023 | 15 | 190 | 155 | 189 | 178 |
| 21.04.2023 | 17 | 192 | 156 | 191 | 180 |
| 22.04.2023 | 18 | 192 | 157 | 192 | 180 |
| 24.04.2023 | 20 | 194 | 157 | 193 | 182 |
| 25.04.2023 | 21 | 195 | 158 | 194 | 182 |
| 27.04.2023 | 23 | 195 | 158 | 194 | 182 |
| 28.04.2023 | 24 | 194 | 158 | 194 | 182 |
| 30.04.2023 | 26 | 194 | 158 | 194 | 182 |
| 01.05.2023 | 27 | 194 | 157 | 194 | 182 |



error bar = \pm standard deviation

Legend:

CH₄= methane; CO₂= carbon dioxide; H₂S= hydrogen sulphide; H₂= hydrogen; Vol-%= volume per cent; ppm= parts per million

Information gas yield:

Biogas yield is related to fresh weight (FW), dry matter (DM) and organic dry matter (oDM) and given in litre (norm litre= NI) at standard conditions: temperature: 273K, air pressure: 1013 hPa.

Information methane yield:

The methane yield is calculated with the measured gas concentration at the end of the test period and the biogas yield over the course of the test period.

Test methods:

fermentation test = according to VDI 4630; oDM= EN 12879:2000; pH= EN 12176:1998; DM= EN 12880:2000

Note:

This report has been prepared electronically and is valid without signature. All comments and test results relate only to the sample as received.

RAA Biopark

Wahlstedt 17.01.2023

Analytical Results

final report

Company/operator: RAA Biopark
Sent from: 0 / 0 / Bruni

Sample received: 22.11.2022
Code: SBEC

| ID entry: | | | | Unit | Details of sample |
|--|---------------|-------------|----------------------|------------|--------------------------------|
| Sample material: | Food waste, . | | Fish sludge, Nov2022 | | |
| Retrieval location/comments Sampling Date | | | Fiskeslamprøve 1 | | |
| Silage agent | | | | | |
| dry matter corrected | 20,19 | 47,25 | 10,42 | % | Nutritional values/ingredients |
| crude ash | 5,94 | 39,65 | 18,02 | % in DM | |
| crude protein | 18,43 | 21,27 | 30,88 | % in DM | |
| crude fibre | 9,92 | 16,38 | 10,85 | % in DM | |
| starch | 19,48 | <0,5 | 7,35 | % in DM | |
| sugar | 8,54 | <0,5 | 3,09 | % in DM | |
| crude fat | 25,06 | 22,90 | 12,74 | % in DM | |
| NDF, org. | 21,60 | 21,68 | 24,31 | % in DM | |
| ADF, org. | 12,38 | 14,95 | 14,60 | % in DM | |
| ELOS | | | | % in DM | |
| EULOS | | | | % in DM | |
| gas production | | | | ml/200g | |
| lactic acid | 3,39 | 0,13 | 2,29 | % in DM | Fermentation parameters |
| acetic acid | 0,79 | 0,12 | 0,48 | % in DM | |
| propionic acid | <0,02 | <0,02 | <0,02 | % in DM | |
| 1,2-propandiol | <0,02 | <0,02 | <0,02 | % in DM | |
| ethanol | 0,87 | <0,02 | <0,02 | % in DM | |
| butyric acid | <0,02 | <0,02 | <0,02 | % in DM | |
| pH-value | 4,29 | 8,13 | 5,07 | 10% in H2O | |
| NH3-N (VDLFA III 4.8.1) | <0,02 | 0,05 | 0,03 | % in FM | |
| NH3-N of total-N | | 3,17 | 6,21 | % | |
| ME (GFE 2008) | | | | MJ/kg DM | Calculated values |
| GE (GFE 2008) | | | | MJ/kg DM | |
| NEL (GFE 2008) | | | | MJ/kg DM | |
| nXP | | | | g/kg DM | |
| RNB | | | | g N/kg DM | |
| NFC | | | | g/kg DM | |
| yeasts | | | | cfu/g FM | Miscellaneous and other |
| mould | | | | cfu/g FM | |
| clostridia | | | | cfu/g FM | |
| chloride | 0,84 | 0,98 | 0,55 | % in DM | |
| minerals & trace metals | second page | second page | second page | | |
| electrical conductivity | 7,86 | >8,00 | 4,97 | mS/cm | |
| ADL | 4,00 | 8,76 | 3,87 | % in DM | |
| total nitrogen | 2,95 | 3,40 | 4,94 | % in DM | |

* n.m. = not measurable

Dipl.-Ing. Dietmar Ramhold

(Certificat was created automatically and is valid without signature)

RAA Biopark

Wahlstedt 17.01.2023

Analytical Results second page

Company/operator: RAA Biopark

Sample received: 22.11.2022

Sent from: 0 / 0 / Bruni

Code: SBEC

| ID entry: | | | | Unit | Details of sample |
|--|----------------------|--|--|------|-------------------|
| Sample material: | Fish sludge, Nov2022 | | | | |
| Retrieval location/comments Sampling Date | Fiskeslamprøve 1 | | | | |
| Silage agent | | | | | |

minerals:

| | | | | | minerals |
|----|------|------|------|---------|----------|
| P | 0,36 | 0,80 | 0,44 | % in DM | |
| K | 0,63 | 0,10 | 0,19 | % in DM | |
| Mg | 0,08 | 0,54 | 0,52 | % in DM | |
| Na | 0,70 | 0,79 | 0,57 | % in DM | |
| Ca | 1,18 | 5,52 | 5,51 | % in DM | |
| S | 0,21 | 1,13 | 0,42 | % in DM | |

trace metals:

| | | | | | trace metals |
|-----|-------|--------|-------|----------|--------------|
| Cu | 4,01 | 79.279 | 374,6 | mg/kg DM | |
| Ni | 0,92 | 10,0 | 3,63 | mg/kg DM | |
| Zn | 32,9 | 303 | 364 | mg/kg DM | |
| Fe | 337 | 33.942 | 1.616 | mg/kg DM | |
| Bor | 13,52 | 42,7 | 27,1 | mg/kg DM | |
| Co | 0,09 | 2,41 | 1,03 | mg/kg DM | |
| Mn | 22,3 | 44,4 | 35,4 | mg/kg DM | |
| Mo | 0,51 | 3,88 | 2,00 | mg/kg DM | |
| Se | 0,10 | 1,32 | 0,93 | mg/kg DM | |
| Al | 230 | 12.550 | 897 | mg/kg DM | |
| W | 0,19 | 1,36 | 0,23 | mg/kg DM | |

heavy metals:

| | | | | | heavy metals |
|----|-------|-------|-------|----------|--------------|
| As | 0,62 | 13,3 | 1,28 | mg/kg DM | |
| Cd | 0,06 | 1,67 | 0,25 | mg/kg DM | |
| Tl | <0,02 | <0,02 | 0,05 | mg/kg DM | |
| Pb | 1,98 | 173 | 3,12 | mg/kg DM | |
| V | 0,30 | 21,3 | 2,36 | mg/kg DM | |
| Sn | 0,34 | 10,0 | 0,14 | mg/kg DM | |
| Cr | 1,22 | 12,2 | 3,69 | mg/kg DM | |
| Pd | <0,06 | <0,06 | <0,06 | mg/kg DM | |
| Sb | 0,10 | 1,70 | 0,35 | mg/kg DM | |
| Hg | <0,8 | <0,8 | <0,8 | mg/kg DM | |

RAA Biopark

Merk: For resultater for avløpslamprøve 1, se vedlegg 2.

Wahlstedt 17.01.2023

Analytical Results

final report

Company/operator: RAA Biopark
Sent from: 0 / 0 / Bruni

Sample received: 22.11.2022
Code: SBEC

| ID entry: | | | | Unit | Details of sample |
|--|--------------------------|---------------------------|---------------------------|------------|--------------------------------|
| Sample material: | Sewage sludge Nov2022 | Sewage sludge, Nov2022 | Sewage sludge, Nov2022 | | |
| Retrieval location/comments Sampling Date | Avløpslamprøve 2 | Avløpslamprøve 3 | Avløpslamprøve 4 | | |
| Silage agent | | | | | |
| dry matter corrected | 9,98 | 19,29 | 22,34 | % | Nutritional values/ingredients |
| crude ash | 13,00 | 5,01 | 5,69 | % in DM | |
| crude protein | 14,78 | 9,28 | 7,52 | % in DM | |
| crude fibre | 45,58 | 57,76 | 61,24 | % in DM | |
| starch | 1,36 | 1,33 | 1,14 | % in DM | |
| sugar | 0,50 | <0,5 | <0,5 | % in DM | |
| crude fat | 9,42 | 9,41 | 7,69 | % in DM | |
| NDF, org. | 63,70 | 75,71 | 81,65 | % in DM | |
| ADF, org. | 58,67 | 65,53 | 69,96 | % in DM | |
| ELOS | | | | % in DM | |
| EULOS | | | | % in DM | |
| gas production | | | | ml/200g | |
| lactic acid | 0,39 | 0,69 | 0,38 | % in DM | Fermentation parameters |
| acetic acid | 0,27 | 0,47 | 0,48 | % in DM | |
| propionic acid | <0,02 | <0,02 | <0,02 | % in DM | |
| 1,2-propandiol | <0,02 | <0,02 | <0,02 | % in DM | |
| ethanol | <0,02 | <0,02 | <0,02 | % in DM | |
| butyric acid | <0,02 | <0,02 | <0,02 | % in DM | |
| pH-value | 5,39 | 5,41 | 5,43 | 10% in H2O | |
| NH3-N (VDLFA III 4.8.1) | <0,02 | <0,02 | <0,02 | % in FM | Calculated values |
| NH3-N of total-N | | | | % | |
| ME (GFE 2008) | | | | MJ/kg DM | |
| GE (GFE 2008) | | | | MJ/kg DM | |
| NEL (GFE 2008) | | | | MJ/kg DM | |
| nXP | | | | g/kg DM | |
| RNB | | | | g N/kg DM | |
| NFC | | | | g/kg DM | |
| yeasts | | | | cfu/g FM | Miscellaneous and other |
| mould | | | | cfu/g FM | |
| clostridia | | | | cfu/g FM | |
| chloride | 0,08 | 0,15 | 0,26 | % in DM | |
| minerals & trace metals | second page | second page | second page | | |
| electrical conductivity | 2,14 | 5,04 | 6,30 | mS/cm | |
| ADL | 7,39 | 7,29 | 5,29 | % in DM | |
| total nitrogen | 2,37 | 1,48 | 1,20 | % in DM | |

* n.m. = not measurable

Dipl.-Ing. Dietmar Ramhold

(Certificat was created automatically and is valid without signature)

RAA Biopark

Wahlstedt 17.01.2023

Analytical Results second page

Company/operator: RAA Biopark

Sample received: 22.11.2022

Sent from: 0 / 0 / Bruni

Code: SBEC

| ID entry: | | | | Unit | Details of sample |
|-----------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|------|-------------------|
| Sample material: | Sewage sludge | Sewage sludge, | Sewage sludge | | |
| Retrieval location/comments | Nov2022 | -Nov2022 | Nov2022 | | |
| Sampling Date | Avløps slamprøve 2 | Avløps slamprøve 3 | Avløps slamprøve 4 | | |
| Silage agent | | | | | |

minerals:

| | | | | | minerals |
|----|------|------|------|---------|----------|
| P | 0,47 | 0,25 | 0,28 | % in DM | |
| K | 0,23 | 0,19 | 0,07 | % in DM | |
| Mg | 0,38 | 0,56 | 0,20 | % in DM | |
| Na | 0,03 | 0,57 | 0,17 | % in DM | |
| Ca | 0,90 | 0,53 | 0,59 | % in DM | |
| S | 0,20 | 0,42 | 0,14 | % in DM | |

trace metals:

| | | | | | trace metals |
|-----|-------|-------|-------|----------|--------------|
| Cu | 50,3 | 35,7 | 41,7 | mg/kg DM | |
| Ni | 17,1 | 4,74 | 5,10 | mg/kg DM | |
| Zn | 141 | 537 | 106 | mg/kg DM | |
| Fe | 7.660 | 1.743 | 2.603 | mg/kg DM | |
| Bor | 2,76 | 43,0 | 17,6 | mg/kg DM | |
| Co | 5,06 | 0,90 | 1,29 | mg/kg DM | |
| Mn | 101 | 138 | 43,6 | mg/kg DM | |
| Mo | 1,34 | 2,56 | 0,99 | mg/kg DM | |
| Se | 0,60 | 1,50 | 0,49 | mg/kg DM | |
| Al | 5.087 | 929 | 1.566 | mg/kg DM | |
| W | 0,88 | 0,06 | 0,84 | mg/kg DM | |

heavy metals:

| | | | | | heavy metals |
|----|-------|-------|-------|----------|--------------|
| As | 1,18 | 2,0 | 0,47 | mg/kg DM | |
| Cd | 0,15 | 0,35 | 0,08 | mg/kg DM | |
| Tl | <0,02 | 0,04 | <0,02 | mg/kg DM | |
| Pb | 2,99 | 2 | 4,98 | mg/kg DM | |
| V | 12,2 | 2,6 | 3,87 | mg/kg DM | |
| Sn | 0,53 | 0,6 | 0,48 | mg/kg DM | |
| Cr | 19,7 | 3,2 | 5,76 | mg/kg DM | |
| Pd | <0,06 | <0,06 | <0,06 | mg/kg DM | |
| Sb | 0,26 | 0,20 | 0,31 | mg/kg DM | |
| Hg | <0,8 | <0,8 | <0,8 | mg/kg DM | |

RAA Biopark

Wahlstedt 17.01.2023

Analytical Results

final report

Company/operator: RAA Biopark
Sent from: 0 / 0 / Bruni

Sample received: 22.11.2022
Code: SBEC

| ID entry: | | | | Unit | Details of sample |
|-----------------------------|--------------------|-------------|-------------|------------|--------------------------------|
| Sample material: | Sewage sludge | | | | |
| Retrieval location/comments | Nov2022 | | | | |
| Sampling Date | Avløps slamprøve 5 | | | | |
| Silage agent | | | | | |
| dry matter corrected | 10,71 | 7,52 | 13,38 | % | Nutritional values/ingredients |
| crude ash | 8,90 | 16,24 | 7,71 | % in DM | |
| crude protein | 11,95 | 17,41 | 4,83 | % in DM | |
| crude fibre | 46,32 | 29,42 | 5,65 | % in DM | |
| starch | 1,25 | 1,35 | <0,5 | % in DM | |
| sugar | <0,5 | <0,5 | <0,5 | % in DM | |
| crude fat | 12,75 | 22,32 | 73,69 | % in DM | |
| NDF, org. | 68,37 | 43,39 | 10,82 | % in DM | |
| ADF, org. | 52,40 | 32,79 | 8,66 | % in DM | |
| ELOS | | | | % in DM | |
| EULOS | | | | % in DM | |
| gas production | | | | ml/200g | |
| lactic acid | 0,57 | 0,40 | 0,15 | % in DM | |
| acetic acid | 0,30 | 0,46 | <0,02 | % in DM | |
| propionic acid | <0,02 | <0,02 | <0,02 | % in DM | |
| 1,2-propanediol | <0,02 | <0,02 | <0,02 | % in DM | |
| ethanol | <0,02 | 0,34 | <0,02 | % in DM | |
| butyric acid | <0,02 | <0,02 | <0,02 | % in DM | |
| pH-value | 5,04 | 4,74 | 5,85 | 10% in H2O | |
| NH3-N (VDLFA III 4.8.1) | <0,02 | <0,02 | <0,02 | % in FM | |
| NH3-N of total-N | | | | % | |
| ME (GFE 2008) | | | | MJ/kg DM | Calculated values |
| GE (GFE 2008) | | | | MJ/kg DM | |
| NEL (GFE 2008) | | | | MJ/kg DM | |
| nXP | | | | g/kg DM | |
| RNB | | | | g N/kg DM | |
| NFC | | | | g/kg DM | |
| yeasts | | | | cfu/g FM | Miscellaneous and other |
| mould | | | | cfu/g FM | |
| clostridia | | | | cfu/g FM | |
| chloride | 0,84 | 0,04 | 0,19 | % in DM | |
| minerals & trace metals | second page | second page | second page | | |
| electrical conductivity | 5,50 | 0,84 | 2,30 | mS/cm | |
| ADL | 5,39 | 8,01 | 3,87 | % in DM | |
| total nitrogen | 1,91 | 2,79 | 0,77 | % in DM | |

* n.m. = not measurable

Dipl.-Ing. Dietmar Ramhold

(Certificat was created automatically and is valid without signature)

RAA Biopark

Wahlstedt 17.01.2023

Analytical Results second page

Company/operator: RAA Biopark
Sent from: 0 / 0 / Bruni

Sample received: 22.11.2022
Code: SBEC

| ID entry: | | | | Unit | Details of sample |
|-----------------------------|--------------------|--|--|------|-------------------|
| Sample material: | Sewage sludge, | | | | |
| Retrieval location/comments | Nov2022 | | | | |
| Sampling Date | Avløps slamprøve 5 | | | | |
| Silage agent | | | | | |

minerals:

| | | | | | |
|----|------|------|------|---------|----------|
| P | 0,39 | 0,50 | 0,10 | % in DM | minerals |
| K | 0,15 | 0,26 | 0,05 | % in DM | |
| Mg | 0,33 | 0,27 | 0,08 | % in DM | |
| Na | 0,46 | 0,03 | 0,20 | % in DM | |
| Ca | 0,65 | 0,31 | 0,66 | % in DM | |
| S | 0,25 | 0,32 | 0,41 | % in DM | |

trace metals:

| | | | | | |
|-----|-------|-------|-------|----------|--------------|
| Cu | 42,3 | 90 | 146 | mg/kg DM | trace metals |
| Ni | 13,0 | 14,3 | 141 | mg/kg DM | |
| Zn | 118,2 | 407 | 116 | mg/kg DM | |
| Fe | 4.088 | 7.307 | 2.535 | mg/kg DM | |
| Bor | 6,96 | 2,01 | 2,18 | mg/kg DM | |
| Co | 3,20 | 3,79 | 2,90 | mg/kg DM | |
| Mn | 64,3 | 90,7 | 17,4 | mg/kg DM | |
| Mo | 1,89 | 2,40 | 25,1 | mg/kg DM | |
| Se | 0,40 | 0,88 | 0,26 | mg/kg DM | |
| Al | 3.040 | 9.346 | 1.817 | mg/kg DM | |
| W | 2,27 | 1,03 | 0,34 | mg/kg DM | |

heavy metals:

| | | | | | |
|----|-------|-------|-------|----------|--------------|
| As | 1,01 | 3,21 | <0,01 | mg/kg DM | heavy metals |
| Cd | 0,08 | 0,54 | 0,12 | mg/kg DM | |
| Tl | <0,02 | 0,01 | <0,02 | mg/kg DM | |
| Pb | 1,82 | 16,4 | 3,02 | mg/kg DM | |
| V | 7,74 | 15,2 | 3,23 | mg/kg DM | |
| Sn | 0,76 | 1,14 | 0,86 | mg/kg DM | |
| Cr | 16,1 | 22,8 | 370 | mg/kg DM | |
| Pd | <0,06 | <0,06 | <0,06 | mg/kg DM | |
| Sb | 0,59 | 0,44 | 2,48 | mg/kg DM | |
| Hg | <0,8 | <0,8 | <0,8 | mg/kg DM | |

RAA Biopark

Wahlstedt 15.05.2023

Analytical Results

final report

Company/operator: RAA Biopark
Sent from: 0 / 0 / Bruni

Sample received: 27.03.2023
Code: SBEC

| | | | | Unit | |
|--|------------------|--|--|------------|--------------------------------|
| ID entry: | | | | | Details of sample |
| Sample material: | fish sludge | | | | |
| Retrieval location/comments Sampling Date | Fiskeslamprøve 2 | | | | |
| Silage agent | | | | | |
| | | | | | |
| dry matter corrected | 5,37 | | | % | Nutritional values/ingredients |
| crude ash | 3,10 | | | % in DM | |
| crude protein | 10,00 | | | % in DM | |
| crude fibre | 2,55 | | | % in DM | |
| starch | 1,80 | | | % in DM | |
| sugar | <0,5 | | | % in DM | |
| crude fat | 9,20 | | | % in DM | |
| NDF, org. | 4,66 | | | % in DM | |
| ADF, org. | 3,50 | | | % in DM | |
| ELOS | | | | % in DM | |
| EULOS | | | | % in DM | |
| gas production | | | | ml/200g | |
| lactic acid | 0,37 | | | % in DM | |
| acetic acid | 3,16 | | | % in DM | |
| propionic acid | 3,72 | | | % in DM | |
| 1,2-propanediol | | | | % in DM | |
| ethanol | | | | % in DM | |
| butyric acid | | | | % in DM | |
| pH-value | 5,39 | | | 10% in H2O | |
| NH3-N (VDLUF A III 4.8.1) | 0,03 | | | % in FM | |
| NH3-N of total-N | 29,09 | | | % | |
| ME (GFE 2008) | | | | MJ/kg DM | Calculated values |
| GE (GFE 2008) | | | | MJ/kg DM | |
| NEL (GFE 2008) | | | | MJ/kg DM | |
| nXP | | | | g/kg DM | |
| RNB | | | | g N/kg DM | |
| NFC | | | | g/kg DM | |
| yeasts | | | | cfu/g FM | Miscellaneous and other |
| mould | | | | cfu/g FM | |
| clostridia | | | | cfu/g FM | |
| formic acid | 0,25 | | | % in DM | |
| electrical conductivity | 41,62 | | | mS/cm | |
| ADL | 0,71 | | | % in DM | |
| total nitrogen | 1,60 | | | % in DM | |
| chloride | 37,60 | | | % in DM | |

Dipl.-Ing. Dietmar Ramhold

(Certificat was created automatically and is valid without signature)

RAA Biopark

Wahlstedt 15.05.2023

Analytical Results second page

Company/operator: RAA Biopark
 Sent from: 0 / 0 / Bruni

Sample received: 27.03.2023
 Code: SBEC

| | | | | Unit | Details of sample |
|--|------------------|--|--|------|-------------------|
| ID entry: | | | | | |
| Sample material: | fish sludge | | | | |
| Retrieval location/comments Sampling Date | Fiskeslamprøve 2 | | | | |
| Silage agent | | | | | |

minerals:

| | | | | | |
|----|------|--|--|---------|----------|
| P | 1,44 | | | % in DM | minerals |
| K | 0,95 | | | % in DM | |
| Mg | 3,03 | | | % in DM | |
| Na | 19,2 | | | % in DM | |
| Ca | 2,75 | | | % in DM | |
| S | 1,63 | | | % in DM | |

trace metals:

| | | | | | |
|-----|-------|--|--|----------|--------------|
| Cu | 12,7 | | | mg/kg DM | trace metals |
| Ni | 3,88 | | | mg/kg DM | |
| Zn | 276 | | | mg/kg DM | |
| Fe | 400 | | | mg/kg DM | |
| Bor | 131 | | | mg/kg DM | |
| Co | 0,22 | | | mg/kg DM | |
| Mn | 56,5 | | | mg/kg DM | |
| Mo | 1,38 | | | mg/kg DM | |
| Se | 0,77 | | | mg/kg DM | |
| Al | 103 | | | mg/kg DM | |
| W | <0,01 | | | mg/kg DM | |

heavy metals:

| | | | | | |
|----|-------|--|--|----------|--------------|
| As | 0,21 | | | mg/kg DM | heavy metals |
| Cd | 0,31 | | | mg/kg DM | |
| Tl | <0,02 | | | mg/kg DM | |
| Pb | <0,1 | | | mg/kg DM | |
| V | 1,36 | | | mg/kg DM | |
| Sn | 0,40 | | | mg/kg DM | |
| Cr | 3,68 | | | mg/kg DM | |
| Pd | <0,06 | | | mg/kg DM | |
| Sb | <0,03 | | | mg/kg DM | |
| Hg | <0,8 | | | mg/kg DM | |

Vedlegg 4

| Analyseparameter | Metode for analyse |
|---|-----------------------|
| Tørrstoff 65°C (i ferskmateriale) | VDLUFA B III 3.1 |
| Tørrstoff 105 °C | VDLUFA B III 3.1 |
| Beregnet tot. tørrstoff | VDLUFA B III 3.1 |
| Råaske | VDLUFA B III 8.1 |
| Råprotein | VDLUFA B III 4.1.1 |
| Total-N | VDLUFA B III 4.1.1 |
| Råfiber | VDLUFA B III 6.1.1 |
| ADF ("Acid detergent fiber", fiberfraksjon av ufordøyelig plantemateriale i fôr). | VDLUFA B III 6.5.2 |
| NDF ("Neutral detergent fiber", fiberfraksjon som inneholder hemicellulose og ADF). | VDLUFA B III 6.5.1 |
| Råfett | VDLUFA B III 5.1.1 |
| Stivelse | VDLUFA B III 7.2.1 |
| Sukker | VDLUFA B III 7.1.1 |
| Fosfor | ICP OES Intern metode |
| Kalium | ICP OES Intern metode |
| Magnesium | ICP OES Intern metode |
| Natrium | ICP OES Intern metode |
| Kalsium | ICP OES Intern metode |
| Svovel | ICP OES Intern metode |
| Kobber | ICP OES Intern metode |
| Nikkel | ICP OES Intern metode |
| Sink | ICP OES Intern metode |
| Jern | ICP OES Intern metode |
| Bor | ICP OES Intern metode |
| Kobolt | ICP OES Intern metode |
| Mangan | ICP OES Intern metode |
| Molybden | ICP OES Intern metode |
| Selen | ICP OES Intern metode |
| Wolfram | ICP OES Intern metode |
| Aluminium | ICP OES Intern metode |
| Vanadium | ICP OES Intern metode |
| Tinn | ICP OES Intern metode |
| Arsen | ICP OES Intern metode |
| Kadmium | ICP OES Intern metode |
| Bly | ICP OES Intern metode |
| Tot. krom | ICP OES Intern metode |
| Kvikksølv | ICP OES Intern metode |
| Tallium | ICP OES Intern metode |
| Antimon | ICP OES Intern metode |
| Palladium | ICP OES Intern metode |
| Melkesyre | HPLC Intern metode |
| Maursyre | HPLC Intern metode |
| Eddiksyre | HPLC Intern metode |
| Propionsyre | HPLC Intern metode |
| 1,2-Propandiol | HPLC Intern metode |

| Analyseparameter | Metode for analyse |
|--------------------------------------|-------------------------|
| Etanol | HPLC Intern metode |
| n-Buttersyre | HPLC Intern metode |
| n-Propanol | HPLC Intern metode |
| 1,3-Propandiol | HPLC Intern metode |
| Iso-Buttersyre | HPLC Intern metode |
| Iso-Valeriansyre | HPLC Intern metode |
| n-Valeriansyre | HPLC Intern metode |
| n-Hexansyre | HPLC Intern metode |
| Glyserin | HPLC Intern metode |
| Sitronsyre | HPLC Intern metode |
| Fumarsyre | HPLC Intern metode |
| Benzoesyre | HPLC Intern metode |
| Sorbinsyre | HPLC Intern metode |
| Formamid | HPLC Intern metode |
| Flyktige fettsyrer (VFA, evt. FOS) | Titration nach Nordmann |
| Total alkalitet (TA, evt. TAC) | Titration nach Nordmann |
| FOS/TAC | Titration nach Nordmann |
| Organisk tørrstoff (oDM) | EN 12879:2000 |
| Tørrstoff (DM) | EN 12880:2000 |
| Ammoniakk-N | VDLUFA II 3.2.6 |
| pH-verdi | EN 12176:1998 |
| Nær infrarød spektroskopi (NIR) | VDLUFA III 31.2 |
| Totalt antall aerobe mikroorganismer | VDLUFA III 28.1.1 |
| Gjær | VDLUFA III 28.1.2 |
| Mugg | VDLUFA III 28.1.2 |
| Muggdifferensiering | VDLUFA III 28.1.3 |
| Enterokokker | VDLUFA III 28.2.3 |
| Laktobasiller | VDLUFA III 28.2.3 |
| Fermentering av organisk materiale | VDI 4630 |
| Inhiberingstest | Intern metode |

Vedlegg 5

| Fylke | Periode | Tidligere utsett [ant. 1000 stk.] | Fjorårets utsett [ant. 1000 stk.] | Årets utsett [ant. 1000 stk.] | Fôrforbruk [tonn] | eFCR [-] |
|-------------------|---------|--------------------------------------|--------------------------------------|----------------------------------|----------------------|-------------|
| Troms og Finnmark | jan.23 | 26238,2 | 82552,9 | 485,2 | 26162 | 1,103 |
| Troms og Finnmark | feb.23 | 20537,8 | 81324,4 | 473,6 | 20683 | 0,829 |
| Troms og Finnmark | mar.23 | 15917,2 | 79755 | 457,5 | 22011 | 1,058 |
| Troms og Finnmark | apr.23 | 12312,1 | 78828,4 | 5499,9 | 22071 | 1,323 |
| Troms og Finnmark | mai.23 | 7822,7 | 77652,4 | 27315,9 | 27400 | 1,183 |
| Troms og Finnmark | jun.23 | 5044,6 | 75483,8 | 37320,8 | 33885 | 1,598 |
| Troms og Finnmark | jul.23 | 3171,8 | 71972,1 | 47000,7 | 50112 | 2,310 |
| Troms og Finnmark | aug.23 | 1406,5 | 65736,9 | 57488,4 | 60383 | 1,604 |
| Troms og Finnmark | sep.23 | 743,2 | 57558,1 | 64203,3 | 57285 | 1,443 |
| Troms og Finnmark | okt.23 | 467,2 | 48133,6 | 75023 | 52481 | 1,107 |
| Troms og Finnmark | nov.23 | 0 | 38204,3 | 83896,8 | 39355 | 0,819 |
| Troms og Finnmark | des.23 | 0 | 30762,3 | 88868,9 | 27829 | 0,881 |
| Troms og Finnmark | jan.24 | 24641,3 | 87258,9 | 425,2 | 21188 | 0,832 |
| Troms og Finnmark | feb.24 | 19055,3 | 85042,6 | 278,7 | 17363 | 0,770 |

| Sammenhengen mellom total slamproduksjonsmengde og eFCR/FCR _{bio} -forholdet i settefiskanlegg | | | |
|---|------------------------|------------------------|-------------------------|
| eFCR - FCR _{bio} | Mengde fôrspill [tonn] | Mengde fekalier [tonn] | Total slammengde [tonn] |
| 0,3 | 1468,461 | 856,60 | 2325,06 |
| 0,25 | 1223,7175 | 917,79 | 2141,51 |
| 0,2 | 978,974 | 978,97 | 1957,95 |
| 0,1 | 489,487 | 1101,35 | 1590,83 |
| 0 | 0 | 1223,72 | 1223,72 |

12576: Kjørelengder, etter region, kjøretøytype, drivstofftype, statistikkvariabel og år

| | | | |
|---|--------------------------|-------|--|
| 21 Svalbard | Personbiler i alt Diesel | 9833 | Gjennomsnittlig kjørelengde per kjøretøy (km) i 2023 |
| 18 Nordland - Nordlånnda | Personbiler i alt Diesel | 10752 | |
| 46 Vestland | Personbiler i alt Diesel | 10861 | |
| 11 Rogaland | Personbiler i alt Diesel | 11067 | |
| 15 Møre og Romsdal | Personbiler i alt Diesel | 11117 | |
| 54 Troms og Finnmark - Romsa ja Finnmarku (2020-2023) | Personbiler i alt Diesel | 11203 | |
| 38 Vestfold og Telemark (2020-2023) | Personbiler i alt Diesel | 11674 | |
| 50 Trøndelag - Trööndelage | Personbiler i alt Diesel | 11679 | |
| 03 Oslo | Personbiler i alt Diesel | 11709 | |
| 30 Viken (2020-2023) | Personbiler i alt Diesel | 12165 | |
| 34 Innlandet | Personbiler i alt Diesel | 12304 | |
| 42 Agder | Personbiler i alt Diesel | 12593 | |

MEDIAN: 11439

GJENNOMSNIITT: 11413