



**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Fiskeslam som nitrogengjødsel til korn

Resultater fra FishBash prosjektet

NIBIO RAPPORT | VOL. 7 | NR. 137 | 2021



Eva Brod

Divisjon for miljø- og naturressurser

## TITTEL/TITLE

Fiskeslam som nitrogengjødning til korn - Resultater fra FishBash prosjektet

## FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Eva Brod

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
01.07.2021	7/137/2021	Åpen	51081	17/02538
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-02892-5	2464-1162	41		

## OPPDRAAGSGIVER/EMPLOYER:

NFR (prosjekt nr. 280312)

## KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Elin Vikane

## STIKKORD/KEYWORDS:

Nitrogen, organisk avfall, resirkulering, fiskeslam

Nitrogen, organic waste, recycling, fish sludge

## FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Gjødsling

Nutrient application

## SAMMENDRAG/SUMMARY:

Fiskeslam fra fem settefiskanlegg for smolt ble analysert i både 2019 og 2020: Fire produkter som var tørket med ulik teknologi, en flytende biorest og en tørket biorest. Gjødselkvaliteten til fiskeslam var mer variabel enn tidligere antatt, også for fiskeslam fra samme settefiskanlegg. De fleste produkter var i kvalitetsklasse II pga. sink og/eller kadmium. Næringsstoffsammensetningen var ubalansert, med lavt nitrogen/fosfor forhold og lavt kaliuminnhold. Bioresten viste god nitrogeneffekt, men tørking reduserte nitrogenkvaliteten. I tørket fiskeslam forelå nitrogen hovedsakelig som tungt tilgjengelig organisk nitrogen, uavhengig av type behandlingsteknologi. Inkuberingsforsøk er et relativt rimelig verktøy som kan gi en god indikasjon på nitrogenkvaliteten i fiskeslam.

Fish sludge from five smolt hatcheries was analysed in 2019 and 2020: Four dried products (different treatment technologies), a liquid and a dried digestate. The quality as fertiliser varied, also in fish sludge from the same hatchery. Most of the fish sludge products were in quality class II due to zinc and/or cadmium. The ratio of nutrients was unbalanced, with low nitrogen/phosphorus ratios and low potassium contents. Digestate showed good nitrogen effects but drying reduced nitrogen quality. In dried fish sludge products, nitrogen was mainly present as recalcitrant organic nitrogen, independent of treatment technology. Incubation in combination with modelling is a relatively cheap tool, which can give a good indication of the nitrogen quality in new fish sludge products.

GODKJENT



TRINE EGGEN

SENIORFORSKER



ANNE FALK ØGAARD



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Forord

Prosjektet FishBash (Fra blått avfall til grønn ressurs: Fiskeslam som gjødsel i jordbruket) er et personlig postdoktor stipend finansiert av Norges Forskningsråd i Havbruk2 programmet (start- og slutt dato: 01.01.2019 - 30.06.2022). Målet med prosjektet er å bidra til utviklingen av resirkuleringsgjødsel basert på fiskeslam som kan erstatte mineralgjødsel i jordbruket. Som del av dette prosjektet ble fiskeslam fra fem settefiskanlegg analysert i både 2019 og 2020: Fire produkter som var tørket med ulik teknologi, en flytende biorest etter anaerob utråtning og en tørket biorest.

Prosjektet er delt opp i tre deloppgaver:

- 1) Kartlegge konsentrasjonen av næringsstoffer og tungmetaller i fiskeslam;
- 2) Kartlegge kvaliteten til fiskeslam som nitrogengjødsel;
- 3) Beskrive nitrogengjødseffekten til fiskeslam med hjelp av enkle lab metoder.

Denne rapporten gir resultater fra forskningsaktivitetene som har blitt gjennomført som del av Fish-Bash prosjektet frem til sommeren 2021.

Jeg ønsker å bruke anledningen til å takke alle aktører som har bidratt med fiskeslam til prosjektet.

Ås, 01.07.21

Eva Brod



# Innhold

1	Innledning.....	5
2	Material og metode.....	6
2.1	Beskrivelse av fiskeslamproduktene.....	6
2.2	Feltforsøk.....	10
2.3	Karakterisering av gjødselkvalitet (laboratoriet).....	12
2.3.1	Kjemiske ekstraksjoner.....	12
2.3.2	Inkuberingsforsøk og N-frigjøringsmodell.....	13
2.4	Databehandling.....	14
3	Resultater.....	15
3.1	Kjemisk sammensetning av fiskeslamproduktene.....	15
3.2	Klassifisering av fiskeslamproduktene iht. Gjødselvereforskrift.....	18
3.2.1	Tungmetaller.....	18
3.2.2	Organiske miljøgifter.....	20
3.3	Gjødselkvalitet – resultater fra feltforsøkene.....	20
3.3.1	Avling, nitrogenopptak og nitrogenbalanser.....	20
3.3.2	Fosforbalanser og effekt på jorden.....	25
3.3.3	Tungmetaller: Tilførsel og konsentrasjon i korn.....	28
3.4	Gjødselkvalitet – resultater fra laboratoriet.....	29
3.4.1	Ekstraksjoner og kjemisk sammensetning.....	29
3.4.2	Nitrogenfrigjøring i inkuberingen.....	31
3.5	Sammenheng mellom enkle lab metoder og relativ gjødseffekt i felt.....	33
4	Diskusjon.....	35
4.1	Ubalansert sammensetning av næringsstoffer.....	35
4.2	Nivå av uønskete stoffer.....	36
4.3	Nitrogeneffekt.....	37
4.4	Estimere nitrogeneffekt ved enkle lab metoder.....	38
5	Konklusjoner.....	39
	Litteraturreferanse.....	40

# 1 Innledning

Åpne norske laksemerder sto i 2019 for utslipp av 66.000 tonn nitrogen (N) og 14.000 tonn fosfor (P) (Broch og Ellingsen 2020). Likevel regner Havforskningsinstituttet næringsstofftapet fra sjøbaserte oppdrettsanlegg ikke som et utbredt, regionalt miljøproblem (Grefsrud et al. 2019). Sjøbaserte anlegg er derfor i dag ikke pålagt å ta hånd om næringsstoffutslippet.

Det er annerledes på land: Forurensingsloven pålegger landbaserte oppdrettere å rense avløpsvannet for suspendert og organisk stoff, før det slippes ut i sjøen, for å unngå overbelastning av kystområder med lav bæreevne. Fiskeslam som samles opp, er en blanding av fiskens ekskrementer og fôrrester og et svært næringsrikt avfallsprodukt. I 2019 tilsvarte mengden fiskeslam fra settefiskanlegg omtrent 102 tonn P (Broch og Ellingsen 2020). Selv om det utgjør bare en liten del av utslippene fra norsk havbruk totalt, er fiskeslam et betydelig avfallsproblem for enkelte landbaserte oppdrettsanlegg. Mengden fiskeslam som samles opp fra landbaserte anlegg er forventet å øke med utviklingen mot økt individvekt på land og etablering av nye landbaserte matfiskanlegg.

Det er nærliggende å bruke fiskeslam som gjødsel, slik at N og P føres tilbake til kretsløpet. Noe tørket fiskeslam fra ferskvannsbaserte settefiskanlegg inngår allerede i kommersiell gjødselproduksjon (f.eks. Grønn Gjødsel og TerraMarine). Fram til nå har behandlingsteknologier for fiskeslam blitt utviklet med et mål om å holde rense- og transportkostnadene nede og å redusere luktproblemer fra avfallet. Produksjonen av høy-kvalitets gjødselprodukter har derimot ikke vært i fokus. Hvis fiskeslam skal gå fra å være avfall til ressurs, har oppdrettsnæringen, politiske beslutningstakere, gjødselprodusenter og brukere av gjødsla et stort felles behov for økt kunnskap om gjødseleffekten til fiskeslam som effekt av ulike behandlingsteknologier.

Avvanning og behandling av fiskeslam foregår i flere steg: Først blir vannet renses med trommelfilter, fulgt av avvanning med båndfilter eller gjennom sedimentering. I noen tilfeller brukes kjemiske polymerer som hjelpemiddel for å samle og binde fiskeslammet i større partikler, før videre avvanning med sentrifuge eller skruepresse til rundt 30% tørrstoff. I de fleste tilfeller blir fiskeslammet deretter tørket termisk til rundt 90% tørrstoff, og lagret i storekker. Alternativt kan fiskeslam behandles i biogassanlegg, med både biogass og biorest som sluttprodukter.

I prosjektet «FishBash» har vi undersøkt gjødselkvaliteten til en rekke forskjellige fiskeslamprodukter fra ferskvannsbaserte settefiskanlegg gjennom to feltforsøk med korn i Østfold over to år (2019-2020). Feltforsøk gir svaret på kvaliteten til organisk avfall som gjødsel i praksis, men er kostbare, tar lang tid og bærer stor risiko forbundet med vær og dyrkingsforholdene. Det er derfor ønskelig å finne en rimelig metode for å bestemme den potensielle N-effekten til organisk avfall.

Som for andre organiske gjødselprodukter kan N i fiskeslam deles i tre fraksjoner: Ammonium-N ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) som er direkte tilgjengelig for plantene, organisk N som raskt frigjøres i jord, f.eks. proteiner, og tungt tilgjengelig organisk N som er bundet i nokså stabile organiske forbindelser. Innholdet av totalt N og andelen  $\text{NH}_4\text{-N}$  kan måles med kjemisk analyse. Ulike metoder har blitt foreslått for å bestemme andelen raskt tilgjengelig organisk N i organisk avfall, f.eks. inkubering, spektroskopisk og kjemisk ekstraksjon (Delin et al. 2012). Det har aldri blitt undersøkt om enkle lab metoder kan brukes for å bestemme N-kvaliteten til fiskeslam.

Hensikten med arbeidet som vises her har vært å klarlegge:

- effekten til fiskeslam fra ulike settefiskanlegg som N-gjødsel til korn;
- om det finnes en enkel og rimelig metode som kan brukes til å beskrive N-effekten til fiskeslam.

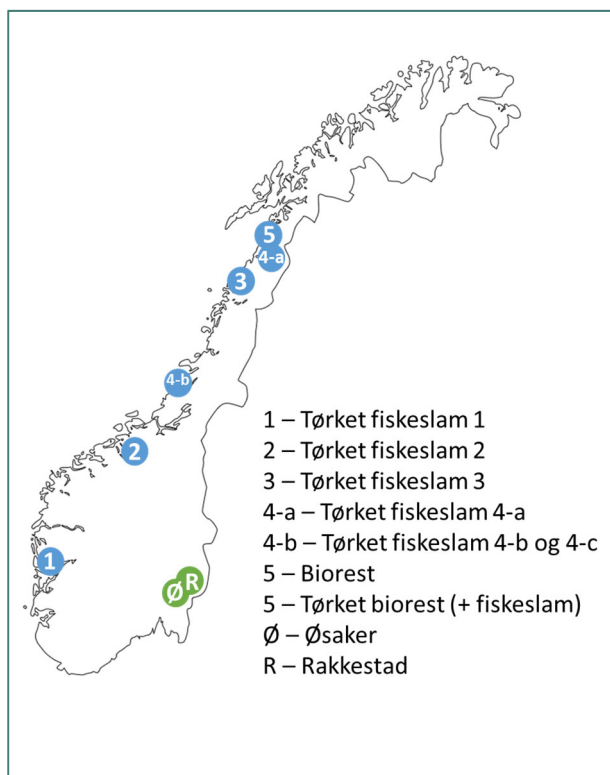
## 2 Material og metode

### 2.1 Beskrivelse av fiskeslamproduktene

Våren 2019 og 2020 fikk vi fiskeslamprodukter fra fem settefiskanlegg fordelt over hele landet (Figur 1). Vi brukte seks av produktene i felt- og labforsøk både i 2019 og i 2020; fire produkter som var tørket med ulik teknologi, en flytende biorest etter anaerob utråtning og en tørket biorest. Tabell 1 beskriver opprinnelsen og behandlingsprosessen av fiskeslamproduktene som er tatt med i forsøk. Videre er det beskrevet fiskeslamprodukter fra andre prosjekter som referanse, der det er aktuelt; fra Fish2Farm (RFFMN 282530), Mafigold (NFR 294625), Kretsløp SIS (NFR 194051) og et oppdragsprosjekt.

I 2019 tok vi to til fire stikkprøver fra ulike punkter i hvert av behandlingsanleggene for fiskeslam for å klarlegge den kjemiske sammensetningen av fiskeslam ved ulike behandlingstrinn. Tabell 2 og Tabell 3 gir en oversikt over hvor i behandlingsprosessene stikkprøvene ble tatt for de enkelte anleggene. Tabell 4 viser bilder av fiskeslamprøvene som ble tatt i 2019.

Alle fiskeslamprøvene ble sendt til Eurofins Miljø for en grunnkarakterisering av de kjemiske egenskapene (analysepakke «PMM9D Slam – næring», i tillegg til totalinnhold av kalium, natrium og klorid). Tørrestoff i prøvene ble bestemt ved tørking på 105 °C. Glødetap ble bestemt ved gløding på 550 °C. pH ble målt i deionisert vann (prøve:væske forhold 1:10) ved konduktometri. Elektrisk konduktivitet ble bestemt etter NS-EN ISO 7888 etter samme forbehandling som for måling av pH. Totalnitrogen ble bestemt ved modifisert Kjeldahl metode (EN 13654-1 2001), og ammonium (NH<sub>4</sub>-N) og nitrat (NO<sub>3</sub>-N) etter ekstraksjon i 2 M KCl eller direkte i det flytende produktet ved spektroskopi (FIA). Totalkonsentrasjonen av all andre elementer ble målt på ICP-OES eller ICP-MS etter oppslutning i konsentrert salpetersyre (HNO<sub>3</sub>) i mikrobølgeovn. Konsentrasjon av klorid ble målt på ionekromatograf.



Figur 1. Beliggenhet til settefiskanleggene og feltforsøkene

Tabell 1. Beskrivelse av fiskeslamproduktene. TS = tørrstoff. RAS = Resirkuleringsanlegg. Tørket fiskeslam 4-b og 4-c er referanseprøver fra prosjektene Fish2Farm og Kretsløp SIS, og behandlet med samme teknologi som Tørket fiskeslam 4-a.

Prøve	Anlegg	Type	Teknologi	Beskrivelse	Nr.
<b>Tørket fiskeslam 1</b>	Sævareid Fiskeanlegg	5 gjennomstrømningsanlegg og 1 RAS	Bioretur/Fjell Technology	Trommelfilter fra gjennomstrømningsanleggene	1-1
				Trommelfilter fra RAS	1-2
				Båndfilter (15-30% TS)	1-3
				Tørking med friksjonstørke ved 100-105 °C	1-4
<b>Tørket fiskeslam 2</b>	Mowi/Steinsvik	RAS	Scanship	Trommelfilter	2-1
				Båndfilter etter polymertilsetning (10% TS)	2-2
				Sentrifuge (25% TS)	2-3
				Tørking ved 70 °C i 2 timer	2-4
<b>Tørket fiskeslam 3</b>	Helgeland Smolt	RAS	Waister	Trommelfilter	3-1
				Båndfilter etter polymertilsetning (15% TS)	3-2
				Tørking ved 110-130 °C	3-3
<b>Tørket fiskeslam 4-a (4-b; 4-c)</b>	Sisomar (4-a); Flatanger (4-b; 4-c)	Gjennomstrømningsanlegg	Sternes	Trommelfilter	4-1
				Gravimetrisk fortykning ved konisk sedimentering (4-5% TS)	4-2
				Tilsetning av polymer i flokkuleringstank før skruepresse (35% TS)	4-3
				Tørking ved ca. 50 °C	4-4
<b>Biorest</b>	Cermaq	RAS	Sternes	Trommelfilter	5-1
				Gravimetrisk fortykning ved konisk sedimentering (4-5% TS)	5-1
				Våttoppmaling for å redusere partikkelstørrelse og biologisk hydrolyse	5-2
<b>Tørket biorest (+ fiskeslam)*</b>	Cermaq	RAS	Sternes	Biogassproduksjon i ABR (anaerobic baffle reactor) biogass reaktor; Biorest før avvanning	5-3
				Bioresten (tilsvarende prøve 5-3; 1,5-2% TS) blir tilsatt polymer i flokkuleringstank før skruepresse (35% TS)	6
				Avvannet biorest blir tørket ved 50 °C. I 2020 var produktet en blanding av tørket biorest og fiskeslam	6

\* Prøvene fra 2019 og 2020 rapporteres som «Tørket biorest (+ fiskeslam)»; prøven fra 2019 rapporteres som «Tørket biorest»; prøven fra 2020 rapporteres som «Tørket biorest + fiskeslam»

**Tabell 2. Oversikt over fiskeslamprøver tatt fra ulike punkter i hvert av behandlingsanleggene (tørkede fiskeslamprodukter)**

Prøve	Trommelfilter	Sedimentering	Båndfilter	Sentrifuge/skruepresse	Tørking
<b>Tørrstoff (%)</b>	0,1	4-5	10-30	25-35	> 90
<b>Tørket fiskeslam 1</b>	1-1/1-2	-	1-3	-	1-4
<b>Tørket fiskeslam 2</b>	2-1	-	2-2	2-3	2-4
<b>Tørket fiskeslam 3</b>	3-1	-	3-2	-	3-3
<b>Tørket fiskeslam 4</b>	4-1	4-2	-	4-3	4-4

**Tabell 3. Oversikt over fiskeslamprøver tatt fra ulike punkter på behandlingsanlegget til Cermaq (Biorest og Tørket biorest + fiskeslam)**




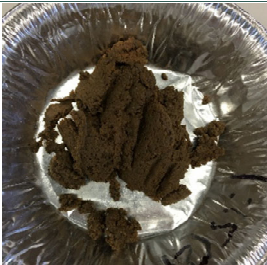







	Trommelfilter	Sedimentering	Hydrolyse	Biorest	Skruepresse	Tørking
<b>Tørrstoff (%)</b>	0,1	4-5	4-5	0,5-2	ca. 35	> 90
<b>(Tørket) Biorest</b>	-	5-1	5-2	5-3	-	6

De seks fiskeslamproduktene, som ble tatt med i feltforsøk, ble dessuten sendt til Havforskningsinstituttet for analyse av utvalgte organiske miljøgifter både i 2019 og 2020 (stikkprøver uten gjentak). Viltlevende marin biota og dermed fiskefôr kan inneholde langtransporterte, fettløselige organiske miljøgifter; i.e. polyklorerte bifenyler (PCB), bromerte flammehemmere (PBDE), og dioxiner/furaner (PCDD/F). Havforskningsinstituttet analyserte fiskeslamprøvene for disse tre stoffgruppene både i 2019 og 2020, og analysene gir en indikasjon på nivået av disse stoffgruppene i fiskeslam fra settefiskanlegg. I 2019 var det for lite prøvemateriale til å analysere organiske miljøgifter i Biorest (n=5), mens alle fiskeslamproduktene ble analysert i 2020 (n=6).

Det ble videre tatt fôrprøver fra alle settefiskanleggene både i 2019 (n=6) og 2020 (n=5). Fôrprøvene ble knust med morter for hånd, før analyse av totalnitrogen og karbon på C/N analysator. I 2020, ble fôrprøvene dessuten analysert for de samme organiske miljøgiftene som fiskeslamprøvene.



Tabell 4. Bilder av fiskeslamprøvene som ble tatt ut i 2019. Det ble ikke tatt bilder av prøvene etter trommelfilter (A-1; 1-1; 2-1; 3-1; 4-1) eller av biorest prøvene 5-1, 5-2 og 5-3.

Sedimentering	Båndfilter	Sentrifuge/skruepresse	Tørking
			
	Prøve 1-3		Prøve 1-4
			
	Prøve 2-2	Prøve 2-3	Prøve 2-4
			
	Prøve 3-2		Prøve 3-3
			
Prøve 4-2		Prøve 4-3	Prøve 4-4
			
		Prøve 6	

## 2.2 Feltforsøk

Nitrogeneffekten til fiskeslamproduktene ble undersøkt i to to-årige rutforsøk (rutestørrelse 3 x 8 m) i Østfold (ett på Øsaker og ett i Rakkestad). Begge feltene ble anlagt på siltig lettleire (Tabell 5), og det praktiske arbeidet ble gjort av NLR Øst. Felt og behandlinger var plassert på nøyaktig samme sted begge år. I 2020 fikk en derfor både med årets N-virkning og ettervirkning av gjødseltilførsel i 2019.

Fiskeslamproduktene ble dosert i en mengde som tilsvarer 12 kg totalt N/daa, både i 2019 og 2020. Nitrogeneffekten til fiskeslamproduktene ble sammenlignet med ingen N-gjødsling (Null ledd) og med mineralgjødsel (Fullgjødsel® 22-3-10) i to ulike mengder, tilsvarende 6 og 12 kg N/daa (½ Min N og Min N). Alle gjødselproduktene ble spredd for hånd. Gjødselplanen er vist i Tabell 6.

På Øsaker ble det sådd vårhvete både i 2019 (8.5.2019), og 2020 (24.4.2020). I Rakkestad ble det sådd bygg i 2019 (15.5.2019), og havre i 2020 (22.4.2020).

Det ble tatt plantepøver fra hver rute på begge felt, for å måle opptaksforløp av N i løpet av vekstsesongen både i 2019 og 2020. Hele planten ble klipt fra fire rader x 0,5 m. På Øsaker ble plantepøvene tatt under strekking (Zadoks 37, Zadoks et al. 1974) og rett før skyting (Zadoks 45) i 2019, og ved begynnende strekking (Zadoks 23-31) og under blomstringen (Zadoks 65) i 2020. I Rakkestad ble plantepøvene tatt rett før skyting (Zadoks 47) i 2019, og ved begynnende strekking (Zadoks 31) og under skyting (Zadoks 52) i 2020.

På Øsaker ble feltet tresket henholdsvis 16.9.2019 og 17.9.2020. I Rakkestad ble feltet tresket henholdsvis 13.9.2019 og 2.9.2020. I 2019 mangler avlingsregistrering av rutene 109 (Tørket fiskeslam 1), 209 (Null ledd) og 309 (Tørket fiskeslam 3) på begge felt. På Øsaker mangler dessuten avlingsregistrering av rute 101 (Min N). Kornavlingene er korrigert for vanninnhold og oppgitt med 15% vanninnhold. Halmen ble liggende igjen på rutene.

Prøvene fra planteklippene ble tørket ved 60 °C og malt for N-analyse på C/N analysator. Etter høsting av forsøksfeltene og avlingsregistrering ble det tatt rutevise kornprøver for bestemmelse av tørrstoff, proteininnhold og hektolitervekt med NIR-instrumentet InfraTec™ NOVA. Nitrogenkonsentrasjon i kornet ble estimert ut ifra proteininnholdet i kornet ( $\div 6,25$ ), basert på antatt N-innhold i proteinet på 16% N. Nitrogenopptak i korn ble beregnet for hver rute som produkt av ruteavling og N-konsentrasjon. Ruteavling og N-opptak per rute ble regnet om til mengder per dekar. I 2020 ble rutevise kornprøver dessuten malt for analyse av P, sink (Zn) og kadmium (Cd) på ICP-MS etter dekomponering med konsentrert HNO<sub>3</sub> i mikrobølgeovn.

Før forsøksoppstart på våren 2019 ble det tatt rutevise jordprøver fra tre tilfeldig utvalgte behandlingsledd (Null ledd, ½ Min N og Tørket fiskeslam 2). Videre ble det tatt rutevise jordprøver fra alle behandlingsleddene på høsten 2019 og 2020 etter tresking. Jordprøvene ble tørket ved 40 °C og siktet, og pH i jordprøvene ble målt i deionisert vann (prøve:væske forhold 1:2,5, volum:volum). For bestemmelse av P-AL, K-AL, Mg-AL, Ca-AL og Na-AL ble prøvene ekstrahert i 1,5 timer i en blanding av 0,1 M ammoniumlaktat og 0,4 M eddiksyre justert til pH 3,75 (Egnér et al. 1960). Ekstraktet ble analysert på ICP-OES. For bestemmelse av vannløselig P, ble jorden ekstrahert i 0,0025 M CaCl<sub>2</sub> (prøve:væske forhold 1:20) i 1,5 timer før spektrofotometrisk måling av ortho-fosfat ved molybdenblått-metoden etter Murphy og Riley (1962).

Tabell 5. Beskrivelse av jorden på Øsaker og i Rakkestad (gjennomsnitt av jordprøver tatt fra 9 ruter før forsøksoppstart i 2019; Null ledd, ½ Min N og Tørket fiskeslam 2; variasjon for P-AL i parentes)

Sted	Jordart	Organisk materiale <sup>1</sup>	pH	P-AL	K-AL	Mg-AL	Ca-AL
		%		mg/100 g	mg/100 g	mg/100 g	mg/100 g
Øsaker	Siltig lettleire	4,0	5,7	6,9 (6-7)	28	13	121
Rakkestad	Siltig lettleire	5,6	6,1	12 (11-14)	28	13	161

<sup>1</sup> Estimert basert på glødetap korrigeret for leirinnhold etter Riley (1996)

Tabell 6. Gjødslingsplan på Øsaker og i Rakkestad i 2019 og 2020

Behandling	Gjødsel	Nitrogen		Fosfor
		Totalt N	NH <sub>4</sub> -N	
		kg/dekar	kg/dekar	
<b>2019</b>				
Null ledd	0	0		0
½ Min N	28	6	6	0,7
Min N	56	12	12	1,4
Tørket fiskeslam 1	236	12	0,1	4,3
Tørket fiskeslam 2	210 <sup>3</sup>	12	0,4	5,8
Tørket fiskeslam 3 <sup>1</sup>	238	13,1	0,1	3,4
Tørket fiskeslam 4	369	12	0,4	5,8
Biorest <sup>2</sup>	3510	13,3	8,4	0,9
Tørket biorest	220 <sup>3</sup>	12	0,9	7,9
<b>2020</b>				
Null ledd	0	0	0	0,0
½ Min N	28	6	6	0,7
Min N	56	12	12	1,4
Tørket fiskeslam 1	261 <sup>3</sup>	12	0	9,6
Tørket fiskeslam 2	180	12	0,8	5,5
Tørket fiskeslam 3	228 <sup>3</sup>	12	0	5,4
Tørket fiskeslam 4	490 <sup>3</sup>	12	0	16,0
Biorest <sup>2</sup>	7973	13,6	10,3	1,0
Tørket biorest (+ fiskeslam)	269	12	0,8	6,0

<sup>1</sup> Tørket fiskeslam 3 ble overdosert i 2019 med ca. 9% totalnitrogen pga. feil ved beregning;

<sup>2</sup> Mengde biorest ble korrigeret for ammoniakktap under spredning, tilsvarende som for gylle med nedmoldning innen tre timer (85% virkningsgrad av NH<sub>4</sub>-N, NIBIO's Gjødslingshåndbok);

<sup>3</sup> tilført i større mengder enn det som er tillatt etter dagens Gjødselveforskrift.

Tabell 7. Temperatur (°C) og nedbør (mm) målt ved LMT's målestasjon på Øsaker og i Rakkestad (LMT 2020) sammenlignet med månedsnormaler for normalperioden 1961-1990 målt ved målestasjon Kalnes eller interpolert for Rakkestad som først ble tatt i bruk i 1991 (MET 2020)

Måned	Øsaker			Rakkestad		
	2019	2020	Månedsnormaler	2019	2020	Månedsnormaler
<b>Temperatur (°C)</b>						
<b>April</b>	8,3	7,1	4,6	7,0	6,0	3,1
<b>Mai</b>	10,4	10,2	10,4	9,1	9,2	9,4
<b>Juni</b>	15,1	18,1	14,6	14,3	17,1	13,7
<b>Juli</b>	17,5	14,9	16,7	16,4	13,8	14,8
<b>August</b>	16,7	17,0	15,6	15,6	15,8	13,9
<b>September</b>	12,0	12,9	11,4	10,7	11,8	9,9
<b>Nedbør (mm)</b>						
<b>April</b>	15	19	42	7	34	40
<b>Mai</b>	141	20	57	84	27	55
<b>Juni</b>	126	92	72	104	74	65
<b>Juli</b>	55	102	73	55	183	70
<b>August</b>	174	23	83	139	34	80
<b>September</b>	216	48	94	148	67	85

Tabell 7 gir en oversikt over værforholdene på Øsaker og i Rakkestad i 2019 og 2020. I 2019 var gjennomsnittstemperaturen tilnærmet lik månedsnormalen (1961-1990) både på Øsaker og i Rakkestad, med unntak av april som var varmere sammenlignet med månedsnormalen. April 2019 var preget av relativt lite nedbør, før det regnet relativt mye gjennom hele sesongen både på Øsaker og i Rakkestad, unntatt i juli. I 2020 var gjennomsnittstemperaturen i juni og august høyere enn månedsnormalen (1961-1990), mens juli var betydelig kaldere både på Øsaker og i Rakkestad. I 2020 regnet det dessuten relativt mye i juli, mens mai, august og september var preget av lite nedbør sammenlignet med månedsnormalen (1961-1990) både på Øsaker og i Rakkestad.

## 2.3 Karakterisering av gjødselkvalitet (laboratoriet)

Nitrogenkvaliteten i fiskeslamproduktene ble undersøkt ved ulike metoder på laboratoriet. Målet med forsøkene var å klarlegge om det finnes en rask og rimelig metode for å bestemme den potensielle N effekten til fiskeslam, slik den vil fremstå under optimale forhold i felt.

### 2.3.1 Kjemiske ekstraksjoner

Først undersøkte vi om det finnes en kjemisk ekstraksjonsmetode som bestemmer den N-fraksjonen som blir tilgjengelig for plantene etter gjødsling; dvs. en N-fraksjon som inkluderer både NH<sub>4</sub>-N og det organiske nitrogenet som raskt blir tilgjengelig for plantene.

Prøvene ble ekstrahert med 0,01 M CaCl<sub>2</sub> etter Houba et al. (1986), men med 1 g tørket (40 °C, Biorest frysetørket i 2019) og malt prøve per 100 mL ekstraksjonsvæske. Ekstraksjonene ble gjennomført med

duplikater. Ekstraktene ble analysert for  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  og totalt organisk karbon (TOC) ved spektroskopiskopi (FIA).

Videre analyserte vi prøvene for Øien-løselig N, en metode som ble utviklet av Øien & Selmer-Olsen (1980) med et mål om å estimere raskt mineraliserbart N i jord ved å varme opp prøven i ekstraksjonsløsningen. Til dette formålet ble 1 g tørket (40 °C; Biorest ble frysetørket i 2019) og malt fiskeslam tilsatt 40 ml 2 M KCl før oppvarming til 80 °C i vannbad i 20 timer. Det filtrerte ekstraktet ble analysert for  $\text{NH}_4\text{-N}$  og  $\text{NO}_3\text{-N}$  ved spektroskopiskopi (FIA). Ekstraksjonene ble gjennomført med duplikater. Til tross for skånsom prøvebehandling og tørking ved lav temperatur eller frysetørking, måtte vi anta at noe plantetilgjengelig  $\text{NH}_4\text{-N}$  gikk tapt som  $\text{NH}_3\text{-N}$  under prøveforbehandling. Derfor foretok vi en korrigering av  $\text{NH}_4\text{-N}$  i Øien-ekstraktet i to steg: Først ble andelen  $\text{CaCl}_2$ -løselig N i tørket produkt trukket fra  $\text{NH}_4\text{-N}$  i Øien-ekstraktet. Etterpå adderte vi  $\text{NH}_4\text{-N}$  konsentrasjonen i utgangsproduktet før tørking (Tabell 10). Tabell 17 viser de korrigerte resultatene (Øien-løselig N).

De seks fiskeslamproduktene, som ble tatt med i feltforsøk ble dessuten analysert for andelen  $\text{NaHCO}_3$ -løselig P både i 2019 og 2020. Andelen  $\text{NaHCO}_3$ -løselig P kan brukes som estimat på fosforkvaliteten i organiske gjødselprodukter (Brod og Øgaard 2021). Fiskeslamproduktene ble tørket ved 40 °C og malt før ekstraksjon i 0,5 M  $\text{NaHCO}_3$  i 0,5 timer (væske:prøve forhold 200:1). Ekstraksjonene ble gjennomført med duplikater. Ekstraktene ble analysert spektrofotometrisk for ortho-fosfat ved molybdenblått-metoden etter Murphy og Riley (1962).

### 2.3.2 Inkuberingsforsøk og N-frigjøringsmodell

Videre gjennomførte vi et inkuberingsforsøk for å klarlegge frigjøringsmønsteret for N i fiskeslamproduktene over tid.

I inkuberingsforsøket brukte vi lettleire fra Apelsvoll, den samme jorda som ble brukt i forsøket beskrevet i Henriksen et al. (2019) (Tabell 8). Jorda ble tilsatt fiskeslamprodukt i mengde tilsvarende 32 kg N/daa (jf. Henriksen et al. 2019), før gjødslet jord ble veid inn i 100 ml glass med 20 g tørrstoff i hvert glass. Det ble også lagt til et Null ledd med den samme jorden, men uten tilsatt fiskeslam. Jorda ble fuktet opp til 60% av total vannmetning, og satt til inkubering ved 15 °C. Ved dag 0, 2, 5, 10, 20, 40 og 80 ble henholdsvis et sett med glass tilsatt 80 ml 2 M KCl for ekstraksjon i én time. Ekstraktene ble analysert for innhold av  $\text{NH}_4\text{-N}$  og  $\text{NO}_3\text{-N}$ . Det var tre gjentak for hver gjødselbehandling og hvert tidspunkt.

Andelen raskt og langsomt tilgjengelig organisk N i fiskeslamproduktene ble beregnet ved å tilpasse N-frigjøringsmodellen som er beskrevet i Henriksen et al. (2019) til resultatene fra inkuberingen. Modellen er basert på antagelsen om at materialets organisk bundne N kan fordeles i to fraksjoner, og at frigjøringen følger første ordens kinetikk, med ratekonstanter  $k_1 = 0,15 \text{ dag}^{-1}$  for det raskt tilgjengelige og  $k_2 = 0,0008 \text{ dag}^{-1}$  for langsomt tilgjengelig N.

Tabell 8. Jordart, moldinnhold og kjemisk karakterisering av jorden som ble brukt i inkuberingsforsøket

Jordart	Organisk materiale <sup>1</sup>	pH	P-AL	K-AL	Mg-AL	Ca-AL
	%		mg/100g	mg/100g	mg/100g	mg/100g
Lettleire	2,1	5,6	3,4	6,2	7,7	110

<sup>1</sup> Estimert basert på glødetap korrigert for leirinnhold etter Riley (1996)



## 2.4 Databehandling

Vi beregnet relativ gjødseleffekt sammenlignet med mineralgjødning for de enkelte fiskeslamproduktene basert på avling i feltforsøkene i 2019 og 2020.

Relativ gjødseleffekt ble beregnet som:

$$\text{Relativ gjødseleffekt} = 100 \times \frac{X_1}{N \text{ tilført}}$$

$$X_1 = \frac{(Y_1 - b)}{a}$$

Med:

N tilført = Totalt N mengde tilført med fiskeslam (kg N/dekar);

$Y_1$  = Avling (kg/dekar) etter gjødsling med fiskeslam;

$X_1$  = Mengden mineralgjødning som gir like stor avling som ved gjødsling med fiskeslam tilsvarende 12 kg N/dekar;

a og b = Henholdsvis stigningstall og krysningspunkt med y-aksen for den lineare regresjonslinjen med  $Y$  = avling som effekt av  $X$  = gjødselrate med mineralgjødning (her tilsvarende 0, 6 og 12 kg N/dekar; 2019: a = 16,0, b = 447,  $R^2 = 0,58$ ; 2020: a = 30,6, b = 459,  $R^2 = 0,67$  i Rakkestad).

Nitrogen- og fosforbalanser ble beregnet for alle gjødselbehandlingene og som sum av begge årene som:

$$N \text{ (P) balanse} = N \text{ (P) tilført} - N \text{ (P) fjernet}$$

Med:

N (P) tilført = Summen N (P) tilført med fiskeslam eller mineralgjødning i 2019 og 2020;

N (P) fjernet = N (P) tatt opp i kornet i 2019 og 2020.

Vi brukte enveis variansanalyse (ANOVA) med år og referanseprøver fra andre prosjekter som gjentak, for å klarlegge om det var statistisk signifikante forskjeller i den kjemiske sammensetningen i fiskeslamproduktene fra ulike settefiskanlegg. I den statistiske analysen ble Fiskeslam 4-a (Sisomar) og Fiskeslam 4-b og 4-c (Flatanger) definert som ulike selv om begge fiskeslam produktene ble behandlet med den samme tørketeknologien, fordi prøvene er fra ulike settefiskanlegg.

Videre brukte vi enveis ANOVA for å klarlegge om det var signifikante effekter av gjødselbehandlingene i feltforsøkene eller inkuberingen med behandlingsgjentak som gjentak. For feltforsøket ble gjentakene definert som blokk. Ved signifikante effekter, brukte vi Tukey's post-hoc test (HSD) for multiple sammenligninger ( $\alpha = 0,05$ ). Der det ikke var signifikante effekter, er det vist feilfelt med standardavvik innen gjentakene ( $n=3$  eller 2).

For å undersøke sammenhenger mellom enkelte parametere, brukte vi enkel lineær regresjon.

## 3 Resultater

### 3.1 Kjemisk sammensetning av fiskeslamproduktene

Fiskeslamprøvene som ble tatt ved ulike trinn i behandlingsprosessen må anses som stikkprøver. Videre er det stor usikkerhet knyttet til kjemisk analyse av vannprøver (dvs. prøver tatt etter trommelfilter). Resultatene tillater derfor ingen konklusjoner om effekten av enkelte behandlingsteknologier på kvaliteten til fiskeslam som gjødsel. Analysene av fiskeslamprøvene tatt ved ulike trinn i behandlingsprosessen (Tabell 9) tyder likevel på at N-tapet gjennom hele behandlingsforløpet kan delvis være betydelig: Under behandlingen ble totalt N-innhold redusert med fra 10 og opp til 89%. Under avvanning og tørking av Biorest ble totalt N-innhold redusert med 73% (2019) og 84% (2020). Av totalt N-innhold i vannet etter trommelfilteret utgjorde  $\text{NH}_4\text{-N}$  mellom 13 og 44%, men nesten alt  $\text{NH}_4\text{-N}$  gikk tapt under avvanningen (mellom 78 og 98% av  $\text{NH}_4\text{-N}$ ). Andel tap av  $\text{NH}_4\text{-N}$  så ut til å være størst under tørkingen der  $\text{NH}_4\text{-N}$  tapes som ammoniakk ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) til luft. Også  $\text{NH}_4\text{-N}$  tap under avvanning og tørking av Biorest var betydelig, mellom 97% (2019) og 99% (2020) (Tabell 10).

Fosforkonsentrasjonen i sluttproduktet varierte mellom -20 og +50% av konsentrasjonen i vannet etter trommelfilter (Tabell 9). Tilsynelatende økning av P-konsentrasjonen skyldes måleusikkerheten knyttet til analysen av tørrstoff og næringsstoffsammensetning i vannet etter trommelfilter. Fosforkonsentrasjonen i Biorest og Tørket biorest (+ fiskeslam) var i samme størrelsesorden i før og etter avvanning både i 2019 og i 2020 (Tabell 10).

Tap av K var delvis betydelig, tilsvarende som for N. Under behandlingen ble K-innholdet redusert med 61 og opp til 88% (Tabell 9). Også K-tap under avvanning og tørking av Biorest var betydelig, mellom 81% (2019) og 95% (2020) (Tabell 10).

**Tabell 9. Endringer i konsentrasjonen av nitrogen (N),  $\text{NH}_4\text{-N}$  (andel av totalt N), fosfor (P) og kalium (K) mellom behandlingstrinnene, og tap (%) beregnet som differanse mellom rå-slam til sluttprodukt. Prøvene ble tatt og analysert i 2019.**

Prøve	Trommelfilter <sup>1</sup>	Sedimentering	Båndfilter	Sentrifuge/skruepresse	Tørking	Tap
<b>Nitrogen (g/kg tørrstoff)</b>						<b>%</b>
Tørket fiskeslam 1	183	-	73	-	56	-69
Tørket fiskeslam 2	520	-	61	68	58	-89
Tørket fiskeslam 3	75	-	57	-	57	-24
Tørket fiskeslam 4	-	39	-	42	35	-10
<b><math>\text{NH}_4\text{-N}</math> (% av totalt N)</b>						
Tørket fiskeslam 1	31	-	16	-	0,6	-98
Tørket fiskeslam 2	15	-	23	18	3,3	-78
Tørket fiskeslam 3	13	-	16	-	0,5	-96
Tørket fiskeslam 4	-	15	-	9	3,0	-81

*Tabellen fortsetter på neste side*

Fosfor (g/kg tørrstoff)						
<b>Tørket fiskeslam 1</b>	31	-	26	-	20	-36
<b>Tørket fiskeslam 2</b>	35	-	72	36	28	-20
<b>Tørket fiskeslam 3</b>	13	-	32	-	15	(+15)
<b>Tørket fiskeslam 4</b>	-	13	-	29	17	(+31)
Kalium (g/kg tørrstoff)						
<b>Tørket fiskeslam 1</b>	2,2	-	1,0	-	0,8	-61
<b>Tørket fiskeslam 2</b>	8,0	-	1,0	1,1	1,0	-88
<b>Tørket fiskeslam 3</b>	13	-	2,4	-	2,3	-82
<b>Tørket fiskeslam 4</b>	-	1,3	-	0,8	0,5	-61

<sup>1</sup> Vannet etter trommelfilter er analysert som vannprøve, og i analyserapporten fra Eurofins er konsentrasjonene oppgitt som mg/L. For å muliggjøre sammenligning mellom de ulike behandlingsstegene innenfor hvert settefiskanlegg, er næringsstoffkonsentrasjonen her regnet om fra mg/L til g/kg tørrstoff. Det er stor usikkerhet knyttet både til analyse av vannprøvene og omregning til tørrstoffbasis.

Tabell 10 gir en oversikt over den kjemiske sammensetningen til sluttproduktene (tørkede fiskeslamprodukter, Biorest eller Tørket biorest (+ fiskeslam)) fra de ulike settefiskanleggene.

Nitrogeninnholdet i de tørkede fiskeslamproduktene varierte mellom 27 og 70 g N/kg tørrstoff (Tabell 10). Resultatene viser at det kan være stor forskjell i N-innholdet, også mellom tørkede fiskeslamprodukter behandlet med samme teknologi. En t-test med år som gjentak viste at Fiskeslam 4-b og 4-c (Flatanger) hadde signifikant høyere N-innhold enn Fiskeslam 4-a (Sisomar), selv om begge fiskeslamproduktene ble behandlet med samme teknologi. Det var delvis også stor variasjon i N-innholdet i fiskeslam tatt fra samme settefiskanlegg ved ulike tidspunkt; f.eks. Tørket fiskeslam 2-a (70 g N/kg tørrstoff) og Tørket fiskeslam 2-c (42 g N/kg tørrstoff), begge tatt på vinteren 2020. Nitrogeninnholdet i Biorest var 3,8 kg N/tonn i 2019 og 1,6 kg N/tonn i 2020.

Andelen NH<sub>4</sub>-N av totalt N var gjennomgående lav for de tørkede fiskeslamproduktene; mellom 0 og 8%. Tørket fiskeslam 2 hadde signifikant høyere andel NH<sub>4</sub>-N sammenlignet med de andre tørkede fiskeslamproduktene (ANOVA med år som gjentak). I Biorest var andelen NH<sub>4</sub>-N av totalt N mellom 63 og 76%, mens Tørket biorest (+ fiskeslam) inneholdt mellom 7 og 8% av totalt N som NH<sub>4</sub>-N.

Fosforinnholdet i de tørkede fiskeslamproduktene varierte mellom 15 og 40 g P/kg tørrstoff. Forholdet mellom N/P var gjennomgående lavt (mellom 0,8 og 3,8) for alle fiskeslamproduktene med unntak av Biorest.

Kaliuminnholdet i de tørkede fiskeslamproduktene var delvis svært lavt, mellom 0,5 og 3,5 g K/kg tørrstoff. Tørket fiskeslam 3 hadde signifikant høyere K-innhold enn de andre tørkede fiskeslamproduktene. Kaliuminnholdet i Biorest var bare 0,02 og 0,03 kg/tonn, og K-innholdet i Tørket biorest (+ fiskeslam) var mellom 0,2 og 0,3 g/kg tørrstoff.

**Tabell 10. Kjemiske egenskaper til fiskeslamproduktene (sluttproduktene). TS = tørrstoff. Tørket fiskeslam 1-b, 1-c, 2-b, 2-c og 3-b er henholdsvis fra samme settefiskanlegg og behandlet med samme teknologi som prøve -a; Tørket fiskeslam 4-b og 4-c er fra et annet settefiskanlegg, men behandlet med samme teknologi som Tørket fiskeslam 4-a.**

Prøve	År	Tørrstoff	Glødetap	Konduktivitet	pH	Totalt N	NH <sub>4</sub> -N	Totalt P	N/P	K	S	Ca	Klorid	Na
		%	% av TS	mS/m		g/kg TS	% av totalt N	g/kg TS		g/kg TS	g/kg TS	g/kg TS	g/kg TS	g/kg TS
Tørket fiskeslam 1-a <sup>1</sup>	2019	91	81	170	6,0	56	0,6	20	2,8	0,8	4,1	39	1,4	2,7
	2020	92	77	130	6,3	50	0	40	1,3	1,0	4,2	71	0,8	3,0
Tørket fiskeslam 1-b <sup>2</sup>	2018	93	75	260	5,4	32	3,4	27	1,2	-	1,8	52	-	-
Tørket fiskeslam 1-c <sup>3</sup>	2021	92	80	81	6,5	53	0,3	31	1,7	1,4	4,6	55	0,6	2,9
Tørket fiskeslam 2-a <sup>1</sup>	2019	98	75	320	5,4	58	3,3	28	2,1	1,0	4,9	63	0,9	1,7
	2020	95	79	400	5,2	70	6,4	32	2,2	0,7	6,3	51	0,9	1,8
Tørket fiskeslam 2-b <sup>4</sup>	2018	83	-	-	5,3	67	5,0	37	1,9	1,1	0,1	84	-	2,4
Tørket fiskeslam 2-c <sup>5</sup>	2020	89	77	381	5,2	42	8,3	28	1,5	1,0	3,6	62	1,6	1,8
Tørket fiskeslam 3-a <sup>1</sup>	2019	96	86	230	6,0	57	0,5	15	3,8	2,3	3,5	23	3,0	4,1
	2020	91	86	440	5,5	58	0,4	26	2,2	3,5	5,4	36	5,0	7,2
Tørket fiskeslam 3-b <sup>2</sup>	2018	97	73	500	5,9	38	2,2	25	1,5	-	2,1	40	-	-
Tørket fiskeslam 4-a <sup>1</sup>	2019	92	80	-	-	35	3,0	17	2,1	0,5	2,1	33	2,2	2,0
	2020	91	80	-	6,4	27	0,0	36	0,8	0,9	3,1	62	2,3	4,3
Tørket fiskeslam 4-b <sup>2</sup>	2018	95	82	120	5,8	63	0,5	26	2,4	-	4,0	45	-	-
Tørket fiskeslam 4-c <sup>4</sup>	2018	96	86	-	5,1	70	0,9	19	3,6	-	4,2	-	0,1	-
Tørket biorest	2019	94	63	270	7,5	58	7,9	38	1,5	0,3	7,3	86	1,4	1,2
(+ fiskeslam)	2020	74	64	150	7,0	60	7	30	2,0	0,2	3,9	66	0,7	1,0
		%	% av TS	mS/m		kg/tonn	% av totalt N	kg/tonn		kg/tonn	kg/tonn	kg/tonn	mg/L	mg/L
Biorest	2019	1,8	70	170	8,4	3,8	63	0,26	13	0,03	0,09	0,4	400	35
	2020	0,5	52	1110	7,8	1,7	76	0,12	19	0,02	0,04	0,3	620	25

<sup>1</sup> analysert innenfor FishBash; <sup>2</sup> analysert innenfor Fish2Farm prosjektet (Cabell et al. 2019); <sup>3</sup> analysert på oppdrag (upubliserte data); <sup>4</sup> analysert innenfor Kretsløp SIS prosjektet (upubliserte data); <sup>5</sup> analysert innenfor Mafigold prosjektet (upubliserte data)

## 3.2 Klassifisering av fiskeslamproduktene iht. Gjødselforskrift

I Norge er bruken av fiskeslam som gjødsel regulert i Forskrift om gjødselforvarer mv. av organisk opphav (Gjødselforskrift, Lovdata 2003). Det er per dags dato ikke tillatt å bruke fiskeslam som gjødsel i økologisk landbruk, fordi fiskeslam ikke står på EU's positivliste over produkter og substanser som er tillatt benyttet i økologisk produksjon (EU 2008). Fiskeslam er heller ikke inkludert i EU's nye gjødselforordning, og fiskeslam er derfor per dags dato ikke godkjent for eksport til EU (EU 2019). Fiskeslamproduktene i prosjektet som rapporteres her ble ikke analysert for salmonellabakterier, infektive parasittegg eller termotolerante koliforme bakterier.

### 3.2.1 Tungmetaller

I henhold til den norske Gjødselforskriften, hadde alle fiskeslamproduktene bruksbegrensninger pga. Cd og/eller Zn konsentrasjonene (Tabell 11). Til sammen var 7 av 19 fiskeslamprodukter i kvalitetsklasse I, og bruken som gjødsel er dermed begrenset til 4 tonn tørrstoff per dekar og 10 år (eller 400 kg tørrstoff/dekar og år).

**Tabell 11. Tungmetallinnhold i fiskeslamproduktene (sluttproduktene) (mg/kg tørrstoff) og klassifisering i henhold til Gjødselforskrift. Fargekoder: Grønn = kvalitetsklasse 0; gul = kvalitetsklasse I; brun = kvalitetsklasse II; rød = kvalitetsklasse III**

Prøve	År	Cd	Zn	Cu	Cr	Pb	Ni
Tørket fiskeslam 1-a <sup>1</sup>	2019	0,43	350	16	4,8	0,59	7,7
	2020	0,65	500	25	4,1	0,74	6,7
Tørket fiskeslam 1-b <sup>2</sup>	2018	0,29	310	12	1,7	0,52	29
Tørket fiskeslam 1-c <sup>3</sup>	2021	0,43	380	15	1,0	< 0,5	6,9
Tørket fiskeslam 2-a <sup>1</sup>	2019	0,74	510	21	8	0,8	4,6
	2020	0,55	540	17	4,5	< 0,5	5,6
Tørket fiskeslam 2-b <sup>4</sup>	2018	0,98	560	26	16	2,4	4,1
Tørket fiskeslam 2-c <sup>5</sup>	2020	0,95	490	27	14	< 0,5	11
Tørket fiskeslam 3-a <sup>1</sup>	2019	0,32	340	18	3,1	< 0,5	1,0
	2020	0,34	420	22	2	< 0,5	1,5
Tørket fiskeslam 3-b <sup>2</sup>	2018	0,23	270	9,6	1,1	< 0,5	1,0
Tørket fiskeslam 4-a <sup>1</sup>	2019	0,40	390	13	3,7	< 0,5	1,7
	2020	0,68	740	25	4,1	< 0,5	2,6
Tørket fiskeslam 4-b <sup>2</sup>	2018	0,37	270	8,2	3,4	< 0,5	< 0,5
Tørket fiskeslam 4-c <sup>4</sup>	2018	0,23	340	14	1,3	0,7	< 1,5
Biorest	2019	0,32	200	9,4	1,8	0,1	4,3
	2020	2,1	696	35	7	0,7	17,2
Tørket biorest	2019	0,80	760	18	2,8	< 0,5	7,1
(+ fiskeslam)	2020	1,30	570	31	8	0,58	7,1

<sup>2</sup> analysert innenfor Fish2Farm prosjektet (Cabell et al. 2019); <sup>3</sup> analysert på oppdrag (upubliserte data); <sup>4</sup> analysert innenfor Kretsløp SIS prosjektet (upubliserte data); <sup>5</sup> analysert innenfor Mafigold prosjektet (upubliserte data)



Tabell 12. Tilførsel av kadmium (Cd) og sink (Zn) (g/dekar) med fiskeslamproduktene under feltforsøkene over to vekstsesonger (2019 og 2020)

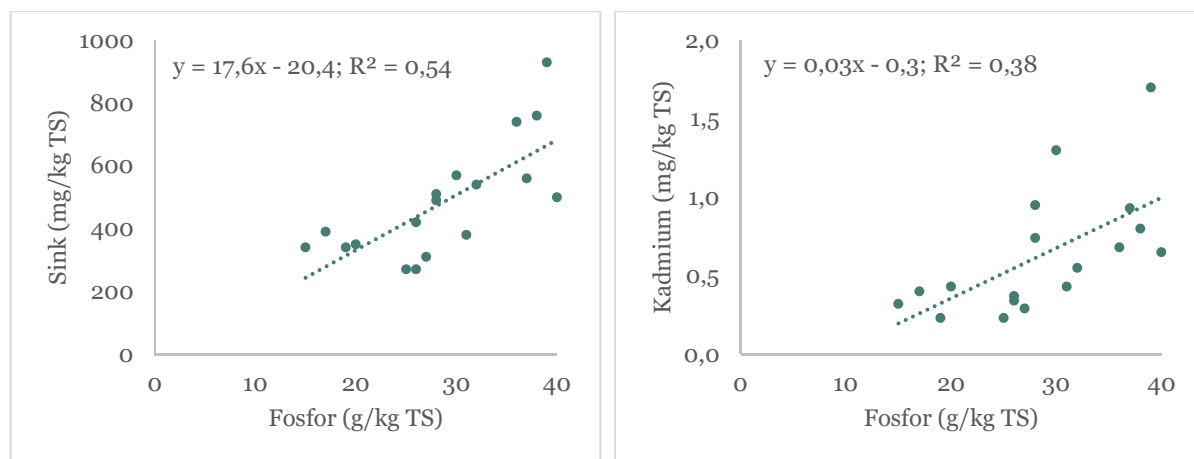
Behandling	Cd	Zn
Tørket fiskeslam 1	0,25	195
Tørket fiskeslam 2	0,25	197
Tørket fiskeslam 3	0,14	165
Tørket fiskeslam 4	0,44	462
Biorest	0,10	40
Tørket biorest (+ fiskeslam)	0,42	271

Elleve fiskeslamprodukter var i kvalitetsklasse II, og bruken som gjødsel er dermed begrenset til 2 tonn tørrstoff per dekar og 10 år (eller 200 kg tørrstoff /dekar og år). I 2020 var Biorest i kvalitetsklasse III pga. Cd innholdet på tørrstoffbasis, og det er dermed ikke lov å bruke produktet som gjødsel i jordbruket.

Tabell 12 viser Cd og Zn tilførsel under feltforsøkene med fiskeslamproduktene, som sum av gjødselbehandlingene i 2019 og 2020. Biorest var det fiskeslamproduktet som tilførte minst Cd og Zn i løpet av forsøksperioden, selv om Biorest var i kvalitetsklasse III pga. Cd konsentrasjonen i 2020. Tørket fiskeslam 4 skilte seg ut på motsatt side ved høyest Cd og Zn tilførsel blant fiskeslamproduktene i løpet av forsøksperioden. Det henger sammen med lav N-konsentrasjon i Tørket fiskeslam 4 (Tabell 10) og derfor relativt høyere gjødselmengder for å oppnå gjødselraten på 12 kg N/dekar (Tabell 6).

Figur 2 viser at det var en linear og signifikant sammenheng mellom P og Zn eller Cd konsentrasjonen i fiskeslamproduktene, når Biorest ikke ble inkludert i datasettet. Fosfor i fiskefôr er tungt fordøyelig (Aas og Åsgård 2017) og kan derfor brukes som estimat for fôrutnyttelsen: Jo høyere P-konsentrasjonen i fiskeslam, desto lavere er andel fôrrester i fiskeslammet mens andelen ekskrementer er høy. Figur 2 viser derfor jo høyere fôrutnyttelsen og andel ekskrementer i fiskeslammet, desto høyere er Zn og Cd innholdet.

I forsøksplanleggingen tok vi ikke hensyn til begrensningene som Gjødselverforskriften setter, og flere fiskeslamprodukter ble dosert i noe større mengder enn tillatt etter dagens regelverk.



Figur 2. Sammenheng mellom fosfor (g/kg tørrstoff) og sink eller kadmium konsentrasjon (mg/kg tørrstoff) i fiskeslamproduktene (n=18, Biorest er ikke inkludert)

### 3.2.2 Organiske miljøgifter

Gjødselvarselsforskriften som gjelder i dag, har ingen grenseverdier for innhold av organiske miljøgifter i organiske gjødselprodukter, men den varslete reviderte forskriften antas å ville sette grenseverdier for en rekke stoffer. Flere av disse stoffene forventes å ikke være relevante for fiskeslam (ftalater, perfluorerte stoffer, klorerte alkaner, muskstoffer, nonylfenoler, m.fl.), mens en del langtransporterte, fettløselige stoffer som forekommer i viltlevende marin biota vil angå fiskeslam. Dette handler blant annet om polyklorerte bifenyler (PCB), bromerte flammehemmere (PBDE), og dioxiner/furaner (PCDD/F).

I 2019, viste funn av PCB<sub>7</sub> (PCB-28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) i de fem tørkede fiskeslamprøver et innhold på 2,3-12,6 µg/kg tørrstoff (upperbound LOQ). I 2020, viste funn av PCB<sub>7</sub> i de seks fiskeslamproduktene brukt i feltforsøk et innhold på 1,8-11,1 µg/kg tørrstoff (upperbound LOQ). I fôrprøvene tatt i 2020, var innholdet av PCB<sub>7</sub> 1,4-5,2 µg/kg tørrstoff (upperbound LOQ).

I 2019, viste funn av PBDE<sub>7</sub> (PBDE-28, 47, 99, 100, 153, 154, 183) i de fem tørkede prøvene av fiskeslam et innhold på 0,3-1,4 µg/kg tørrstoff. I 2020, viste funn av PBDE<sub>7</sub> i de seks fiskeslamproduktene brukt i feltforsøk et innhold på 0,2-1,0 µg/kg tørrstoff (upperbound LOQ). I fôrprøvene tatt i 2020, var innholdet av PBDE<sub>7</sub> 0,2-0,5 µg/kg tørrstoff (upperbound LOQ). I avløpslam viser vanligvis kongenerne PBDE-99 og PBDE-209 de høyeste verdiene (Blytt og Stang 2019). I fiskeslamprøvene, viste funn av PBDE-99 0,02-0,1 µg/kg tørrstoff (upperbound LOQ) og PBDE-209 0,02-0,2 µg/kg tørrstoff (upperbound LOQ).

Funn av dioksiner og furaner (PCDD/F) i fiskeslamproduktene vil bli rapportert på et senere tidspunkt.

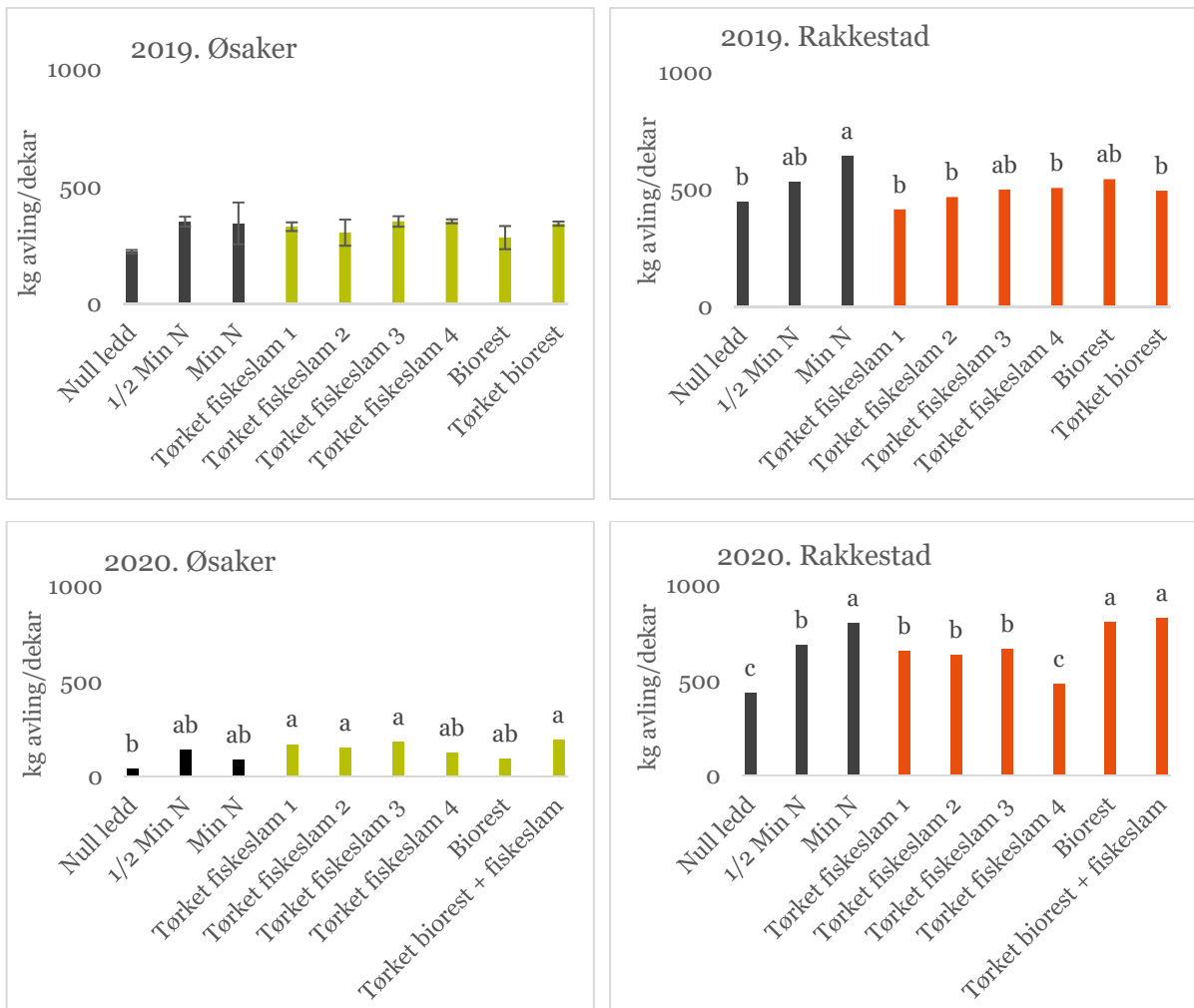
## 3.3 Gjødselkvalitet – resultater fra feltforsøkene

### 3.3.1 Avling, nitrogenopptak og nitrogenbalanser

På Øsaker var forsøksfeltet ujevnt og hveteavlingene lave, spesielt i 2020. Kornplantene viste ikke respons på stigende gjødsling med mineralgjødsel over 6 kg N/daa (½ Min N), hverken i 2019 eller 2020 (Figur 3). En t-test hvor alle fiskeslamprodukter ble testet mot det ugjødslete Null leddet, viste at fiskeslamproduktene hadde en gjennomsnittlig svak positiv effekt på avling både i 2019 og i 2020. I 2020, ga dessuten både Tørket fiskeslam 1, 2 og 3 samt Tørket biorest + fiskeslam signifikant utslag på avling sammenlignet med Null leddet. Meget lav avling viser likevel at planteveksten sannsynligvis var begrenset av andre årsaker enn gjødsling (f.eks. dårlig jordstruktur på deler av feltet). Vi viser derfor øvrige feltresultater bare fra feltet i Rakkestad.

Feltforsøket i Rakkestad viste at fiskeslam kan ha like god N-effekt som mineralgjødsel, men at gjødselkvaliteten til fiskeslam varierer mellom ulike produkter (Figur 3; Tabell 13).

I 2019 ble det dyrket bygg på feltet i Rakkestad. Bygg er avhengig av tilgjengelig N tidlig i vekstsesongen. Effekten til Tørket fiskeslam 3 og Biorest på avling var ikke signifikant forskjellig fra verken Null leddet eller Min N dette året (Figur 3). Tørket fiskeslam 1, 2 og 4 samt Tørket biorest hadde ingen signifikant effekt på avling sammenlignet med Null leddet, og hadde signifikant lavere effekt på avling enn Min N. Den relative gjødseleffekten til Tørket fiskeslam 1 var signifikant lavere enn til ½ Min N og Min N, ellers var det ingen signifikante forskjeller mellom den relative gjødseleffekten til gjødselbehandlingene (Tabell 13). Proteininnholdet i kornet varierte mellom 10,7 og 13,2%, med det laveste proteininnholdet i ugjødslet korn og det høyeste i korn gjødslet med Min N. Ingen av fiskeslamproduktene økte proteininnholdet i kornet signifikant sammenlignet med Null leddet. Biorest førte til en signifikant økning av hektolitervekten sammenlignet med Null leddet.



**Figur 3.** Kornavling (15% vann) på Øsaker og i Rakkestad i 2019 og 2020. For Øsaker (2019) viser feilfelt standardavvik. Ellers er det statistisk signifikant forskjell mellom behandlingene som ikke deler samme bokstav (enveis ANOVA med  $p < 0,05$ , etterfulgt av Tukey's test).

I 2020 ble det dyrket havre i Rakkestad, og avlingen viser den kombinerte ettervirkningseffekten av 2019 og effekten av gjødsel tilført 2020. I 2020 ga både Biorest og Tørket biorest + fiskeslam like høy havreavling som Min N (Figur 3). Effekten til Tørket fiskeslam 1, 2 og 3 var sammenlignbar med 1/2 Min N. Tørket fiskeslam 4 viste ingen effekt på avling sammenlignet med Null leddet, og ga signifikant lavere havreavling enn de andre fiskeslamproduktene. Proteininnholdet i kornet varierte mellom 9,7 og 11,7%, med det laveste proteininnholdet i ugjødslet korn (Null ledd) og det høyeste innholdet i korn gjødslet med Min N og Tørket biorest + fiskeslam og Biorest (Tabell 13). I 2020 ga alle fiskeslamproduktene signifikant økt proteininnholdet i kornet sammenlignet med Null leddet.

**Tabell 13. Relativ gjødseleffekt (%) av fiskeslamproduktene sammenlignet med mineralgjødning (Min N), proteininnhold i korn og hektolitervekt målt i feltforsøket i Rakkestad i 2019 og 2020. Det er statistisk signifikant forskjell mellom behandlingene som ikke deler samme bokstav (enveis ANOVA med  $p < 0,05$ , etterfulgt av Tukey's test); i.s. = ikke signifikante forskjeller.**

Behandling	Relativ gjødseleffekt (%)				Protein (%)				Hektolitervekt (kg/100L)			
	2019		2020		2019		2020		2019		2020	
<b>Null ledd</b>	-		-		10,7	B	9,7	C	63,8	B	56,8	i.s.
<b>½ Min N</b>	103	A	124	A	12,0	AB	10,5	BC	65,9	AB	57,2	i.s.
<b>Min N</b>	89	A	94	A	13,2	A	11,7	A	66,2	A	55,4	i.s.
<b>Tørket fiskeslam 1</b>	-17	B	54	B	12,6	AB	10,8	B	65,3	AB	57,5	i.s.
<b>Tørket fiskeslam 2</b>	11	AB	48	B	11,2	B	10,6	B	64,5	AB	57,2	i.s.
<b>Tørket fiskeslam 3</b>	29	AB	56	B	12,4	AB	10,8	B	65,5	AB	57,1	i.s.
<b>Tørket fiskeslam 4</b>	29	AB	7	C	11,2	B	10,9	B	64,6	AB	57,2	i.s.
<b>Biorest</b>	50	AB	95	A	12,4	AB	11,2	AB	66,0	A	55,8	i.s.
<b>Tørket biorest (+ fiskeslam)</b>	25	AB	101	A	11,4	B	11,7	A	65,6	AB	55,6	i.s.

Tabell 14 viser N konsentrasjonen i planteprøver tatt ved ulike vekststadier i feltforsøkene, både på Øsaker og i Rakkestad.

I 2019 skilte Biorest seg ut både på Øsaker og i Rakkestad, ved signifikant økt N konsentrasjon i planteprøvene ved Zadoks 37 og 47 sammenlignet med Null leddet. Nitrogenkonsentrasjonen var på samme nivå som Min N. På Øsaker ga Biorest ved Zadoks 45 dessuten signifikant høyere N konsentrasjon sammenlignet med alle de andre fiskeslamproduktene, og var på samme nivå som Min N.

I 2020 skilte Tørket biorest + fiskeslam seg ut både på Øsaker og i Rakkestad, ved signifikant økt N konsentrasjon i planteprøvene ved Zadoks (23-)31 sammenlignet med Null leddet, og var på samme nivå som Min N. I Rakkestad ga også Biorest signifikant økt N konsentrasjon i planteprøvene ved det samme vekststadiet. Seinere i vekstsesongen var forskjellene jevnet ut på Øsaker, og ved Zadoks 65 førte ingen fiskeslamprodukter til signifikant høyere N konsentrasjon enn Null leddet. På Rakkestad derimot var N konsentrasjonen i plantene gjødslet med Tørket biorest + fiskeslam eller Biorest fremdeles på samme nivå som plantene gjødslet med Min N ved Zadoks 52.

Tabell 14. Nitrogen (N) konsentrasjon (% i tørrstoff) i planteprøver tatt ved ulike vekststadier (Zadoks) i feltforsøkene på Øsaker og i Rakkestad. Det er statistisk signifikant forskjell mellom behandlingene som ikke deler samme bokstav (enveis ANOVA med  $p < 0,05$ , etterfulgt av Tukey's test).

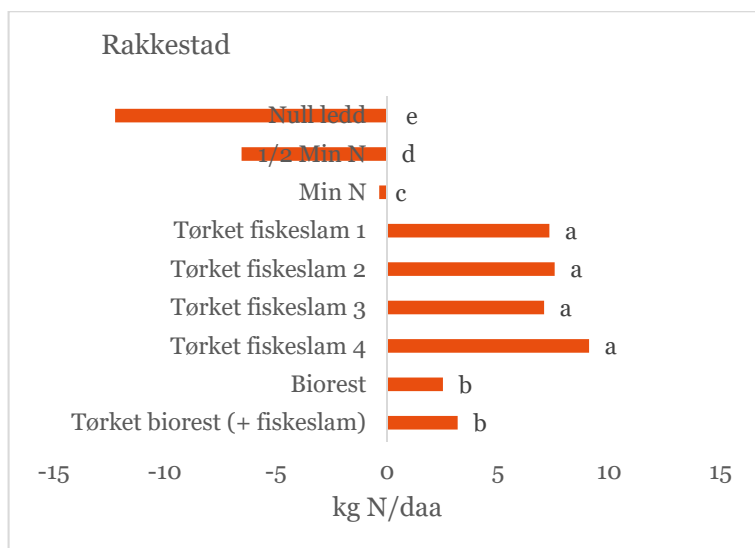
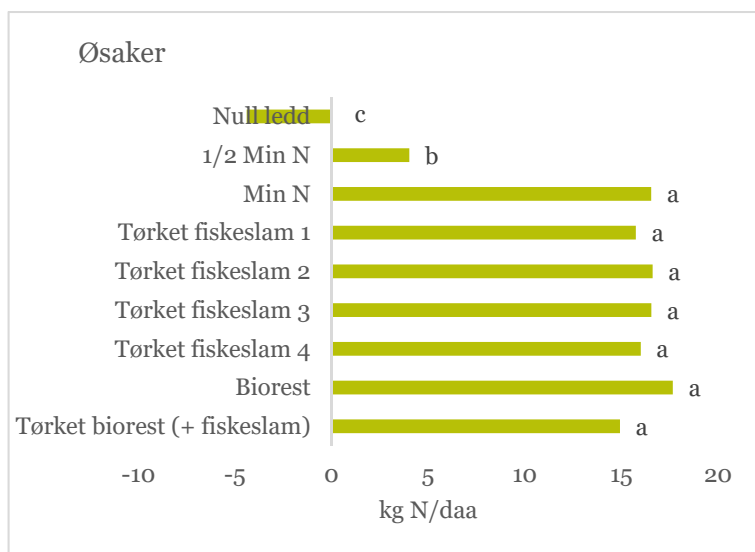
Behandling	Øsaker								Rakkestad					
	2019		2019		2020		2020		2019		2020		2020	
	Zadoks 37		Zadoks 45		Zadoks 23-31		Zadoks 65		Zadoks 47		Zadoks 31		Zadoks 52	
<b>Null ledd</b>	3,2	C	1,7	B	3,0	B	2,1	B	2,0	B	3,3	E	1,7	E
<b>½ Min N</b>	3,6	BC	1,9	B	3,8	AB	2,5	AB	3,0	AB	4,4	BCD	2,2	ABCD
<b>Min N</b>	5,2	A	2,8	A	4,5	A	2,8	A	3,4	A	5,4	A	2,5	AB
<b>Tørket fiskeslam 1</b>	4,1	ABC	2,1	B	3,8	AB	2,2	AB	3,0	AB	4,2	BCDE	2,0	BCDE
<b>Tørket fiskeslam 2</b>	4,4	ABC	2,1	B	4,0	AB	2,2	AB	2,6	AB	3,9	CDE	1,8	DE
<b>Tørket fiskeslam 3</b>	4,2	ABC	2,0	B	3,9	AB	2,0	B	2,4	AB	3,7	DE	1,9	CDE
<b>Tørket fiskeslam 4</b>	4,0	ABC	1,9	B	3,0	B	2,1	B	2,7	AB	3,3	E	1,7	E
<b>Biorest</b>	4,9	AB	2,9	A	3,8	AB	2,6	AB	3,3	A	4,7	ABC	2,3	ABC
<b>Tørket biorest (+ fiskeslam)</b>	3,9	ABC	1,9	B	4,3	A	2,6	AB	2,5	AB	5,1	AB	2,5	A



Figur 4 viser N-balanser for Øsaker og Rakkestad for tidsrommet våren 2019 til høsten 2020.

For Øsaker viser balansen et N-overskudd for alle gjødselbehandlingene, uten signifikante forskjeller mellom behandlingene som ble tilført i mengder tilsvarende 12 kg N/dekar og år. Nitrogenoverskuddet varierte mellom 14,9 og 17,7 kg N/dekar. Det bekrefter at planteveksten var begrenset av andre årsaker enn N-tilgang. Bare Null leddet viste et N-underskudd (-4,4 kg N/dekar).

For Rakkestad er N-balansen tilnærmet null for Min N (12 kg N/dekar). Alle fiskeslamproduktene førte til et N-overskudd på mellom 2,5 og 9,1 kg N/dekar, men for Tørket biorest (+ fiskeslam) og Bio-rest var N-balansen signifikant lavere enn for de tørkede fiskeslamproduktene. Både Null leddet og 1/2 Min N (6 kg N/dekar) førte til et N-underskudd.

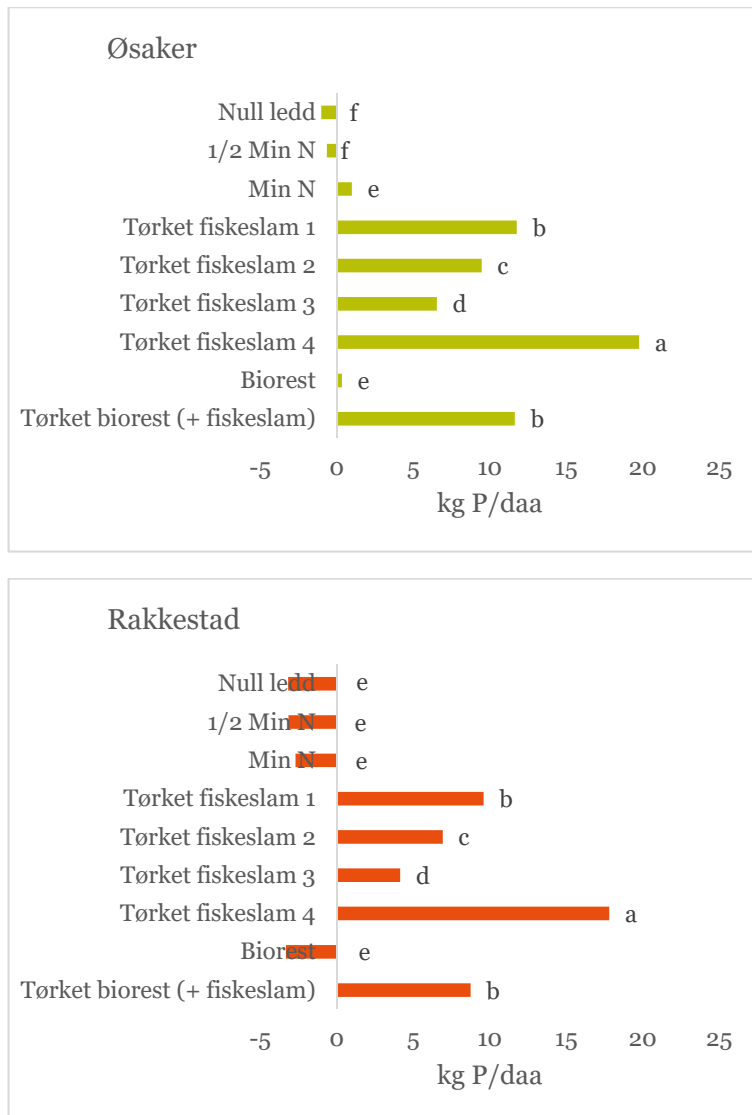


Figur 4. Nitrogen (N) balanser på Øsaker og i Rakkestad (tilført N minus N fjernet i avling) over to vekstsesonger. Det er statistisk signifikant forskjell mellom behandlingene som ikke deler samme bokstav (enveis ANOVA med  $p < 0,05$ , etterfulgt av Tukey's test).

### 3.3.2 Fosforbalanser og effekt på jorden

Figur 5 viser P-balanser for Øsaker og Rakkestad for tidsrommet våren 2019 til høsten 2020.

Fosforoverskuddet var meget høyt for alle de tørkede fiskeslamproduktene inkludert Tørket biorest (+ fiskeslam) på begge felt; mellom 7 og 20 kg P/dekar på Øsaker og mellom 4 og 18 kg P/dekar i Rakkestad. Overskuddet var signifikant høyest for Tørket fiskeslam 4 på begge felt. For Biorest var P-balansen sammenlignbar med Min N på begge felt; 0,3 kg P/dekar på Øsaker og -3,3 kg P/dekar i Rakkestad.



Figur 5. Fosforbalanser på Øsaker og i Rakkestad (tilført P minus P fjernet i avling) over to vekstsesonger. Det er statistisk signifikant forskjell mellom behandlingene som ikke deler samme bokstav (enveis ANOVA med  $p < 0,05$ , etterfulgt av Tukey's test).

Tabell 15. pH, P-AL og vannløselig P i jorden høsten 2020, på Øsaker og i Rakkestad. Det er statistisk signifikant forskjell mellom behandlingene som ikke deler samme bokstav (enveis ANOVA med  $p < 0,05$ , etterfulgt av Tukey's test); i.s. = ikke signifikante forskjeller.

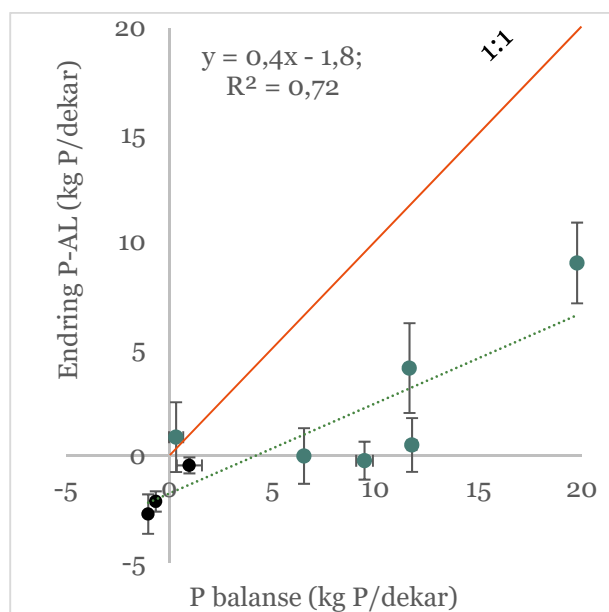
Behandling	Øsaker						Rakkestad					
	pH		P-AL		Vannløselig P		pH		P-AL		Vannløselig P	
		i.s.	mg/100 g	C	mg/kg	AB		i.s.	mg/100 g	C	mg/kg	AB
<b>Null ledd</b>	6,4	i.s.	5,6	C	0,27	AB	6,4	AB	11,0	i.s.	0,4	i.s.
<b>½ Min N</b>	6,4	i.s.	5,9	C	0,34	AB	6,4	AB	12,0	i.s.	0,4	i.s.
<b>Min N</b>	6,3	i.s.	6,7	BC	0,17	B	6,3	AB	11,0	i.s.	0,4	i.s.
<b>Tørket fiskeslam 1</b>	6,3	i.s.	7,1	BC	0,41	AB	6,5	A	11,7	i.s.	0,4	i.s.
<b>Tørket fiskeslam 2</b>	6,3	i.s.	6,8	BC	0,29	AB	6,4	AB	12,3	i.s.	0,4	i.s.
<b>Tørket fiskeslam 3</b>	6,3	i.s.	6,9	BC	0,73	A	6,4	AB	10,5	i.s.	0,5	i.s.
<b>Tørket fiskeslam 4</b>	6,3	i.s.	11,0	A	0,59	AB	6,2	B	11,7	i.s.	0,5	i.s.
<b>Biorest</b>	6,2	i.s.	7,3	BC	0,27	AB	6,4	AB	11,3	i.s.	0,4	i.s.
<b>Tørket biorest (+ fiskeslam)</b>	6,3	i.s.	8,7	B	0,31	AB	6,4	AB	11,3	i.s.	0,4	i.s.

Når forsøket ble anlagt på våren 2019, hadde jorda på Øsaker et middels/optimalt innhold av lett tilgjengelig P (6,9 mg P-AL/100 g, Tabell 5) som tilsier behov for balansegjødsling med P. Etter to vekstsesonger med gjødsling, var P-nivået i jorda på Øsaker signifikant påvirket av gjødselbehandlingene (Tabell 15). Tørket fiskeslam 4 hadde ført til en signifikant økning av P-AL i jorda (11 mg P-AL/100 g) sammenlignet med alle de andre gjødselbehandlingene. Tørket biorest (+ fiskeslam) førte til en signifikant økning av P-AL i jorda (8,7 mg P-AL/100 g) sammenlignet med det ugjødslete Null leddet, som reduserte P-AL nivået i jorda (5,9 mg P-AL/100 g) sammenlignet med forsøksoppstart. På Øsaker førte dessuten Tørket fiskeslam 3 til en signifikant økning av vannløselig P i jorda sammenlignet med Min N.

I Rakkestad var P-AL nivået i jorda høyt når forsøket ble anlagt og med noe variasjon mellom forsøksrutene (11-14 mg/100 g, Tabell 5). Fosfornivået i jorda i Rakkestad ble ikke signifikant påvirket av gjødselbehandlingene (Tabell 15) til tross for delvis høyt P-overskudd tilført med gjødselbehandlingene (Figur 5).

Det var ingen tydelige effekter av gjødselbehandlingene på pH i jorda, hverken på Øsaker eller i Rakkestad. Den signifikante forskjellen i pH mellom rutene til Tørket fiskeslam 1 og 4 i Rakkestad kan antageligvis forklares med jordvariasjon på stedet, siden pH i fiskeslamproduktene var tilnærmet lik (Tabell 10).

Figur 6 viser sammenhengen mellom P-balansen (tilført P minus P fjernet i avling) over to vekstsesonger og endring i P-AL i jorda, omregnet til kg P/dekar, i samme periode på Øsaker. Punktene som ligger under 1:1 linja hadde en mindre endring i P-AL enn overskuddet på P-balansen skulle tilsi. Det betyr at en andel av P-overskuddet var så sterkt bundet at det ikke ble ekstrahert i P-AL-analysen. Dette gjaldt for alle tørkede fiskeslamprodukter, og er i godt samsvar med den lave fosforeffekten til fiskeslam beskrevet i Brod og Øgaard (2021).



Figur 6. Sammenheng mellom fosfor (P) balanse (kg P/dekar) over to vekstsesonger og endring i P-AL (kg P/dekar) som effekt av gjødselbehandlingene gjennom to vekstsesonger på Øsaker (fra vår 2019 til høst 2020)

### 3.3.3 Tungmetaller: Tilførsel og konsentrasjon i korn

Det var ingen forskjell i Cd-konsentrasjonen i korn som effekt av gjødselbehandlingene hverken på Øsaker eller i Rakkestad i 2019 eller i 2020. Kadmium konsentrasjonen i korn var under deteksjonsgrensen på 0,2 µg Cd/g tørrstoff for alle gjødselbehandlingene (resultater ikke vist).

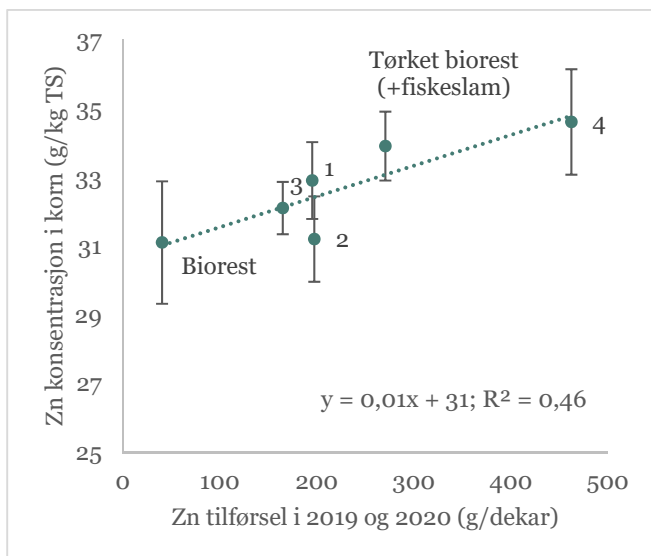
Tabell 16 viser Zn-konsentrasjon i korn som effekt av gjødselbehandlingene: Mens det ikke var tydelige effekter på Øsaker, var det signifikante forskjeller mellom gjødselbehandlingene og deres effekt på Zn-konsentrasjon i korn under feltforsøket i Rakkestad både i 2019 og 2020. I 2019 førte Tørket fiskeslam 1 og 3 til økt Zn-konsentrasjon i korn sammenlignet med ½ Min N, og i 2020 førte Tørket fiskeslam 4, Tørket biorest + fiskeslam og Min N til økt Zn konsentrasjon i korn sammenlignet med ½ Min N.

Figur 7 viser at det var en signifikant sammenheng mellom Zn tilførsel (g/dekar) som effekt av fiskeslambehandlingene over to vekstsesonger og Zn konsentrasjon i korn i Rakkestad i 2020 ( $p < 0,05$ ).

**Tabell 16. Sink (Zn) konsentrasjon i korn (g/kg tørrstoff) under feltforsøkene på Øsaker og i Rakkestad. Det er statistisk signifikant forskjell mellom behandlingene som ikke deler samme bokstav (enveis ANOVA med  $p < 0,05$ , etterfulgt av Tukey's test); i.s. = ikke signifikante forskjeller.**

Behandling	Øsaker				Rakkestad			
	2019		2020		2019		2020	
<b>Null ledd</b>	34,7	i.s.	40,9	i.s.	33,0	BC	32,1	AB
<b>½ Min N</b>	33,4	i.s.	37,0	i.s.	32,3	C	29,2	B
<b>Min N</b>	35,4	i.s.	38,0	i.s.	34,8	BC	33,6	A
<b>Tørket fiskeslam 1</b>	36,4	i.s.	37,3	i.s.	42,6	A	32,9	AB
<b>Tørket fiskeslam 2</b>	31,6	i.s.	39,9	i.s.	34,6	BC	31,2	AB
<b>Tørket fiskeslam 3</b>	34,2	i.s.	37,7	i.s.	38,3	AB	32,1	AB
<b>Tørket fiskeslam 4</b>	34,9	i.s.	40,9	i.s.	34,3	BC	34,6	A
<b>Biorest</b>	34,3	i.s.	39,5	i.s.	33,8	BC	31,1	AB
<b>Tørket biorest (+ fiskeslam)</b>	33,5	i.s.	39,4	i.s.	34,5	BC	33,9	A





Figur 7. Sammenheng mellom sink (Zn) tilførsel som effekt av fiskeslambehandlingene over to vekstsesonger og Zn konsentrasjon i korn i Rakkestad i 2020 (n=3)

## 3.4 Gjødselkvalitet – resultater fra laboratoriet

### 3.4.1 Ekstraksjoner og kjemisk sammensetning

Tabell 17 viser C/N forholdet i fiskeslamproduktene og resultater fra ulike N-ekstraksjoner som ble vurdert som relevante for predikering av den potensielle N-effekten til fiskeslam.

C/N forholdet i de tørkede fiskeslamproduktene varierte mellom 5,1 og 14,2 med det laveste C/N forholdet i Tørket biorest (+ fiskeslam) og det høyeste C/N forholdet i Tørket fiskeslam 4-a (2020). Det var også noe variasjon i C/N forholdet til fiskeslam fra samme anlegg, f.eks. mellom 6,9 og 11,2 for Tørket fiskeslam 1-a (2019) og 1-b (2018). Til sammenligning var C/N forholdet i fiskefôrprøvene noe lavere enn i de tørkede fiskeslamprøvene, mellom 5,9 og 7,2 (resultater ikke vist). Figur 8 viser at det var en signifikant lineær sammenheng mellom C/N forholdet i de tørkede fiskeslamproduktene og N-innholdet: Jo lavere C/N forholdet i fiskeslamproduktene, desto høyere N-innholdet i produktet. Biorest er ikke inkludert i Figur 8, fordi C/N forholdet i Biorest (0,7 og 1,6) er sterkt påvirket av at lett omsettelig karbon har blitt utnyttet til biogass og lett omsettelig organisk N har blitt omdannet til  $\text{NH}_4\text{-N}$  som del av biogassprosessen. I Tørket biorest (+ fiskeslam) har derimot mye  $\text{NH}_4\text{-N}$  gått tapt under avanningen og C/N forholdet er i samme størrelsesorden som for de tørkede fiskeslamproduktene (Tabell 10).

Andelen  $\text{CaCl}_2$ -løselig N varierte mellom 2,1 og 11,1% uten tydelige forskjeller mellom behandlingsteknologiene for de tørkede fiskeslamproduktene. I Biorest (2019) var andelen  $\text{CaCl}_2$ -løselig N (17,8%) høyere enn i de andre produktene, men prøven ble ikke inkludert i den statistiske testen pga. forskjellig forbehandling sammenlignet med de andre produktene (frysetørring i stedet for tørking ved 40 °C).

Andelen  $\text{CaCl}_2$ -løselig C varierte mellom 5,5 og 25,7% av totalt organisk karbon (TOC, estimert basert på glødetap), med signifikant lavere andel for Tørket biorest + fiskeslam og Tørket fiskeslam 4 sammenlignet med de andre tørkede fiskeslamproduktene.

Andelen Øien-løselig N var signifikant høyest for Biorest. I Tørket biorest + fiskeslam og Tørket fiskeslam 2 var andelen Øien-løselig N signifikant høyere enn i alle andre tørkede fiskeslamproduktene.

Andelen  $\text{NaHCO}_3$ -løselig P varierte mellom 2,2 og 14,1% av totalt P, og var i samme størrelsesorden som for fiskeslamproduktene undersøkt av Brod og Øgaard (2021).

Tabell 17. C/N forhold i fiskeslamproduktene og resultater fra kjemiske ekstraksjoner. Det er statistisk signifikant forskjell mellom behandlingene som ikke deler samme bokstav (enveis ANOVA med  $p < 0,05$ , etterfulgt av Tukey's test. År og referanseprøvene fra andre prosjekter ble definert som gjentak. Fiskeslam 4-a og 4-c ble definert som ulike behandlinger).

Prøve	År	C/N <sup>1</sup>	CaCl <sub>2</sub> -løselig N	CaCl <sub>2</sub> -løselig C <sup>1</sup>	Øien-løselig N	NaHCO <sub>3</sub> -løselig P
			% av totalt N	% av TOC	% av totalt N	% av totalt P
Tørket fiskeslam 1-a	2019	6,9	3,2	17,1	1,4	5,2
	2020	7,3	2,4	13,3	0,3	3,0
Tørket fiskeslam 1-b <sup>2</sup>	2018	11,2	-	-	-	2,2
Tørket fiskeslam 1-c <sup>3</sup>	2021	7,2	-	-	-	-
Tørket fiskeslam 2-a	2019	6,1	7,7	21,8	4,2	4,5
	2020	5,4	7,3	25,7	7,9	4,0
Tørket fiskeslam 2-b <sup>4</sup>	2018	6,7	-	-	-	2,1
Tørket fiskeslam 2-c <sup>5</sup>	2020	8,7	11,1	17,5	9,8	14,1
Tørket fiskeslam 3-a	2019	7,2	2,1	16,1	1,2	7,3
	2020	7,1	7,2	21,2	1,4	12,5
Tørket fiskeslam 3-b <sup>2</sup>	2018	9,2	-	-	-	1,6
Tørket fiskeslam 4-a	2019	10,9	5,6	10,0	3,8	7,8
	2020	14,2	6,5	5,9	-0,4	3,2
Tørket fiskeslam 4-b <sup>2</sup>	2018	6,2	-	-	-	5,4
Tørket fiskeslam 4-c <sup>4</sup>	2018	5,9	2,6	17,4	-	-
Biorest	2019	1,6	(17,8 <sup>6</sup> )	-	-	10,2
	2020	0,7	3,7	-	84,4	13,2
Tørket biorest (+ fiskeslam)	2019	5,1	7,1	10,4	13,5	3,4
	2020	5,1	5,6	5,5	10,2	7,1

<sup>1</sup> Totalt organisk karbon (TOC) er estimert basert på glødetap delt på faktor 2,1 (gjennomsnitt av fem fiskeslamprodukter);

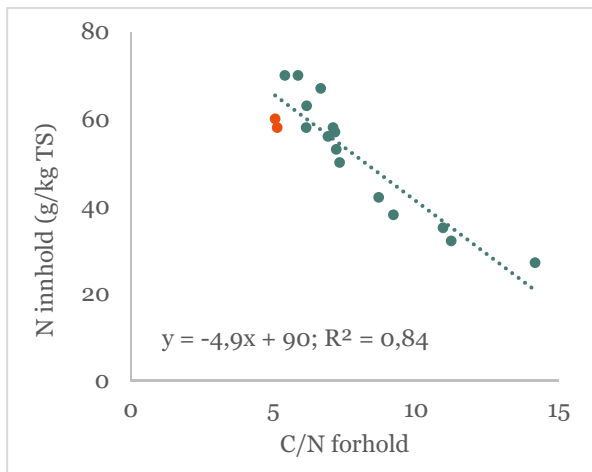
<sup>2</sup> analysert innenfor Fish2Farm prosjektet (Cabell et al. 2019);

<sup>3</sup> analysert på oppdrag;

<sup>4</sup> analysert innenfor Kretsløp SIS prosjektet (upubliserte data);

<sup>5</sup> innenfor Mafigold prosjektet (upubliserte data);

<sup>6</sup> Frysetørket istedenfor tørket (40 °C) og derfor ikke inkludert i den statistiske analysen.



Figur 8. Sammenheng mellom C/N forhold og N innhold (g/kg tørrstoff) i fiskeslam (n = 17; Biorest er ikke inkludert; røde punkter = Tørket biorest (+ fiskeslam))

### 3.4.2 Nitrogenfrigjøring i inkuberingen

Data for N-frigjøring fra fiskeslamproduktene i løpet av inkuberingsperioden og resultater fra N-frigjøringsmodellen er vist i Figur 9. I alle fiskeslamproduktene ble lite N frigjort etter 40 dager. Fordeling av N i fraksjoner (NH<sub>4</sub>-N, raskt- og langsomt tilgjengelig organisk N) basert på frigjøring i løpet av 80 dager er vist i Figur 10.

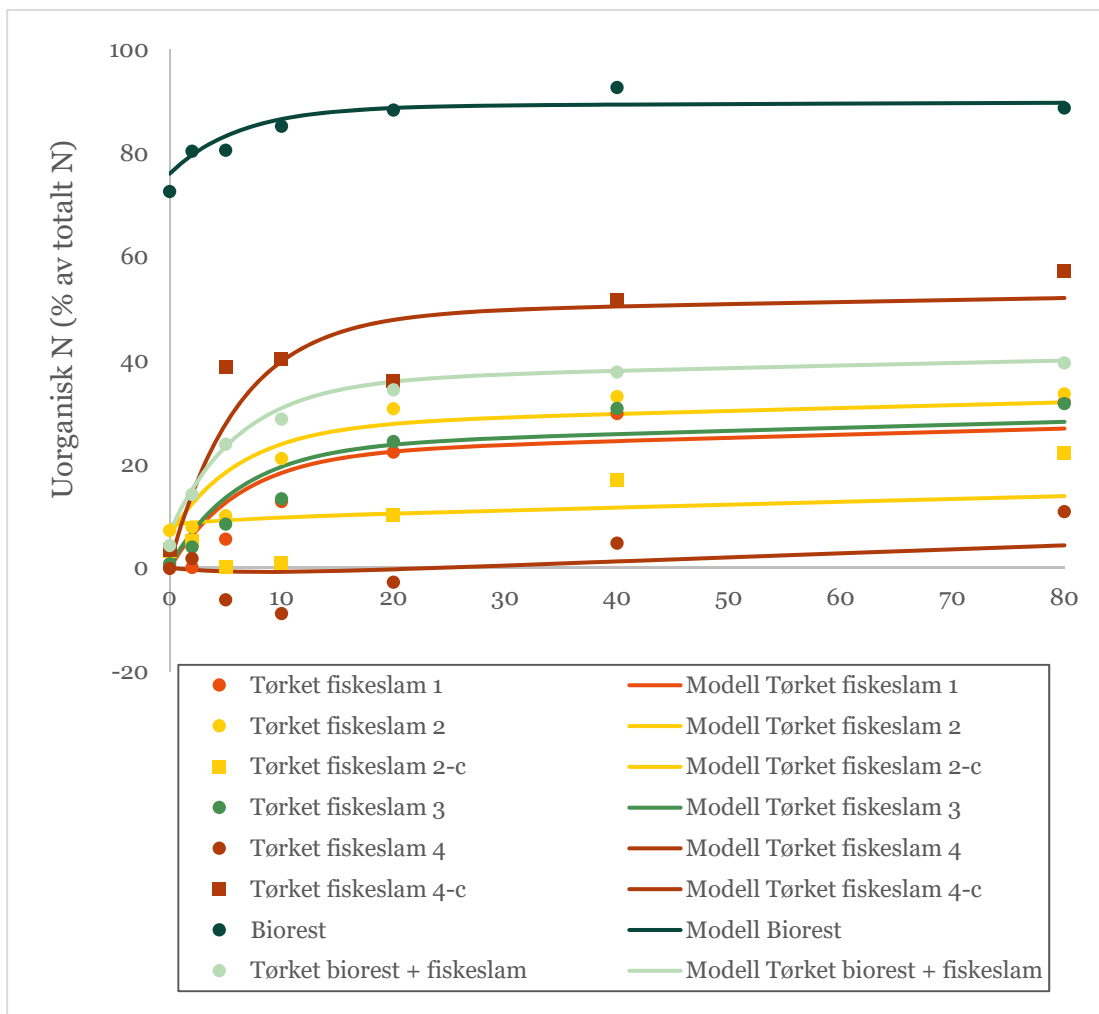
I Biorest forelå nesten alt N som NH<sub>4</sub>-N (Tabell 10) og dette ble gjenfunnet ved dag 0 i inkuberingen (Figur 9). Omtrent halvparten av organisk N i Biorest ble raskt mineralisert, mens resten ikke ble frigjort i løpet av inkuberingsforsøket. Den umiddelbare N-frigjøringen fra Biorest i inkuberingsforsøket er i samsvar med den gode gjødseffekten i felt (Figur 3; Tabell 13).

Tørket biorest + fiskeslam viste i 2020 tilsynelatende bedre effekt i feltforsøket enn i inkuberingsforsøket: Bare rundt 40% av totalt N var tilgjengelig som NH<sub>4</sub>-N eller ble raskt frigjort under inkuberingsforsøket, mens produktet viste like god effekt som Biorest og Min N i felt (2020). I 2019 var N-effekten til Tørket biorest ikke like god som Min N i felt.

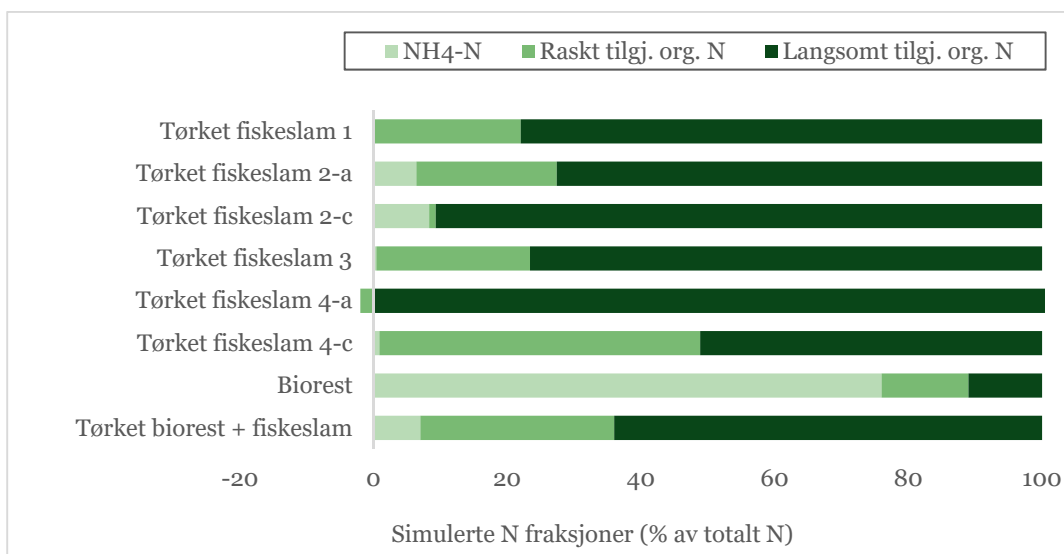
For Tørket fiskeslam 1, 2 og 3 var innholdet av NH<sub>4</sub>-N lavt i utgangspunktet (Tabell 10), men frigjøringen fra en del av det organiske nitrogenet gikk fort. Mellom 22 og 27% av totalt N i Tørket fiskeslam 1, 2 og 3 ble estimert (modell-beregning) til å være raskt plantenyttbart (NH<sub>4</sub>-N + raskt tilgjengelig organisk N). Resten forelå som tungt tilgjengelig organisk N og er derfor lite nyttbart i løpet av den viktige tidlige fasen av næringsopptaket.

I Tørket fiskeslam 4 forelå ikke noe N som NH<sub>4</sub>-N (Tabell 10), og etter innblanding i jord ble en N-mengde tilsvarende 10% av totalt N først tatt opp i jordas mikrober (immobilisering) før det ble frigjort igjen fra ca. dag 10. Dette er i samsvar med resultatene fra feltforsøket: I 2020 så Tørket fiskeslam 4 ut til å ha lavere N-effekt enn de andre fiskeslamproduktene.

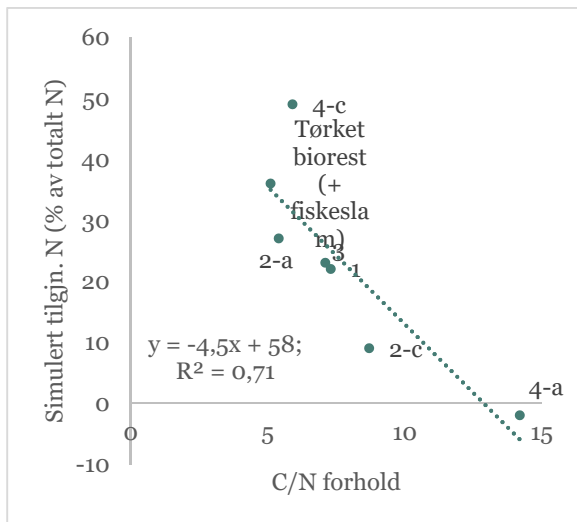
Figur 11 viser at det var en god sammenheng mellom C/N forholdet i fiskeslamproduktene og den simulerte tilgjengelige N-fraksjonen (NH<sub>4</sub>-N + raskt tilgjengelig organisk N): Jo lavere C/N forholdet i fiskeslamproduktene, desto større var den simulerte tilgjengelige N fraksjonen.



Figur 9. Målt (punkt) og simulert (linje) frigjøring av N fra fiskeslamproduktene (uorganisk N = sum av ammonium og nitrat)



Figur 10. Fordeling av totalt nitrogen (N) i fiskeslamproduktene (2020) i fraksjoner, funnet ved analyse ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) og tilpassing av modell til inkuberingsdata (raskt- og langsomt tilgjengelig organisk N). Tørket fiskeslam 2-c fra Mafigold prosjektet; Tørket fiskeslam 4-c fra Kretsløp SIS prosjektet (Henriksen et al. 2019)



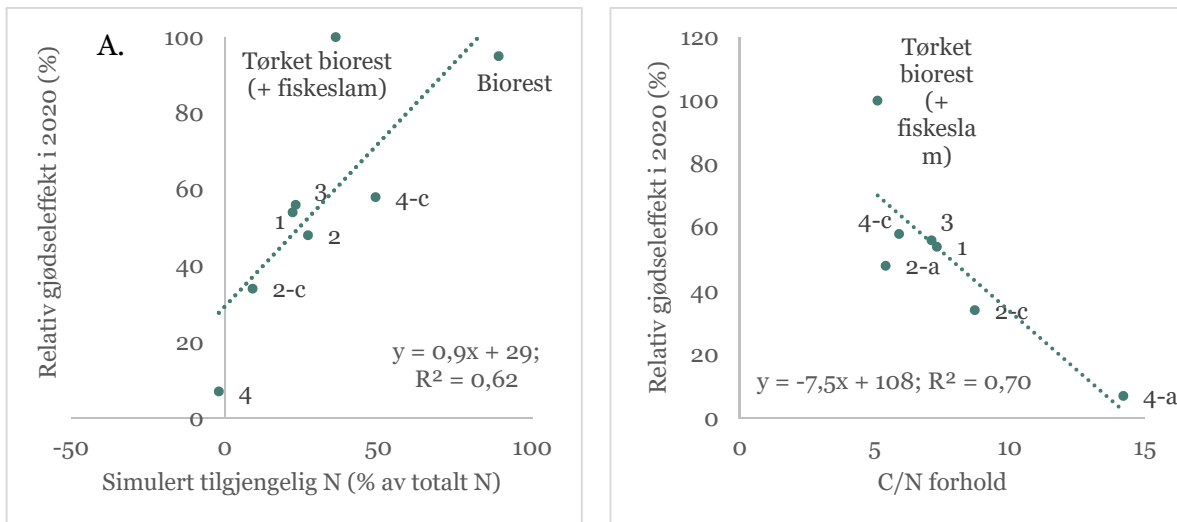
Figur 11. Sammenheng mellom C/N forholdet i fiskeslamproduktene og simulert tilgjengelig nitrogen ( $\text{NH}_4\text{-N}$  + raskt tilgjengelig organisk N; % av totalt N). Biorest er ikke inkludert.

### 3.5 Sammenheng mellom enkle lab metoder og relativ gjødseffekt i felt

Et av målene med FishBash prosjektet har vært å klarlegge om det finnes en rask og rimelig metode for å bestemme den potensielle N-effekten til fiskeslam, slik den vil fremstå under optimale forhold i felt. Under viser vi bare sammenhenger med den relative gjødseffekten målt i feltforsøket i Rakkestad i 2020, fordi planteveksten på Øsaker sannsynligvis var begrenset av andre årsaker enn gjødsling og fordi et utvalg av lab metodene kun ble anvendt på fiskeslamproduktene som ble brukt i 2020.

Det var god sammenheng mellom den relative gjødseffekten til fiskeslamproduktene i feltforsøket i Rakkestad i 2020 og simulert tilgjengelig N basert på inkuberingen ( $\text{NH}_4\text{-N}$  + raskt tilgjengelig organisk N) (Figur 12a). Det betyr at metoden beskrevet i Henriksen et al. (2019) fungerer godt for å skille mellom raskt- og langsomt tilgjengelig organisk N også for fiskeslamprodukter. Bare Tørket biorest (+ fiskeslam) ligger langt utenfor regresjonslinjen med simulert tilgjengelig N som forklaringsvariabel og den relative gjødseffekten som responsvariabel. Forsøket gir ikke grunnlag for å spekulere på hva som var årsaken for den gode gjødseffekten til Tørket biorest + fiskeslam i 2020, som ikke er i samsvar med N-frigjøringen inkuberingsforsøket eller med gjødseffekten i 2019.

Simulert tilgjengelig N (% av totalt N), som ble brukt som forklaringsvariabel i Figur 12a, ble beregnet basert på N-frigjøring fra fiskeslamproduktene i løpet av 80 dager. Lite N ble frigjort fra alle fiskeslamproduktene mellom dag 40 og 80 (Figur 9). Forklaringen av den relative gjødseffekten til fiskeslamproduktene i Rakkestad i 2020 var derfor like god, når simulert tilgjengelig N (% av totalt N) ble beregnet kun basert på de første 40 dagene av inkuberingsforsøket ( $R^2 = 0,63$ ; resultater ikke vist). Det tyder på at et inkuberingsforsøk som avsluttes etter 40 dager antageligvis er tilstrekkelig for å klarlegge N-kvaliteten til fiskeslamprodukter med ukjent gjødseffekt. Korrelasjonen avtok betydelig når simulert tilgjengelig N (% av totalt N) kun ble beregnet basert på de første 20 dagene av inkuberingsforsøket ( $R^2 = 0,42$ ; resultater ikke vist).



**Figur 12. Sammenheng mellom den relative gjødseffekten i feltforsøket i Rakkestad i 2020 (% virkning i forhold til kontroll ledd Min N) og A. Simulert tilgjengelig nitrogen (NH<sub>4</sub>-N + raskt tilgjengelig organisk nitrogen) basert på inkubering over 80 dager, og B. C/N forhold i fiskeslamproduktene (Biorest er ikke inkludert)**

Det var videre godt samsvar mellom den relative gjødseffekten til fiskeslamproduktene i feltforsøket i Rakkestad i 2020 og C/N forholdet i fiskeslamproduktene (Figur 12b; Biorest er ikke inkludert); jo lavere C/N forhold i fiskeslamproduktet, desto bedre var den relative gjødseffekten i felt. C/N forholdet i tørkede fiskeslamprodukter kan derfor gi en god indikasjon av N kvaliteten, som også vist ved den gode sammenhengen mellom C/N forholdet i fiskeslamproduktene og simulert tilgjengelig N (NH<sub>4</sub>-N + raskt tilgjengelig organisk N; % av totalt N; Figur 11).

Det var videre relativt godt samsvar mellom den relative gjødseffekten og totalt N-innhold i fiskeslamproduktene ( $R^2 = 0,45$ ). Det var ellers ikke signifikante sammenhenger mellom den relative gjødseffekten og N-fraksjonene i fiskeslamproduktene som ble vurdert som relevante for predikering av den potensielle N effekten til fiskeslam (CaCl<sub>2</sub>-løselig N, CaCl<sub>2</sub>-løselig C og Øien-løselig N; Tabell 17).

## 4 Diskusjon

Allerede i 2016 nevnte Regjeringens bioøkonomistrategi potensialet i bruken av fiskeslam som gjødsel for å oppnå bedre utnyttelse og resirkulering av verdifullt fosfor (Nærings- og fiskeridepartement 2016). Likevel er fiskeslam i dag et betydelig og kostbart avfallsproblem for mange landbaserte oppdrettsanlegg, i stedet for en økonomisk verdifull ressurs. Problemet kommer til å øke med revisjonen av dagens Gjødselvarerforskrift som er forventet å stramme inn dagens restriksjoner på P-tilførsel til jordbruksarealer. Ytterlige P-restriksjoner for jordbruket vil øke behovet for å transportere fiskeslam til områder med lite husdyr og å anvende fiskeslam som gjødsel i områder som ikke tidligere har tatt imot fiskeslam som gjødsel. Det er en utfordring at Forurensingsloven pålegger landbaserte oppdrettere å samle opp fiskeslam og det er forventet strengere P-restriksjoner for jordbruket, når det fremdeles er store kunnskapshull som er til hinder for effektiv utnyttelse av fiskeslam som gjødsel i jordbruket. Både oppdrettsnæringen, landbruket og beslutningstakere trenger økt kunnskap for å utvikle resirkuleringsgjødsel basert på fiskeslam som kan erstatte mineralgjødsel i jordbruket. Målet med FishBash prosjektet har derfor vært å bidra til å tette kunnskapshullene knyttet til kvaliteten til fiskeslam som gjødsel.

### 4.1 Ubalansert sammensetning av næringsstoffer

En av flere hindringer knyttet til bruken av fiskeslam som gjødsel ligger i den ubalanserte sammensetningen av næringsstoffene sammenlignet med plantenes behov. I praktisk landbruk vil det ubalanserte forholdet mellom næringsstoffene fremstå som en stor utfordring, hvis fiskeslam brukes som gjødsel uten videre produktoptimalisering.

Nitrogen er det næringsstoffet som jordbruksvekstene trenger mest av. Kalium er også et næringsstoff plantene trenger mye av, mens P kommer på tredje plass. Spesielt forholdet mellom N og P var lavt i alle fiskeslamproduktene med unntak av Biorest (Tabell 10). Alle fiskeslamproduktene som ble undersøkt i FishBash prosjektet hadde dessuten et lavt innhold av K. Fiskeslamprøvene som ble tatt ved ulike trinn i behandlingsprosessen tyder på at det ubalanserte forholdet mellom næringsstoffene delvis skyldes at både ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) og kalium ( $\text{K}^+$ ) er lettløselige og følger væskefasen under avvanningen, mens P i større grad følger partiklene i det organiske materialet (Tabell 9). Magnesiuminnholdet i fiskeslamproduktene ble ikke undersøkt som del av FishBash prosjektet.

Lavt N/P forhold i fiskeslam vil føre til overgjødning med P, hvis gjødselmengden beregnes ut fra N-innholdet, og særlig om man tar hensyn til den faktiske N-effekten. I feltforsøket ble opp til 16 kg P/dekar tilført med fiskeslam (Tabell 6) når doseringen ble styrt av totalt N-innhold, cirka 10 ganger så mye P som anbefalt i henhold til gjødselingsnormen for korn (NIBIO 2021). Den ubalanserte sammensetningen av næringsstoffer forklarer det store P-overskuddet i jorden etter feltforsøkene var avsluttet for alle fiskeslamproduktene unntatt for Biorest (Figur 5), og signifikante utslag av fiskeslam på P-AL nivået i jorda på Øsaker (Tabell 15).

Utfordringen kan løses ved å kombinere fiskeslam med mineralske gjødselkomponenter, enten ved separat tilførsel av NK-gjødsel (f.eks. OPTI-NK 22-0-12) eller ved anrikning av fiskeslammet med mineralsk N og K. Slik vil man kunne oppnå en balansert næringsstofftilførsel, mer i samsvar med plantenes behov og P i fiskeslammet vil bli kunne utnyttet på en bærekraftig måte.

Hypotesen om ulik næringsstoffsammensetning i fiskeslam fra gjennomstrømningsanlegg og resirkuleringsanlegg (RAS), som lå til grunn for FishBash prosjektet, kunne verken bli bekreftet eller forkastet, siden fiskeslamprøvene som ble undersøkt var påvirket av mange flere parametere enn type settefiskanlegg. Det var heller ikke mulig å undersøke effekten av polymerbruk under avvanningen på næringsstoffsammensetningen eller på tilgjengeligheten av næringsstoffene for plantene.



## 4.2 Nivå av uønskete stoffer

For at fiskeslam skal kunne resirkuleres og få verdi som organisk gjødsel, må landbruket på mottaker-siden kunne stole på at innholdet av tungmetaller, organiske miljøgifter og smittestoffer er tilstrekkelig lavt. I en pressemelding publisert i 2019 anbefalte Mattilsynet derfor alle oppdrettere som skal investere i nye anlegg om å sørge for at behandlingen av fiskeslam sikrer hygienisering og stabilisering (NTB 2019).

Det er kjent at bruken av fiskeslam som gjødsel ofte har vært begrenset av Zn- og/eller Cd-innhold i henhold til dagens Gjødselvereforskrift (Lovdata 2003). Sink er både et tungmetall hvor høye konsentrasjoner er uønsket, og et nødvendig næringsstoff. Det tilsettes fiskefôret for å sikre fiskens helse og for å erstatte antibiotika (Silva et al. 2019). Kadmium derimot er kun et uønsket og giftig tungmetall som kommer med de marine føringrediensene.

Også våre resultater viser at fiskefôrproduzentene bør jobbe ytterligere med å optimalisere fiskefôrets kvalitet, ved å redusere innholdet av Zn og Cd restproduktet fiskeslam så langt det lar seg gjøre. De fleste fiskeslamproduktene i vårt datasett var i kvalitetsklasse II pga. høye Zn- og/eller Cd-konsentrasjoner (Tabell 11). Tilførsel av fiskeslam til landbruksjord er dermed begrenset til 2 tonn tørrstoff/daa/10 år, eller 200 kg tørrstoff/daa/år. Med denne mengdebegrensningen kan de tørkede fiskeslamproduktene som var med i våre forsøk gi mellom 5,4 kg N/daa (Tørket fiskeslam 4-a i 2020) og 14,0 kg N/daa (Tørket fiskeslam 2-a i 2020) per år. Om N-tilførselen med fiskeslam er tilstrekkelig eller ikke, vil i tillegg være avhengig av N-kvaliteten i fiskeslammet og avlingspotensialet for arealet, men våre resultater viser at det vanligvis må tilføres betydelige mengder med ekstra N med en slik begrensning for å sikre optimal avling. Til sammenligning er gjødslingsnormen 11 kg N/daa til 500 kg bygg (Gjødslingshåndbok 2020).

Ved biogassbehandling av fiskeslam vil omtrent halvparten av det organiske materialet bli nedbrutt og tatt ut med biogassen. Dermed dobler tungmetallkonsentrasjonen seg på tørrstoffbasis, men vanligvis ikke per kg N og P. I 2020 var Biorest i kvalitetsklasse III pga. Cd, og det var derfor ikke lov å bruke produktet som gjødsel iht. til gjeldende Gjødselvereforskrift. Likevel var Biorest det fiskeslamproduktet som i sum over to vekstsesonger tilførte minst Cd og Zn per dekar (Tabell 12). Haraldsen et al. foreslo derfor allerede i 2017 at tungmetallkonsentrasjonen i organiske gjødselprodukter med høy N- (eller P-)konsentrasjon heller bør vurderes ut i fra forholdet mellom konsentrasjonen av tungmetaller og næringsstoffer, enn ut ifra tungmetallkonsentrasjonen på tørrstoffbasis i henhold til gjeldende Gjødselvereforskrift. Forholdet mellom N/Zn i Bioresten (2019: 1055 mg N/mg Zn; 2020: 489 mg N/mg Zn) lå langt over den nedre grenseverdien (106 mg N/mg Zn) foreslått av Haraldsen et al. (2017). Bioresten er derfor et godt eksempel på at en tilpasning av dagens Gjødselvereforskrift for høykonsentrerte organiske gjødselprodukter der karbon har blitt utnyttet til energiformål, vil kunne legge til rette for økt resirkulering av næringsstoffer.

Videre gir FishBash prosjektet en indikasjon på nivået av organiske miljøgifter i fiskeslam (kapittel 3.2.2) selv om det foreløpig mangler systematiske studier.

Stikkprøvene som ble undersøkt i 2019 og 2020 tyder på at funn av PCB<sub>7</sub> fiskeslamprodukter er i samme størrelsesorden som i norsk avløpslam. I 2019 viste funn av PCB<sub>7</sub> i fiskeslamprøvene 2,3-12,6 µg/kg tørrstoff (upperbound LOQ), og i 2020 1,8-11,1 µg/kg tørrstoff (upperbound LOQ). Til sammenlikning rapporterte Blytt og Stang (2019) at innholdet av PCB<sub>7</sub> i 95 norske avløpslamprøver fra 18 rensanlegg/biogassanlegg som ble undersøkt i 2017/2018 var i gjennomsnitt 16,5 µg/kg tørrstoff. Analysene gjennomført som del av FishBash prosjektet kan videre tyde på at det skjer en oppkonsentrering av PCB<sub>7</sub> fra fiskefôr til fiskeslam.

I avløpslam viser vanligvis kongenerne PBDE-99 og PBDE-209 de høyeste verdiene (Blytt og Stang 2019). Begge kongenerne viste til sammenlikning lave funn i fiskeslamprøvene analysert her. Også

funn av PBDE<sub>7</sub> var lave sammenlignet med tidligere funn i norske avløpslamprøver (Blytt og Stang 2019).

Alle fiskeslamproduktene som ble undersøkt som del av FishBash prosjektet har opprinnelse i ferskvannsbaserte settefiskanlegg. Både innholdet av natrium, klorid og nivået på elektrisk konduktivitet var i samme størrelsesorden eller lavere enn for matavfall (Tabell 10). Det har ikke vært del av FishBash prosjektet å kartlegge saltnivået i saltvannsbasert fiskeslam.

### 4.3 Nitrogeneffekt

Forsøkene som ble gjennomført som del av FishBash prosjektet, bekrefter at fiskeslam har potensial som N-gjødsel til korn, men at det er stor variasjon i N-kvaliteten mellom ulike fiskeslamprodukter.

Den flytende bioresten viste god effekt som N-gjødsel i feltforsøket, noe som ble reflektert i resultatene fra inkuberingen. I dette produktet utgjorde NH<sub>4</sub>-N en stor andel av totalt N-innhold (Tabell 10), og omtrent halvparten av det organisk bundne nitrogenet mineraliserte raskt (Figur 9). Ulempen med flytende biorest er at den er både kostbar og energikrevende å frakte. Det har derfor blitt gjort forsøk med å avvanne og tørke biorest, men undersøkelsene våre viser at avvanning og tørking reduserte både N-innholdet og -kvaliteten av det gjenværende nitrogenet (Tabell 10; Figur 9). For å utnytte det gode gjødselpotensialet til biorest, bør flere avvanningsteknologier og deres effekt på N-kvalitet i sluttproduktet undersøkes.

I de ulike tørkede fiskeslamproduktene var innholdet av NH<sub>4</sub>-N lavt i utgangspunktet (Tabell 10), og den største andelen av N forelå som tungt tilgjengelig organisk N (Figur 10). Dette gjaldt både for Tørket fiskeslam 1, 2, 3 og 4 og for Tørket biorest (+ fiskeslam).

Tørket fiskeslam 4 gav immobilisering av N i inkuberingsforsøket (Figur 9), hvilket tyder på et stort innhold av lett omsettelig karbon i forhold til innholdet av lett mineraliserbart N. Resultater fra inkuberingen ble gjenspeilet av lav N-effekt av Tørket fiskeslam 4 under feltforsøket i 2020 (Tabell 13). Sammenliknet med mønster for N-immobilisering og remineralisering av N i planterester (f.eks. erter eller rapshalm med C/N > 35, Henriksen og Breland, 1999), gikk remineraliseringen av N noe raskere i Tørket fiskeslam 4 (C/N < 15). I studien beskrevet av Henriksen og Breland (1999) førte ikke planterester med et C/N-forhold sammenlignbart med fiskeslam til N-immobilisering. Vi spekulerer derfor på om forskjellene mellom planterester og fiskeslam i immobilisering og remineralisering kan skyldes ulik kjemisk sammensetning av det karbonrike substratet: I planterester er det cellulose som fører til immobilisering, mens det trolig er fett i fiskeslam. I det videre arbeidet vil vi undersøke om fett i fiskefôret er raskere nedbrytbart for mikroorganismene enn cellulose.

Resultater fra FishBash prosjektet gir ikke grunnlag til å vurdere effekten av enkelte behandlingsteknologier på kvaliteten til fiskeslam som N-gjødsel, fordi fiskeslamproduktene som ble undersøkt i prosjektet var påvirket av mange parametere i tillegg til behandlingsteknologi. Resultatene tyder likevel på at den innledende hypotesen om at behandlingsteknologi påvirker N-effekten til fiskeslam må forkastes: Det var delvis stor variasjon også innenfor tørkede fiskeslamprodukter etter slambehandling med samme teknologi (Tørket fiskeslam 4-a/b og 4-c), eller prøver tatt fra samme settefiskanlegg (Tørket fiskeslam 2-a/b og 2-c) ved ulike tidspunkt. Basert på resultatene presentert her spekulerer vi derfor på om fiskeslammets sammensetning overstyrer mulige effekter av behandlingsteknologien på N-kvaliteten i sluttproduktet, og om N-effekten til fiskeslam i stedet må vurderes i sammenheng med det relative innholdet av ekskrementer og fôrrester. I en undersøkelse utført av NOFIMA, utgjorde fôrrester i gjennomsnitt 50% av fiskeslammet, men variasjonen var stor (Aas et al. 2016). Det har ikke vært mulig å fremskaffe informasjon om andel fôrrester i de enkelte fiskeslamproduktene brukt her. Det er likevel sannsynlig at fiskeslam med høy andel fôrrester vil inneholde relativt mer raskt tilgjengelig organisk N og C (f.eks. protein) sammenlignet med fiskeslam med lav andel fôrrester, og at fiskeslam med høy andel fôrrester derfor vil ha relativt bedre effekt som N-gjødsel. Denne hypotesen underbygges av at C/N forholdet i fôrprøvene var lavere enn C/N forholdet i fiskeslam, og den negative

sammenhengen mellom relativ gjødseffekt under feltforsøket i Rakkestad i 2020 og C/N forholdet i fiskeslamproduktene (Figur 12b).

Nye undersøkelser knyttet til fiskeslam bør sette søkelys på betydningen av økende andel plantebasert fôr for N tilgjengelighet, mtp. utviklingen mot økt individvekt på land og etablering av nye landbaserte matfiskanlegg.

#### 4.4 Estimere nitrogeneffekt ved enkle lab metoder

Det er viktig å kjenne til gjødseffekten til nye alternative gjødselprodukter slik at bruken kan optimaliseres og bruken av mineralgjødsel reduseres tilsvarende. Også fiskeslamprodukter med relativt lav N-effekt kan ha verdi for jordbruket ved at det tilføres relativt stabilt C til jorda – gitt at den forventete N-effekten er kjent slik at fiskeslamproduktet kan suppleres med riktig mengde mineralske gjødselkomponenter.

Den beste metoden for å klarlegge gjødselkvaliteten til nye produkter med ukjent effekt, er å måle avling eller N-opptak i planter etter gjødsling i potte- eller feltforsøk. I praktiske sammenhenger, f.eks. under gjødslingsplanleggingen, er det likevel fordelaktig om tidkrevende og kostbare vekstforsøk kan bli erstattet med enklere metoder.

Våre resultater viser veldig godt samsvar mellom simulert tilgjengelig N i fiskeslamproduktene basert på inkuberingen (NH<sub>4</sub>-N + raskt tilgjengelig organisk N) og den relative effekten til fiskeslamproduktene i feltforsøket i Rakkestad i 2020 (Figur 12a). Lite N ble frigjort fra fiskeslamproduktene mellom dag 40 og 80 av inkuberingen, og resultatene viser at et inkuberingsforsøk over 40 dager kan gi tilstrekkelig informasjon om N-kvaliteten i fiskeslam.

Videre ga C/N forholdet i tørkede fiskeslamproduktene like god informasjon om relativ gjødseffekt som simulert tilgjengelig N beregnet basert på inkuberingsforsøk (Figur 12b). Dette kan forklares med betydningen av andel fôrrester versus ekskrementer for gjødseffekten til fiskeslam, som beskrevet ovenfor. Analyse av C/N forholdet i tørkede fiskeslamprodukter er billigere og mindre tidkrevende enn inkuberingsforsøk. Resultatene fra FishBash tyder derfor på at C/N forholdet i tørket fiskeslam kan være en god parameter til å estimere gjødselkvalitet til nye fiskeslamprodukter med ukjent gjødseffekt. Fordelen med et inkuberingsforsøk fremfor analyse av C/N forholdet i tørket fiskeslam, er at det vil gi tilleggsinformasjon om frigjøringsforløpet over tid.

Enkle kjemiske ekstraksjonsmetodene undersøkt som del av FishBash prosjektet viste seg ikke å kunne gi svar på den relative gjødseffekten til nye fiskeslamprodukter (Tabell 17).

## 5 Konklusjoner

Fiskeslam er ekskrementer og fôrrester fra oppdrettsfisk, og et betydelig og kostbart avfallsproblem for enkelte landbaserte oppdrettsanlegg. Målet med FishBash prosjektet har derfor vært å øke kunnskapen om kvaliteten til fiskeslam som nitrogengjødsel til korn for å bidra til utviklingen av trygg og effektiv resirkuleringsgjødsel basert på fiskeslam.

Resultatene viser at næringsstoffsammensetningen i fiskeslam er ubalansert, med lavt nitrogen/fosfor forhold og lavt kaliuminnhold i forhold til plantenes behov, fordi tapet av nitrogen og kalium gjennom avvanning og behandling er delvis betydelig. Fosfor i fiskeslam vil bare kunne bli utnyttet på en bærekraftig måte hvis fiskeslam kombineres f.eks. med mineralisk nitrogen- og kaliumgjødsel.

Bruken av alle fiskeslamproduktene undersøkt innenfor FishBash prosjektet var begrenset pga. sink og kadmium konsentrasjoner i henhold til dagens Gjødselvereforskrift. Resultatene våre viser at fiskefôrproducentene bør jobbe ytterligere med å optimalisere fiskefôrets kvalitet, ved å redusere tungmetallinnholdet i restproduktet fiskeslam så langt det lar seg gjøre for å sikre trygg resirkulering. Resultatene bekreftet videre at gjeldende maksimumsgrenser for tungmetaller i Gjødselvereforskriften er til hinder for effektiv utnyttelse av næringsstoffer i organiske restprodukter der karbon har blitt utnyttet til energiformål, f.eks. biorest. Første analyser av relevante organiske miljøgifter i fiskeslamprøvene tyder på at nivået er i samme størrelsesorden eller lavere enn i norsk avløpsslam men foreløpig mangler systematiske studier.

Felt- og inkuberingsforsøk som ble gjennomført som del av FishBash prosjektet viser at nitrogenkvaliteten varierer mellom ulike fiskeslamprodukter, også innenfor fiskeslamprodukter behandlet med samme teknologi og prøver tatt fra samme settefiskanlegg ved ulike tidspunkt. Bioresten hadde god nitrogeneffekt, men er kostbar og energikrevende å frakte. Avvanning og tørking av bioresten reduserte både N-innhold og -kvalitet av det gjenværende nitrogenet. I tørkede fiskeslamprodukter forelå nitrogen hovedsakelig som tungt tilgjengelig organisk nitrogen. Ett tørket fiskeslamprodukt gav immobilisering av nitrogen i laboratorieforsøket, hvilket tyder på stort innhold av lett omsettelig karbon i forhold til innholdet av lett nyttbart nitrogen. Vi legger frem en ny hypotese om at nitrogenkvaliteten i tørket fiskeslam er i større grad påvirket av forholdet mellom fôrrester og ekskrementer enn av behandlingsteknologi, og at tørket fiskeslam med høy andel fôrrester vil ha bedre nitrogeneffekt enn fiskeslam med høy andel ekskrementer.

Et av målene med FishBash har vært å klarlegge om det finnes en rask og rimelig metode for å bestemme den potensielle nitrogeneffekten til fiskeslam, slik den vil fremstå under optimale forhold i felt. Inkuberingsforsøk i laboratoriet over 40 dager i kombinasjon med modellering har vist seg å kunne gi en god indikasjon av nitrogenkvalitet i fiskeslam. Videre har C/N forholdet i tørkede fiskeslamprodukter vist seg å kunne fungere som enkel og nyttig indikator på nitrogenkvalitet i fiskeslam; jo lavere C/N forholdet i tørket fiskeslam, desto høyere den relative gjødseleffekten i felt.

Kunnskapshull som ikke ble utfyllende besvart som del av FishBash prosjektet omfatter bl.a. betydningen av salt i fiskeslam, effekten av polymerbruk på gjødselkvaliteten til fiskeslam, og betydningen av økende innhold av plantebaserte fôringredienser for kvaliteten av fiskeslam som gjødsel.

# Litteraturreferanse

- Aas TS, Ytrestøyl T, Berge GM (2016) Tørrstoffinnhold i slam fra landbasert produksjon av Atlantisk laks. NOFIMA Rapport 32/2016. 19 s.
- Aas TS, Åsgård T (2017) Estimated content of nutrients and energy in feed spill and faeces in Norwegian salmon culture. NOFIMA report 19/2017. 8 s.
- Blytt LD, Stang P (2018) Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam – Resultater fra undersøkelsen i 2017/18. Norsk Vann Rapport 242/2019. 136 s.
- Broch og Ellingsen (2020) Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av og muligheter for utnyttelse av utslipp av organisk materiale og næringsalter fra havbruk. Delrapport 1 – Kvantifisering av utslipp. SINTEF rapport 2020:00342. 41 s.
- Brod E, Øgaard AF (2021) Fosforeffekt av organisk avfall. NIBIO rapport 30 (7) 59. s
- Cabell J, Brod E, Ellingsen J, Løes A-K, Solli L, Standal IB, Tordnes B, Vigestad H (2019) Bruk av tørket slam fra settefiskanlegg som gjødsel i norsk landbruk. NIBIO rapport 5 (146) 62 s.
- Delin S, Stenberg B, Nyberg A, Brohede L (2012) Potential methods for estimating nitrogen fertilizer value of organic residues. *Soil Use and Management* 28:283-291
- Egnér H, Riehm H, Domingo WR (1960) Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. *Kungliga Lantbrukshögskolans Annaler* 26, 199–215
- EN 13654-1 (2001) Soil improvers and growing media: determination of nitrogen. Part 1: modified Kjeldahl method. CEN, Brussels
- EU (2008) Commission regulation (EC) No 889/2008 of 5 September 2008 laying down detailed rules for the implementation of Council Regulation (EC) No 834/2007 on organic production and labelling of organic products with regard to organic production, labelling and control. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008R0889&from=en> (12.5.2021)
- 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 <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32019R1009&from=EN> (12.5.2021)
- Grefsrud ES, Svåsand T, Glover K, Husa KV, Hansen PK, Samuelsen O, Sandlund N, Stien LH (2019) Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2019. Miljøeffekter av lakseoppdrett. Rapportserie Fisken og havet 2019-5. 115 s.
- Haraldsen TK, Brod E, Øgaard AF (2017) Kvalitetskriterier og merkekrav for organiske avfallsmaterialer. Forslag til endringer i forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav. NIBIO rapport 156 (3) 38 s.
- Henriksen TM, Breland TA (1999) Evaluation of criteria for describing crop residue degradability in a model of carbon and nitrogen turnover in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 1135-1149
- Henriksen TM, Kristoffersen AØ, Brod E, Øgaard AF (2019) Nitrogener effekt av organisk avfall til korn – et forsøk i laboratoriet. NIBIO BOK 5 (1): 140-145
- Houba VJG, Novozamsky I, Huybregts AWM, van der Lee JJ (1986) Comparison of soil extractions by 0.01 M CaCl<sub>2</sub> by EUF and by some conventional extraction procedures. *Plant and Soil* 96: 433-437

- LMT (2020) Temperatur og nedbør er hentet fra Landbruks Meteorologisk Tjeneste: [www.lmt.nibio.no](http://www.lmt.nibio.no) (2. november 2020)
- Lovdata (2003) Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav. <https://lovdata.no/dokument/SF/for-skrift/2003-07-04-951> (20.05.2021)
- MET (2020) Månedsnormaler for normalperioden 1961-1990 er hentet fra Metereologisk Institutt: [www.eklima.met.no](http://www.eklima.met.no) (2. november 2020)
- Murphy J, Riley JP (1962) A single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27, 31-36
- NIBIO (2021) Gjødslingshåndbok. <https://www.nibio.no/tema/jord/gjodslingshandbok> (19. mai 2021)
- NTB (2019) Fiskeslam kan bli gode gjødselprodukter. <https://kommunikasjon.ntb.no/pressemelding/fiskeslam-kan-bli-gode-gjodselprodukter?publisherId=10773547&releaseId=17863778> (20. mai 2021)
- Nærings- og fiskeridepartement (2016) Kjente ressurser – uante muligheter. Regjeringens bioøkonomistrategi. [https://www.regjeringen.no/contentassets/32160cf211df4d3c8f3ab794f885d5be/nfd\\_bioekonomi\\_strategi\\_uu.pdf](https://www.regjeringen.no/contentassets/32160cf211df4d3c8f3ab794f885d5be/nfd_bioekonomi_strategi_uu.pdf) (19. mai 2021)
- Riley H (1996) Estimation of physical properties of cultivated soils in southeast Norway from readily available soil information. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 25, 51 s.
- Silva MS, Kröckel S, Prabhu PAJ, Koppe W, Ørnsrud 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
- Zadoks JC, Chang TT, Konzak CF (1974) A decimal code for the growth stages of cereals. *Weed Research* 14, 415-421
- Øien A, Selmer-Olsen AR (1980) A laboratory method for evaluation of available nitrogen from soil. *Acta Agriculturae Scandinavica* 30: 149-156

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

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

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

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