



**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Organiske avfallsprodukt som gjødsel

## Bestemmelse av nitrogeneffekten

NIBIO RAPPORT | VOL. 9 | NR. 72 | 2023



Trond M. Henriksen, Annbjørg Ø. Kristoffersen, Anne Falk Øgaard og Eva Brod  
Divisjon for matproduksjon og samfunn

**TITTEL/TITLE**

Organiske avfallsprodukt som gjødsel – Bestemmelse av nitrogeneffekten

**FORFATTER(E)/AUTHOR(S)**

Trond M. Henriksen, Annbjørg Ø. Kristoffersen, Anne Falk Øgaard, Eva Brod

<b>DATO/DATE:</b>	<b>RAPPORT NR./ REPORT NO.:</b>	<b>TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:</b>	<b>PROSJEKT NR./PROJECT NO.:</b>	<b>SAKSNR./ARCHIVE NO.:</b>
22.05.2023	9/72/2023	Åpen	10569	17/03011
<b>ISBN:</b>	<b>ISSN:</b>	<b>ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:</b>	<b>ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:</b>	
978-82-17-03296-0	2464-1162	50		

**OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:**

Norges Forskningsråd (prosjektnr. 194051)

**STIKKORD/KEYWORDS:**

Organisk gjødsel, organisk avfall, mineralgjødsel, plantetilgjengelig nitrogen, feltforsøk, potteforsøk, inkubasjonsforsøk

**FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:**

Planteernæring og gjødsling

**SAMMENDRAG:**

Om gjødselprodukt basert på organisk avfall skal erstatte mineralgjødsel må mengde plantetilgjengelig nitrogen være oppgitt. Vi har kartlagt nitrogeneffekten til 25 slike produkt og evaluert hvordan vi best kan bestemme denne i nye ukjente produkt.

Resultatene viste at for produkter som har vært gjennom en betydelig nedbrytningsprosess, som for eksempel biorest, er det plantetilgjengelige nitrogenet i all hovedsak lik produktets innhold av ammonium. Resten av nitrogenet er lite tilgjengelig i løpet av vekstsesongen.

For faste avfallsprodukt derimot, som i varierende grad er nedbrutt, tørket eller kanskje tilsatt ferskt protein forteller innholdet av ammonium svært lite om nitrogenvirkningen. For slike produkt ligger utfordringen i å skille mellom raskt- og langsomt tilgjengelig nitrogen. Pottforsøk med planter er godt egnet som metode og inkubasjonsforsøk i klima-skap gir resultater som er svært godt korrelert med nitrogeneffekten i potteforsøk.

Vi anbefaler at det jobbes videre med å klarlegge sammenhengen mellom nitrogenfrigjøring fra organiske avfallstyper under kontrollerte laboratorieforhold (inkubasjon) og i potteforsøk med et utvalg relevante vekster. Målet må være å etablere en standardisert analysemetode for nitrogenvirkning som kan brukes i produktinformasjon.

<b>LAND/COUNTRY:</b>	Norge
<b>FYLKE/COUNTY:</b>	Innlandet
<b>KOMMUNE/MUNICIPALITY:</b>	Østre Toten

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

STED/LOKALITET:

Apelsvoll

GODKJENT /APPROVED

Wendy Waalen

NAVN/NAME

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Anne Falk Øgaard

NAVN/NAME



**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Innhold

Sammendrag .....	6
1 Innledning.....	8
1.1 Sammensetning av nitrogen i organiske produkt.....	8
1.2 Metoder for bestemmelse av raskt plantetilgjengelig nitrogen i organiske produkter .....	9
1.2.1 Kjemiske og fysiske analyser .....	9
1.2.2 Inkubasjonsforsøk .....	10
1.2.3 Potteforsøk.....	10
1.2.4 Feltforsøk .....	10
2 Materialer og metoder .....	12
2.1 Organiske avfallsprodukt.....	12
2.2 Inkubasjonsforsøk (Forsøksnr. 1-3) .....	15
2.3 Modellering .....	16
2.4 Potteforsøk (Forsøksnr. 4-5).....	17
2.5 Feltforsøk (Forsøksnr. 6-10) .....	19
2.5.1 Forsøk 6.....	19
2.5.2 Forsøk 7-9.....	20
2.5.3 Forsøk 9 og 10 .....	21
3 Resultater og diskusjon .....	23
3.1 Inkubasjonsforsøkene.....	23
3.1.1 Forsøk 1. Frigjøring av nitrogen fra ti avfallsprodukt ved 15 °C.....	23
3.1.2 Forsøk 2. Frigjøring av nitrogen ved 5, 15 og 25 °C.....	24
3.1.3 Forsøk 3. Effekt av svært høy temperatur på frigjøring av nitrogen.....	27
3.2 Modellering .....	28
3.2.1 Frigjøringsmønsteret og fordeling av nitrogen mellom fraksjoner .....	28
3.2.2 Betydning av temperatur .....	30
3.2.3 Nitrogen under feltforhold – en simulering.....	32
3.3 Potteforsøkene .....	32
3.3.1 Forsøk 4. Virkning av ti organiske avfallsprodukt på vekst og utvikling av bygg dyrket i pottes.....	33
3.3.2 Forsøk 5. Virkning av åtte organiske avfallsprodukt på vekst av bygg dyrket i pottes.....	35
3.4 Feltforsøkene.....	36
3.4.1 Forsøk 6. Virkning av ti organiske avfallsprodukt på vekst og avling av bygg under feltforhold .....	36
3.4.2 Forsøk 7. Virkning av syv organiske avfallsprodukt på vekst og avling av bygg under feltforhold .....	38
3.4.3 Forsøk 8. Test av kunnskap om gjødselvirkning av avfallsprodukt .....	40
3.4.4 Forsøk 9. Test av antatt nitrogenvirkning og av bruk av organiske avfallsprodukt som delgjødsel i hvete .....	41
3.4.5 Forsøk 10. Bruk av slepeslange i stående hveteåker.....	43
3.5 Sammenlikning av analyseresultat fra tre laboratorier .....	43
3.6 Sammenhenger mellom ulike mål på virkningsgrad av nitrogen .....	44
4 Konklusjon .....	47
Referanser .....	48



# Sammendrag

Gjødselprodukt basert på organisk avfall kan ha et potensiale for å erstatte mineralgjødning i norsk landbruk. Da må mengde plantetilgjengelig nitrogen i produktet være oppgitt og metodene for å bestemme denne være godt dokumentert. Hensikten med dette arbeidet var derfor to-delt: 1) Å kartlegge nitrogeneffekten til en rekke organiske gjødselprodukt og 2) å evaluere hvilke analyser og metoder som best kan brukes for å gi et mål på plantetilgjengeligheten av nitrogen i nye produkt med ukjent effekt.

I utvelgelsen av organiske produkter ble det lagt vekt på å få med materialer med et bredt spekter av kvaliteter mht. nitrogenleveranse. Samtidig ønsket vi at materialene skulle være representative for avfalltyper som finnes i noe mengde. Det ble valgt ut i alt 25 ulike flytende og faste organiske nitrogenrike materialer fra oppdrettsnæringen, husdyrhold og avfall fra storsamfunnet.

Vi har delt produktenes nitrogen i tre ulike fraksjoner. Det er 1) en ammonium-fraksjon som vi regner som direkte plantetilgjengelig. Videre er det 2) noe organisk bundet nitrogen som blir frigjort nok til at kornet kan utnytte det første vekstsesongen. Vi kaller denne fraksjonen for raskt tilgjengelig organisk nitrogen. I tillegg er det også 3) en langsomt tilgjengelig organisk nitrogenfraksjon som ikke er tilgjengelig for kornplantene den første vekstsesongen.

Feltforsøk gir den faktiske nitrogenvirkningen av et organisk avfallsprodukt under naturlige forhold, men våre resultater bekrefter at det vil være behov for mange feltforsøk for å fastslå virkningsgraden til et organisk avfall. Det skyldes at nitrogenvirkningen i felt kan variere fra år til år og fra sted til sted avhengig av ammoniakktap før planteopptak og de fysiske forhold for plantevekst. Vi regner derfor pottforsøk under kontrollerte betingelser som den beste måten å bestemme et avfallsprodukts potensielle nitrogenvirkning på, altså andelen plantetilgjengelig nitrogen av total-nitrogen i materialet. Slike pottforsøk tar imidlertid mye tid, er dyre å gjennomføre og resultatene kan avhenge av hvilke vekster som blir brukt. Derfor har vi i dette prosjektet sett på mulighetene for å generalisere og forenkle bestemmelsen av nitrogenvirkning til organiske produkt. Vi har sammenliknet resultater fra pottforsøk med laboratorieinkubasjoner og kjemiske analyser av total-nitrogen, ammonium-nitrogen, Øien-løselig nitrogen og karbon.

Resultatene viser at for produkter som har vært gjennom en betydelig nedbrytningsprosess, som for eksempel biorest, er det plantetilgjengelige nitrogenet i all hovedsak lik produktets innhold av ammonium. Resten av nitrogenet er lite tilgjengelig i løpet av den tiden testplantene våre (korn) tar opp næringsstoff fra jord. Nitrogenvirkningen til slike produkt kan derfor enkelt beregnes basert på andel ammonium av total-nitrogen, men i dette prosjektet var laboratorieanalyser av flytende prøver dessverre beheftet med en betydelig feilmargin.

For faste avfallsprodukt, som i varierende grad er nedbrutt, tørket eller kanskje tilsatt ferskt protein (for eksempel proteinmjøl) forteller innholdet av ammonium svært lite om nitrogenvirkningen. For slike produkt ligger utfordringen i å skille mellom raskt- og langsomt tilgjengelig organisk nitrogen. Dette kan foreløpig bare gjøres ved en biologisk test som innebærer nedbryting av produktet og måling av hvor fort nitrogenet frigjøres. Pottforsøk med planter er godt egnet som metode. Prosjektet viste at for bygg kan slike pottforsøk avsluttes allerede etter én måned fordi nitrogenopptaket er lavt etter dette.

Det bør utvikles en generell analysemetode for bestemmelse av nitrogenvirkningen til alle organiske avfallsprodukt som skal brukes kommersielt. Inkubasjonsforsøk under standardiserte temperatur- og fuktighetsforhold er svært godt egnet til dette.

Vi anbefaler at det jobbes videre med å klarlegge sammenhengen mellom nitrogenfrigjøring fra organiske avfallstyper under kontrollerte laboratorieforhold (inkubasjon) og i pottforsøk med et

utvalg relevante vekster. Målet må være å etablere en standardisert analysemetode for nitrogenvirkning som kan brukes i produktinformasjon.

# 1 Innledning

Sirkulær økonomi har som mål at ressurser forblir i økonomien lengst mulig. Som et ledd i dette bør organisk avfall fra så vel produksjon som husholdninger tilbakeføres til jorda. Det kan være som gjødselmiddel og/eller som jordforbedringsmiddel. I NIBIO's strategiske instituttprogram «Bærekraftig resirkulering av organiske avfallsressurser i fremtidens bioøkonomi» (NFR prosjekt nr. 194051) er det sett på mange aspekt ved resirkulering av avfall fra storsamfunnet. I denne rapporten presenteres arbeid som er gjort vedrørende bruk av avfall som nitrogen (N)-kilde ved produksjon av korn.

Det dukker stadig opp nye gjødselprodukt basert på organisk avfall fra storsamfunnet, fra husdyrhold og prosessindustri, husholdninger, fiskerier o.a. Noe er tørt, noe vått. Noe er ferskt og noe har gått gjennom en fordøyelses- og/eller komposteringsprosess. Slike produkt kan ha betydelig potensial for å erstatte mineralgjødsel i norsk landbruk, men det er noen begrensninger. Gjødseffekten (nitrogenerffekten) er vanligvis ukjent og nitrogeninnholdet er gjerne oppgitt som total-nitrogen, ikke som plantetilgjengelig nitrogen. Hvis gårdbrukeren skal kunne erstatte mineralgjødsel med organiske avfallsprodukt må nitrogenerffekten være godt dokumentert, og oppgitt som mengde plantetilgjengelig nitrogen.

**Hensikten med dette arbeidet var to-delt:**

- 1) Å kartlegge nitrogenerffekten til en rekke organiske gjødselprodukt og**
- 2) å evaluere hvilke analyser og metoder som best kan brukes for å gi et mål på plantetilgjengeligheten av nitrogen i nye produkt med ukjent effekt.**

Videre vil innhold av de andre makronæringsstoffene fosfor (P), kalium (K), magnesium (Mg), kalsium (Ca) og svovel (S), og mikronæringsstoffene ha betydning for gjødseffekten. For noen vekster kreves det en spesiell balanse mellom næringsstoffene for at plantene skal kunne nyttiggjøre seg fullt ut av den organiske gjødselen.

Deretter vil innholdet av ikke-ønskede elementer ha stor betydning for hvor egnet produktet er som gjødsel. Det kan være for høyt innhold av tungmetaller, pesticider, mikroplast, ugrasfrø, sykdomsfremkallende organismer m.m. Disse aspektene ved et organisk gjødselprodukt er ikke vurdert i denne rapporten.

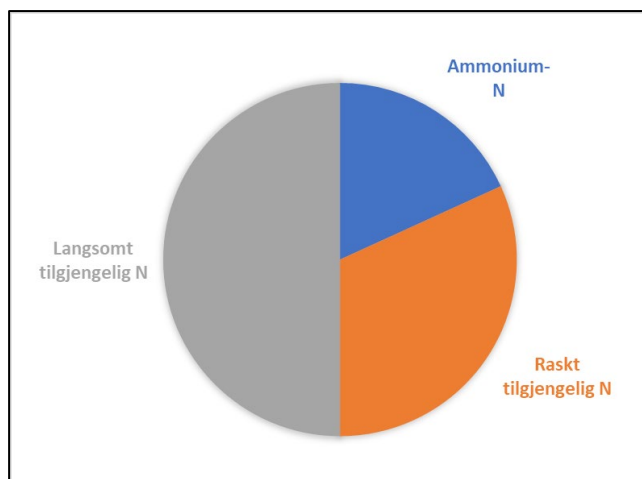
## 1.1 Sammensetning av nitrogen i organiske produkt

Når det gjelder nitrogenet i et organisk materiale, kan vi for enkelthets skyld tenke oss at vi har tre ulike fraksjoner (se Figur 1 nedenfor). Det er 1) en ammonium ( $\text{NH}_4^+$ )-fraksjon. Videre er det 2) noe organisk nitrogen, for eksempel i proteiner, som angripes av sopp og bakterier og som fort blir frigjort som ammonium. Vi kan si at denne fraksjonen er raskt tilgjengelig for plantene. I tillegg er det også 3) en langsomt tilgjengelig organisk nitrogenfraksjon. Dette kan være nitrogen som er bundet i nokså stabile organiske forbindelser, mikrobielle produkt, eller som stadig bindes mikrobielt ved nedbryting av ulike karbonforbindelser.

Ammonium er direkte plantetilgjengelig, mens organisk bundet nitrogen må ammonifiseres via mikrobiell aktivitet og utskilles som et overskudd før det fungerer som plantenæring. I hvilken grad dette skjer er avhengig av de abiotiske forholdene (temperatur, fuktighet og oksygentilgang), men også av hvilke kjemiske forbindelser nitrogenet er bundet til i det organiske materialet, hvor lett disse kan



angripes enzymatisk og hvor mye som finnes av lett omsettelig karbon for øvrig. For korn er tidsrommet for opptak av nitrogen svært kort, og foregår hovedsaklig under strekningsveksten gjennom snaut tre ukers tid i slutten av juni. Om en tilfører et organisk avfallsprodukt om våren, må derfor nitrogenet være plantetilgjengelig i løpet av seks uker etter såing. Det er dette nitrogenet vi tenker oss at er «raskt tilgjengelig».



**Figur 1. Prinsipp-skisse. Noe av nitrogenet i organisk avfall finnes som ammonium. Resten av nitrogenet er organisk bundet. Noe organisk bundet nitrogen blir raskt til ammonium og dermed tilgjengelig for plantevekst. Resten er utilgjengelig innenfor den første vekstperioden.**

## 1.2 Metoder for bestemmelse av raskt plantetilgjengelig nitrogen i organiske produkter

### 1.2.1 Kjemiske og fysiske analyser

Innholdet av den totale mengde nitrogen i et organisk avfall måles vanligvis ved Kjeldahl-metoden. Prøven kokes i konsentrert svovelsyre slik at nitrogenet overføres til ammonium og deretter ammoniakk etter tilsetning av lut. Ammoniakken fanges i syre og nitrogenmengden bestemmes ved tilbaketitrering. Med Kjeldahl-metoden finner man innholdet av organisk nitrogen pluss ammonium-nitrogen. Innholdet av nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) bestemmes ikke ved Kjeldahl-metoden, men dette innholdet er vanligvis svært lavt i organiske produkt. For å inkludere nitraten må det enten kjøres separat analyse av nitrat, eller en kan bruke Dumas-metoden.

Vi har foreløpig ingen kjemisk analysemetode for å bestemme innholdet av raskt plantetilgjengelig organisk nitrogen, altså mengden organisk bundet nitrogen som blir tilgjengelig for planteopptak i løpet av vekstsesongen (se Figur 1 ovenfor). Et forsøk på å bestemme dette i jord ble gjort av Øien og Selmer-Olsen (1980). De så nødvendigheten av å kunne bestemme mengden raskt mineraliserbart nitrogen i jord. Ved Øien-metoden varmes ekstraksjonsløsningen (2M KCl) til 80 °C. Omtrent tilsvarende metode (2M KCl; 100 °C) er benyttet av Gianello og Bremner (1986).

En fysisk metode for å bestemme mengde raskt tilgjengelig nitrogen er spektroskopi. Det er gjort flere forsøk på å få dette til, både for ferske plantematerialer (Stenberg m.fl. 2004) og for avfallsprodukt (Delin m.fl. 2012), og i hovedsak har en forsøkt seg med bølgelengder nær den infrarøde delen av spekteret. Foreløpig er det ikke publisert gode modeller som kan brukes.

### 1.2.2 Inkubasjonsforsøk

Inkubasjonsforsøk er en enkel metode for å se på frigjøring av raskt tilgjengelig nitrogen fra organiske materialer – som jordas mold, organiske avfallsprodukt eller planterester. Det er en biologisk analysemetode som baserer seg på mikrobiell aktivitet, altså at bakterier og sopp frigjør nitrogen fra det organiske materialet som testes. Frigjøringen av nitrogen som ammonium, skjer fordi mikroorganismene får et overskudd av nitrogen når de benytter nitrogenrike substrat til vekst og aktivitet. Er det derimot lite nitrogen i substratet, vil opptak av karbon i mikroorganismene fordele at det tas opp nitrogen fra omgivelsene, altså immobilisering. Det vil skje både mineralisering og immobilisering samtidig, og det er netto mineralisering vi måler når vi ekstraherer jorda for uorganisk nitrogen.

Ved ekstraksjonen finner vi mest nitrat ettersom tiden går. Det er fordi ammonium brukes til energiformål av nitrifikasjonsbakterier og temmelig raskt oksideres og blir til nitrat. Det blir derfor lite ammoniakktap å ta hensyn til ved inkubasjonsforsøk. Og siden systemet er lukket får vi heller ikke tap av nitrat med sigevann. Derimot kan en risikere lystgasstap. Alt i alt gir inkubasjonsforsøk et godt bilde av mengde nitrogen som kan frigjøres fra et organisk materiale og dermed hva som kan være tilgjengelig for plantevekst.

Ved gjennomføring av et inkubasjonsforsøk tilføres det organiske materialet til fuktig jord og mengde ammonium og nitrat i jorda følges med tiden. Mengde raskt tilgjengelig nitrogen vil da være lik endring i innhold av uorganisk nitrogen i jord etter et tidsintervall basert på erfaring. Alternativt kan en bruke en matematisk modell med to nitrogenfraksjoner og tilpasse modellen til frigjøringsmønsteret for nitrogen ved å fordele nitrogenet mellom raskt og langsomt tilgjengelig organisk nitrogen (se kapittel 2.3).

### 1.2.3 Pottforsøk

Pottforsøk er også en metode for bestemmelse av raskt tilgjengelig nitrogen.

Som i inkubasjonsforsøkene blir gjødsla i pottforsøk gjerne tildekket med jord helt umiddelbart. Dette gir lite ammoniakktap. I system med planter tilstede, vil også planterøttene kontinuerlig konkurrere med mikroorganismene om uorganisk nitrogen, og en vil derfor kunne finne bedre nitrogeneffekt av et organisk stoff i pottforsøk enn i inkubasjonsforsøk. Pottforsøk gir derfor en god beskrivelse av det potensialet en gitt organisk ressurs har for vekst av de plantene en benytter. Gras har lengre opptakstid enn korn, og vil kunne utnytte en større del av nitrogenet i gjødsla enn korn kan klare, men i dette arbeidet har vi ønsket å se på opptak i korn. Det er på kornareal vi har sett at jordas moldinnhold har sunket de siste tiår, og det er her avfallsressurser primært bør brukes.

I pottforsøk bør en ha med kontroll-ledd som gjødsles med uorganisk nitrogen for å få et bilde på nitrogeneffekten til den organiske gjødsla.

### 1.2.4 Feltforsøk

Feltforsøk gir den faktiske nitrogeneffekten av et organisk avfallsprodukt under de rådende forhold. Problemet med feltforsøk er at de rådende forhold endrer seg med tid og sted. For flytende produkt med høyt ammonium-innhold vil det være et tap av nitrogen som ammoniakk inntil gjødsla er nedmoldet. I tillegg til dette tidsaspektet, avhenger tapet også av vindhastigheten, temperaturen og luftfuktigheten under spredning av gjødsla.

For organisk materiale, der en stor del av nitrogenet er bundet i organiske forbindelser, vil frigjøringshastigheten (overgangen fra organisk til uorganisk nitrogen) også avhenge av de rådende forhold. Dette er biologiske prosesser hvor hastigheten bestemmes av fuktighet, oksygentilgang og temperatur.

Hvorvidt fritt ammonium eller nitrat (etter nitrifikasjon) fra et materiale er plantetilgjengelig avhenger av om det er frigjort innen plantene trenger det. Dette er igjen avhengig av plantearten. Gras har lengre opptakstid for næring enn korn, og en vil derfor få to ulike resultat når det gjelder gjødselvirkning.

Under feltforhold spiller også utvasking en rolle. Etter nitrifikasjon vil nitrat kunne tapes om nedbøren er stor før plantene behøver nitrogenet. Dette påvirker resultatet. I tillegg er plantevekst avhengig av temperatur, vanntilgang og jordstruktur. En kan risikere at opptaket av nitrogen fra en organisk ressurs hemmes pga. dårlig fysiske vilkår for plantevekst. Alt i alt må en gjennomføre feltforsøk over mange år og steder for å få et godt bilde av et organisk materiales gjennomsnittlige virkning under feltforhold.

## 2 Materialer og metoder

### 2.1 Organiske avfallsprodukt

I utvelgelsen av organiske produkter ble det lagt vekt på å få med materialer med et bredt spekter av kvaliteter mht. nitrogenleveranse. Samtidig ønsket vi at materialene skulle være representative for produkt som finnes i noe mengde. Det ble valgt ut både flytende og faste materialer fra oppdrettsnæringen, husdyrhold og humant avfall. En oversikt over produktene er gitt i Tabell 1.

**Tabell 1. Organiske avfallsprodukt som er benyttet i prosjektet. Forsøk nr. 1, 2 og 3 er inkubasjonsforsøk, 4 og 5 er potteforsøk og 6, 7, 8, 9 og 10 er feltforsøk (se beskrivelse i teksten nedenfor). Årstallet viser hvilke år produktene ble benyttet.**

	Forsøksnr.	Produsent	Beskrivelse
<b>2018</b>			
<b>Fiskeslam 1</b>	1, 4, 5, 6	Smøla Klekkeri og settefiskanlegg	Biorest av fiskeslam (fôrrester og fekalier) fra settefiskanlegg
<b>Grisegjødsel 1a</b>	1, 4, 5, 6	Lokal	Flytende blautgjødsel fra en lokal grisebesetning
<b>Biorest 1</b>	1, 2, 3, 4, 6	Greve Biogass	Flytende biorest av matrester og husdyrgjødsel fra Den Magiske Fabrikken
<b>Fiskeslam 2</b>	1, 3, 4, 6	Flatanger Settefisk	Fast, tørket fiskeslam fra settefiskanlegg
<b>Avløpsslam 1</b>	1, 3, 4, 6	Veas	Fast, kalket avløpsslam
<b>Avløpsslam 2a</b>	1, 2, 4, 6	HIAS	Fast avløpsslam
<b>Struvitt</b>	1, 4, 6	HIAS	Fast, tørt, hvitt pulver ( $\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ salt) produsert fra kommunalt avløpsvann
<b>Hestegjødsel 1</b>	1, 4, 6	Equus	Fast, pelletert gjødsel fra hest tilsatt beinmel.
<b>Hønegjødsel 1a</b>	1, 3, 4, 5, 6, 8	Grønn Gjødsel	Fast, pelletert gjødsel fra kylling tilsatt proteinmjøl (7,5 % N)
<b>Matavfall</b>	1, 2, 4, 6	Lindum	Fast, tørket og oppkvernet matavfall
<b>2019</b>			
<b>Grisegjødsel 1b</b>	7, 8	Lokal	Flytende blautgjødsel fra samme besetning som Grisegjødsel 1a
<b>Biorest 2a</b>	5, 8	Mjøsanlegget	Flytende biorest av matavfall
<b>Hønegjødsel 2</b>	5, 7	Grønn Gjødsel	Fast pelletert gjødsel fra kylling tilsatt proteinmjøl (14% N)
<b>Kugjødsel 1</b>	5, 7, 8	Vasdal	Fast, granulert storfegjødsel fra biogassanlegg etter fjerning av uorganisk nitrogen

<b>Hestegjødsel 2</b>	7	Equus Pluss	Fast, pelletert gjødsel fra hest tilsatt beinmel. Samme produsent som Hestegjødsel 1a.
<b>Avløpsslam 2b</b>	7, 8	HIAS	Fast avløpsslam, fra samme anlegg som Avløpsslam 2a.
<b>Hestegjødsel 3</b>	5, 8	Lokal	Vellagret hestegjødsel fra en lokal stall
<b>Algesuspensjon</b>	5	NIBIO	Flytende suspensjon med mikroalger dyrket i avløpsvann
<b>Gris-/ku-gjødsel</b>	7	Lena-Valle videregående	Flytende, ubehandlet gjødsel fra blanding av gris og ku
<b>Gris-/ku-biorest</b>	7	Lena-Valle videregående	Flytende. Samme gjødsel som ovenfor, men etter opphold i biogassreaktor
<b>2020</b>			
<b>Biorest 2b</b>	9, 10	Mjøsanlegget	Flytende biorest av matavfall fra samme anlegg som Biorest 2a
<b>Kugjødsel 2</b>		Lokal	Flytende gjødsel fra storfe etter våtkompostering
<b>Hønegjødsel 1b</b>	5, 9	Grønn Gjødsel	Fast, pelletert gjødsel fra kylling tilsatt proteinmjøl (7,5 % N). Samme produsent som Hønegjødsel 1a.
<b>Avløpsslam 2c</b>	9	HIAS	Fast avløpsslam
<b>Hønegjødsel 3</b>	9	Lokal	Fast. Utkjørt og lagret i haug.

Dette var materialer med stor variasjon i andel ammonium/organisk bundet av total-nitrogenet. Alle de organiske materialene ble analysert hos Eurofins Miljø for bestemmelse av de kjemiske egenskapene; tørrstoff, pH, total-N, NH<sub>4</sub>-N, total-P, total-K og total-C. Disse er oppgitt i kg per tonn i Tabell 2.

Tabell 2. Kjemisk innhold i organiske avfallsprodukt. Alt i kilo per tonn vare. Årstallet viser hvilke år analysen ble gjennomført. TS = tørrstoff.

	Forsøk nr.	TS	pH	Total-N	NH <sub>4</sub> -N	Øien-N	Total-P	Total-K	Total-C
<b>2018</b>									
Fiskeslam 1	1, 4, 6	3	7,6	1,08	0,990	-	0,09	0,07	2,10*
Grisegjødsel 1a	1, 4, 6	11	7,3	1,21	1,09	0,09	0,3	1,3	3,7*
Biorest 1	1, 2, 3, 4, 6	39	7,7	3,75	2,97	0,19	0,4	2,2	17,3*
Fiskeslam 2	1, 3, 4, 6	962	5,1	67,7	0,57	1,92	18,6	-	426,2
Avløpsslam 1	1, 3, 4, 6	455	9,6	10,1	0,59	2,18	7,9	-	82,8
Avløpsslam 2a	1, 2, 4, 6	349	8,1	13,1	3,80	3,56	11,4	-	92,1
Struvitt	1, 4, 6	585	7,8	55,5	48,5	-	69,6	0,6	3,3*
Hestegjødsel 1	1, 4, 6	916	7,1	25,6	0,65	1,25	8,5	-	-
Hønegjødsel 1a	1, 3, 4, 6	916	5,6	65,6	4,07	3,74	35,7	-	317,9
Matavfall	1, 2, 4, 6	756	8,0	20,6	1,43	0,79	5,5	-	292,2
<b>2019</b>									
Grisegjødsel 1b	7	-	-	1,17	1,12	-	0,1	1,7	-
Biorest 2a	5, 8	37	7,4	3,57	2,1	-	0,5	1,1	14,35*
Hønegjødsel 2	5, 7	924	7	121	0,412	2,15	14,5	11,1	433*
Kugjødsel 1	5, 7, 8	868	8,4	34	0,544	-	8,8	26,5	311*
Hestegjødsel 2	7	-	-	33,2	-	-	16,5	19	-
Avløpsslam 2b	7, 8	-	-	16,1	-	-	13,1	0,9	-
Hestegjødsel 3	5, 8	213	7	5,08	0,162	0,26	1,2	3,2	86,5*
Algesuspensjon	5	18	6,1	1,67	0,285	-	0,5	0,4	7,78*
Gris-/ku-gjødsel	7	30	-	2,21	2,08	0,16	0,2	2,4	-
Gris-/ku-biorest	7	32	-	2,2	2,06	0,06	0,2	2,9	-
<b>2020</b>									
Biorest 2b	9, 10	39	7,5	3,5	2,1	-	0,5	1,6	-
Kugjødsel 2		53	7,4	2,8	2,4	-	0,5	4,2	-
Hønegjødsel 1b	9	926	5,5	71,4	3,48	-	39,7	33,9	-
Avløpsslam 2c	9	294	7,7	12,7	2,77	-	9,2	0,8	--
Hønegjødsel 3	9	349	7,8	11,4	10,1	-	7,1	6,6	-

\*Beregnet ut fra C/N-forhold

Noen materialer ble analysert for Øien-løselig N (ekstraksjon med 2M KCl i 80 °C, se kapittel 1.2.1). De samme materialene ble også analysert for 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-løselig nitrogen. Andelen 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-løselig nitrogen i produktene er ikke studert nærmere og derfor ikke vist her. Før ekstraksjon ble prøvene tørket ved 40 °C eller frysetørket og malt. Til tross for skånsom prøvebehandling, måtte vi anta at noe plantetilgjengelig ammonium gikk tapt som ammoniakk under prøveforbehandling. Derfor foretok vi en korrigering av ammonium i Øien-ekstraktet i to steg: Først ble andelen lett-løselig nitrogen som var igjen i tørket produkt (her estimert som CaCl<sub>2</sub>-løselig nitrogen) trukket fra ammonium i Øien-ekstraktet. Etterpå adderte vi ammonium konsentrasjonen som var i produktet før tørking. Tabell 2 viser de korrigerte resultatene (Øien-løselig N).

## 2.2 Inkubasjonsforsøk (Forsøksnr. 1-3)



Bilde 1. Inkubasjonsforsøkene ble utført i temperaturregulerbare skap i laboratoriet. Foto: Hanne Homb.

Vi gjennomførte tre inkubasjonsforsøk i løpet av prosjektperioden.

Det første forsøket (Forsøk 1) ble gjennomført ved 15 °C for å se på sammenheng mellom kjemisk innhold og mineraliseringsforløpet, samt tjene som grunnlagsdata for etablering og bruk av en datamodell (se kapittel 2.3). Ti ulike organiske produkter var inkludert (se Tabell 1 og Tabell 2).

Inkubasjonsforsøk 2 (Forsøk 2) ble gjennomført for å se på mineralisering ved lave (5 °C) og høye temperaturer (25 °C) sammenlignet med 15 °C for å etablere en temperaturkorreksjonsfunksjon i datamodellen. Det er i dette temperaturspenntet mikroorganismene jobber når organisk avfall blir tilført jord om våren. I Forsøk 2 ble følgende organiske produkter inkludert: biorest 1, avløpsslam 2a og matavfall.

Det siste inkubasjonsforsøket (Forsøk 3) ble gjennomført ved høye temperaturer (15, 25 og 35 °C). Hensikten var å evaluere hvor lang tid inkubasjonsforsøk må løpe for å gi gode data på innhold av raskt tilgjengelig nitrogen i et organisk produkt, og å vurdere om tiden til et inkubasjonsforsøk kan kortes ned ved å øke temperaturen. I dette forsøket ble følgende organiske produkter inkludert: biorest 1, fiskeslam 2, avløpslam 1 og hønegjødsel 1a. I alle inkubasjonsforsøkene ble det lagt til null-ledd med den samme jorda, men uten tilsatt organisk materiale.

I alle inkubasjonsforsøk ble det brukt ei morenejord fra NIBIO Apelsvoll. Jordarten er siltig sand (41 % sand, 53 % silt og 5 % leir) med et glødetap på 5 %.

Jord tilsvarende 150 g tørrstoff ble pakket i små sylindere (7,5 cm diameter, 6 cm dype, med 1 mm netting i bunnen), tilsatt de ulike materialene i en mengde tilsvarende 20 mg total-nitrogen per sylinder. Omregnet til feltforhold ville det utgjøre om lag 32 kg total-nitrogen per dekar.

Jorda ble fuktet opp til 60 % av total vannmetning, og satt til inkubering under stabile temperaturforhold i et klimaskap. Vanninnholdet ble holdt konstant ved regelmessig tilførsel av vann til fastsatt vekt.

Det ble tatt ut sylindere for måling av ammonium og nitrat etter dag 0, 5, 10, 20, 40 og 80. Ved hvert uttak ble jorda umiddelbart fryst frem til analysering. Ved bestemmelse av innholdet av ammonium og nitrogen ble 40 g jord tilsatt 100 ml 1 M KCl for ekstraksjon i én time. Ekstraktene ble analysert for innhold av ammonium og nitrat spektrofotometrisk. Det var tre gjentak for hvert produkt og hvert uttak.

## 2.3 Modellering

Resultater fra inkubasjonsforsøk gir informasjon om nivå på og hastighet for frigjøring av nitrogen fra organisk materiale. Basert på resultatene fra inkuberingsforsøkene (Forsøk 1-3) ønsket vi å dele organisk nitrogen i produktene i en raskt tilgjengelig- og langsomt tilgjengelig fraksjon.

Det ble derfor designet en enkel datamodell med to fraksjoner organisk bundet nitrogen i tillegg til det uorganiske. Frigjøringen av nitrogen ble antatt å følge 1. ordens kinetikk, og konstantene for frigjøringshastighet ble satt til  $k_1 = 0,15 \text{ d}^{-1}$  for det raskt tilgjengelige organiske nitrogenet, slik Henriksen og Breland (1999a) gjorde for tilsvarende fraksjon i plantematerialer. Ratekonstanten for det langsomt tilgjengelige organiske nitrogenet ble i løpet av modelleringsarbeidet justert til  $0,0008 \text{ d}^{-1}$  basert på data for frigjøring mellom dag 40 og 80. For å ta hensyn til temperatur, ble ratekonstantene korrigert med en enkel  $Q_{10}$  responsfunksjon, hvor  $Q_{10} = 2$  og  $T_0 = 15 \text{ °C}$  (Henriksen og Breland, 1999b).

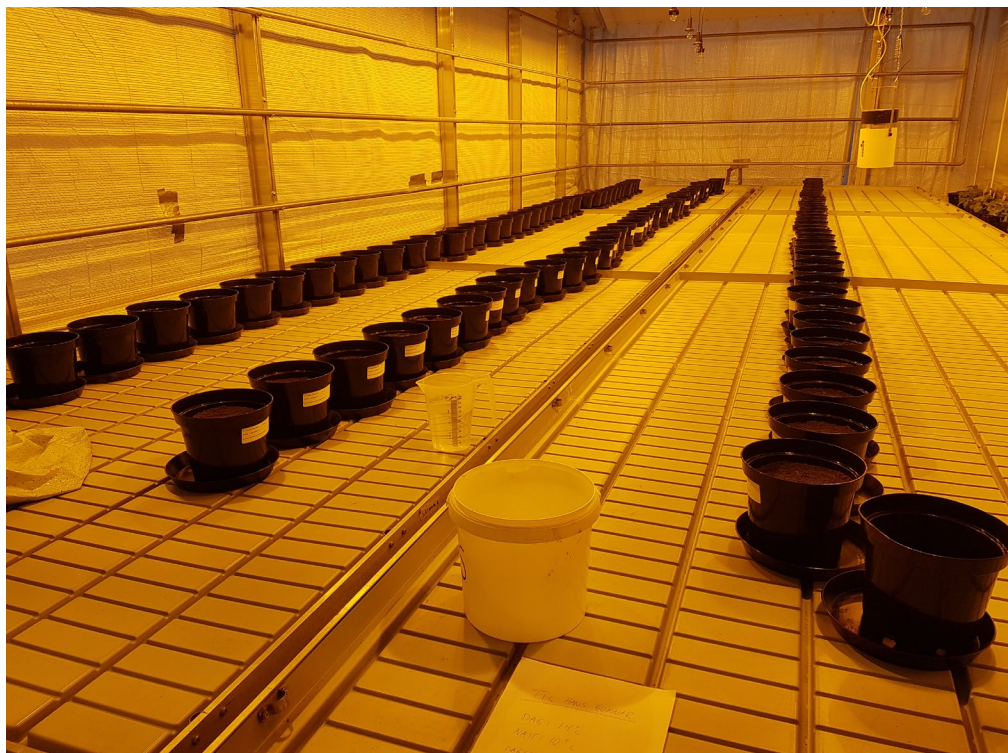
Modellen ble kjørt på hvert enkelt av åtte avfallsprodukt inkubert i Forsøk 1 for å bestemme grensen mellom de to organiske nitrogen-fraksjonene. Fraksjoneringen ble gjort ved å minimere forskjellen mellom modell-output og målte data ved alle uttakstidspunkt for alle produkt unntatt matavfall og struvitt. For to flytende avfallsprodukt (fiskeslam 1 og grisejødsel 1a) fant vi avvik mellom målt innhold av nitrogen hos Eurofins og egne data. For disse anslo vi at det var tilført 30 mg total-nitrogen i stedet for 20 mg.

For å vurdere temperaturresponsfunksjonen, brukte vi først data for kontrolljord. Vi antok at jorda inneholdt like mye organisk materiale som målt i jorda på nabojordet (3,5 %), at karboninnholdet i dette var 58 %, at karbon:nitrogen forholdet var 10, og at alt nitrogen var plassert i en svært langsomt omsettelig fraksjon. Ratekonstanten for denne fraksjonen ( $k_{jord} = 0,00016$ ) ble funnet ved tilpassing til data for frigjøring ved 15 °C. Så testet vi responsfunksjonen ved å simulere nitrogenfrigjøring ved 5 °C og 25 °C for kontrolljord og to organiske avfallsprodukt inkubert i Forsøk 2 (biorest 1 og avløpslam 2a).



I et siste steg brukte vi modellen til å vurdere hvorvidt nitrogen i den raskt tilgjengelige organiske nitrogenfraksjonen i et kommersielt avfallsprodukt basert på hønsemøkk og proteinmjøl, (hønegjødsel 1a) inkubert i Forsøk 3 kunne være plantetilgjengelig i løpet av 6 uker under relativt normale forhold på Østlandet. Inputdata var jordtemperatur i 10 cm dyp på NIBIO Apelsvoll mellom 5. mai og 15. juni i 2017 og 2018.

## 2.4 Pottforsøk (Forsøksnr. 4-5)



Bilde 2. Oppsett av pottes i veksthus. Det er sådd bygg som forsøksplante. Foto: Trond M. Henriksen.

Vi gjennomførte to pottforsøk for å evaluere hvordan bygg kan utnytte ulike organiske produkt som nitrogenkilde. I begge pottforsøkene ble det brukt samme morenejord fra NIBIO Apelsvoll som i inkubasjonsforsøkene. Jord tilsvarende 2500 g tørrstoff (Forsøk 4) og 3000 g tørrstoff (Forsøk 5) ble plassert i tette pottes (16 cm høyde, 20 cm diameter). Pottene ble tilsatt 200 mg total-nitrogen per potte med de testede produkt. Det tilsvarer 16 kg total-nitrogen per dekar under feltforhold.

Det var med 3 kontroll-ledd, henholdsvis kontroll uten tilsatt nitrogen og tilsvarende 8 eller 16 kg total-nitrogen per dekar, gitt som flytende ammoniumnitrat. I Forsøk 5 var det et ekstra kontroll-ledd tilsvarende 24 kg total-nitrogen per dekar. Alle pottene, også null-leddet, ble tilsatt næringsløsning med P, K, Mg, Fe, Mo, Mn, Cu, B og Zn for å unngå eventuell mangel av disse elementene. Det var med tre gjentak for hver behandling og hvert uttakstidspunkt.

I Pottforsøk 1 (Forsøk 4) ble det brukt de samme organiske avfallsproduktene som i inkubasjonsforsøk Forsøk 1 (se Tabell 1 og Tabell 2). I Pottforsøk 2 (Forsøk 5) ble det brukt fem organiske produkter: biorest 2a, hønegjødsel 2, kugjødsel 1, hestegjødsel 3 og algesuspensjon i tillegg til tre produkt (fiskeslam 1, grisegjødsel 1a og hønegjødsel 1a) som også ble testet i Forsøk 4.



Bilde 3. Flytende og faste produkt veid opp og klare til å tilsettes jorda i potteforsøket. Foto: Annbjørg Ø. Kristoffersen.

I begge forsøkene ble pottene tilsådd med bygg og satt i vekstroom under kontrollerte lys- og temperaturforhold (8 timer natt ved 10 grader; 16 timer dag ved 14 grader). Vanninnholdet var 70 % av feltkapasitet.

I Pottforsøk 1 (Forsøk 4) brukte vi byggsorten Heder (10 planter per potte). Det ble høstet tre potter av hvert ledd ved BBCH 21 (begynnende busking), BBCH 39 (fanebladet fullt utviklet) og BBCH 61 (begynnende blomstring). I Pottforsøk 2 (Forsøk 5) brukte vi byggsorten Fairytale og utførte uttak ved BBCH 21, 39 og 49 (Første snerp synlig).

I begge forsøkene ble plantene klippet ved jordoverflaten og tørket ved 60 °C i 48 timer for å måle tørrstoffavling. Det ble målt nitrogen i overjordisk plantemasse og i Forsøk 4 gjorde vi ekstraksjon av uorganisk nitrogen (ammonium og nitrat) i jord ved de samme tidspunkt.

## 2.5 Feltforsøk (Forsøksnr. 6-10)



Bilde 4. Feltforsøk med organiske avfallsprodukt. Foto: Trond Henriksen.

### 2.5.1 Forsøk 6

I 2018 ble det gjennomført ett feltforsøk (Forsøk 6) med de samme 10 organiske produktene som brukt i inkubasjonsforsøket (Forsøk 1) og pottforsøket (Forsøk 4) (se Tabell 1 og Tabell 2) på ei moreneletteire (samme jord som i inkubasjons- og pottforsøk) på NIBIO Apelsvoll. Målet var å kartlegge nitrogenvirkningen til de organiske produktene under feltforhold.

For de tørre avfallsproduktene (fiskeslam 2, avløpsslam 1 og 2a, struvitt, hestegjødsel 1, hønegjødsel 1a og matavfall) ble det gjødslet med 16 kg total-N per dekar spredd for hånd 15. mai 2018. For de flytende gjødslene (fiskeslam 1, grisegjødsel 1a, og biorest 1) ble det gjødslet med 8 kg total-N per dekar, spredd med vannkanner 16. mai 2018. Gjødsla ble harvet ned innen kort tid etter spredning. Årsaken til to ulike nitrogenmengder skyldes at dosering av 16 kg total-N per dekar med flytende produkt ville innebære svært store vannmengder for enkelte produkter. På den andre siden ville svakere dosering enn 16 kg total-N per dekar for enkelte av de tørre produktene, med antatt lav virkningsgrad, medføre betydelig nitrogenmangel gjennom vekstsesongen.

Feltet ble sådd med byggsorten Heder 18. mai 2018. For å kvantifisere nitrogeneffekten til de organiske produktene, ble det inkludert kontrollledd med stigende mengde nitrogen (0, 4, 8, 12 og 16 kg N per dekar) gitt som mineralgjødsel. For å sikre tilstrekkelig tilgang av P og K, ble leddet med 0 kg N gjødslet med OPTI-PK 0-5-17 og leddet med 4 kg N ble gjødslet med Fullgjødsel 18-3-15. Leddene med 8, 12 og 16 kg N per dekar ble gjødslet med Fullgjødsel 22-3-10.

Feltet ble tresket 8. august 2018 og det ble registrert avling og kornet ble analysert for vanninnhold ved tresking, hektolitervekt, tusenkornvekt og proteininnhold i kornet.

## 2.5.2 Forsøk 7-9

I 2019 ble det gjennomført to feltforsøk, på samme type jord som Forsøk 6, begge ved NIBIO Apelsvoll.

I det første forsøket (Forsøk 7) testet vi nitrogenvirkning til syv avfallsprodukter: grise gjødsel 1b, hønegjødsel 2, kugjødsel 1, hestegjødsel 2, avløpsslam 2b, gris-/ku-gjødsel og gris-/ku-biorest (se Tabell 1 og Tabell 2). Alle produkter ble dosert med 10 kg total-N per dekar. Den tørre gjødsla ble spredd for hånd og den flytende med vannkanner, og harvet ned kort tid etter spredning. Feltet ble sådd med byggsorten Brage. Det ble inkludert tre kontrollledd 0, 10, 15 kg N per dekar gitt med Fullgjødsel 22-3-10. Nulleddet fikk tilført OPTI-PK 0-5-17 gjødsel.

I det andre forsøket (Forsøk 8) var målsettingen å teste om vi faktisk hadde tilstrekkelig god kunnskap om nitrogenvirkningen til organiske avfallsprodukt etter gjennomføring av inkubasjonsforsøk og pottforsøk. Vi valgte ut seks produkter med synkende virkningsgrad estimert ut fra resultater fra Forsøk 1 (inkubasjon) og Forsøk 4 og 5 (pottforsøk) (se Tabell 3). Det ble først tilført 10 kg total-N per dekar med de seks organiske produktene. Deretter supplerte vi med Opti-NS, slik at alle leddene fikk tildelt 10 kg plantetilgjengelig nitrogen per dekar. Som kontrollledd var det ett ledd med 10 kg N per dekar gitt med Fullgjødsel 22-3-10, samt et ugjødsle ledd.

Forsøk 7 og 8 ble begge gjødslet 16. mai 2019 og sådd 18. mai 2019. Feltene ble tresket 27. august med forsøkestresker, og det ble registrert avling, vanninnhold ved tresking, hektolitervekt og proteininnhold.

I 2020 ble nitrogenvirkningen til fire utvalgte organiske avfallprodukt testet på nytt som en del av Forsøk 9. Det ble brukt avløpsslam 2c, biorest 2b, hønegjødsel 1b og hønegjødsel 3. Akkurat som i Forsøk 8 satt vi en nitrogenvirkning basert på erfaringer fra inkubasjonsforsøkene og pottforsøkene. Avløpsslam 2c ble antatt å ha en virkning på 40 %, hønegjødsel 1b: 50 % og biorest 2b: 75 % (satt ned fra 80 % i 2019) sammenliknet med mineralgjødsel. Virkningen av hønegjødsel 3 ble, litt tilfeldig, gitt en verdi på 70 %. Det ble tilført 12 kg plantetilgjengelig N per dekar av de organiske produktene beregnet ut fra antatt virkningsgrad. Som kontrollledd var det ett ledd med 12 kg N per dekar gitt med Fullgjødsel 22-3-10, samt et ugjødsle ledd.

Tabell 3. Organisk produkt (brukt i Forsøk 8 og 9, og antatt virkningsgrad til de ulike typene (i % av total mengde nitrogen), tilført plantetilgjengelig nitrogen med organisk gjødsel og supplement med Opti NS.

Organisk produkt	Antatt nitrogenvirkning % av total mengde nitrogen	Gitt mengde plantetilgjengelig nitrogen	
		Organisk produkt kg per dekar	Opti NS kg per dekar
<b>Forsøk 8</b>			
Grisegjødsel 1b	100	10	0
Biorest 2a	80	8	2
Hønegjødsel 1a	50	5	5
Avløps slam 2b	40	4	6
Kugjødsel 1	10	1	9
Hestegjødsel 3	5	0,5	9,5
<b>Forsøk 9</b>			
Avløps slam 2c	40	12	
Hønegjødsel 1b	50	12	
Biorest 2b	75	12	
Hønegjødsel 3	70	12	

### 2.5.3 Forsøk 9 og 10

Forsøk 9 og 10 ble gjennomført i 2020, ved NIBIO Apelsvoll. Hensikten var å undersøke i hvilken grad noen organiske avfallsprodukt kan brukes til delgjødsling i hvete. Hvete til mat har krav om at proteininnholdet må være over 11,5 %, og det er vanlig å delgjødsla med mineralgjødsla i slutten av strekkingsperioden/flaggbladutvikling for å øke proteininnholdet i kornet.

Mineralgjødsla er umiddelbart tilgjengelig for planterøttene så sant det er nok fuktighet til å løse opp gjødsla, og transportere den til røttene. For organiske produkt er virkningen mer usikker. For faste produkt, der det organiske nitrogenet må mineraliseres før det er tilgjengelig, er det sannsynlig at en tidligere tildeling er mer fordelaktig for å øke plantenes utnyttelse, for eksempel allerede på buskingsstadiet. For flytende produkt, som for eksempel biorest fra matavfall, kan spredning i sesongen øke tidsperioden for når det kan gjødsla. På våren er det hektisk å få ut all gjødsla og få sådd. Utsatt spredning gjør at biogassanleggene kan bli kvitt bioresten over en større tidsperiode, noe som kan være interessant.

Spredning av tørre produkter kan ofte gjennomføres med en sentrifugalspreder. Det betyr at en kan følge kjørespor i åkeren, og slipper å kjøre ned ekstra korn. Spredning av våte produkter skjer i stor grad med slepeslange. Når dette gjøres i voksende åker, vil plantene utsettes for stress, da slepeslangen vil bøye kornet ned ved spredning. Hvor mye plantene blir påvirket vil avhenge av hvor langt i utvikling plantene har kommet.

I Forsøk 9 testet vi effekten organiske avfallsprodukt kan ha som delgjødsla. Både pelletert hønegjødsel og biorest er aktuelle som delgjødsla under praktiske forhold. Etter grunngjødsla med 8

kg N som Fullgjødning 22-3-10 gav vi 6 kg plantetilgjengelig N med hønegjødsel 1b om våren (6. mai 2020) eller ved begynnende strekning (17. juni 2020). Tilsvarende mengde plantetilgjengelig nitrogen ble gitt med bioest 2b ved begynnende busking (12. juni 2020) eller ved begynnende strekking. Som kontrolledd var det ett ledd med 6 kg N per dekar gitt med Opti-NS ved begynnende strekning, samt et ugjødslet ledd. Feltet ble sådd med Mirakel vårhvete 7. mai 2020.

Forsøk 10 ble gjennomført for å se på i hvilken grad slepeslanger ødelegger kornplantene ved delgjødning med flytende organiske gjødselprodukt. Det ble benyttet en trommel for å simulere nedbøying av kornplantene slik bruk av slepeslange hadde medført. Feltet ble tromlet ved BBHC 13, 21, 37 og 39, og påvirkning på plantene ved de ulike behandlingstidspunkt ble målt som kornavling. Forsøkene ble anlagt i Mirakel vårhvete. Forsøk 10 ble gjødslet som åkeren rundt, og av praktiske årsaker ble det ikke tilført gjødsel ved tromlingen. Det var kun en fysisk effekt av overkjøring som ble målt, og ikke i samspill med tilførsel av flytende gjødsel.



Bilde 5. Overkjøring av åker med trommel ved vekststadium 37 og 39. Foto: Annbjørg Ø. Kristoffersen.

## 3 Resultater og diskusjon

### 3.1 Inkubasjonsforsøkene

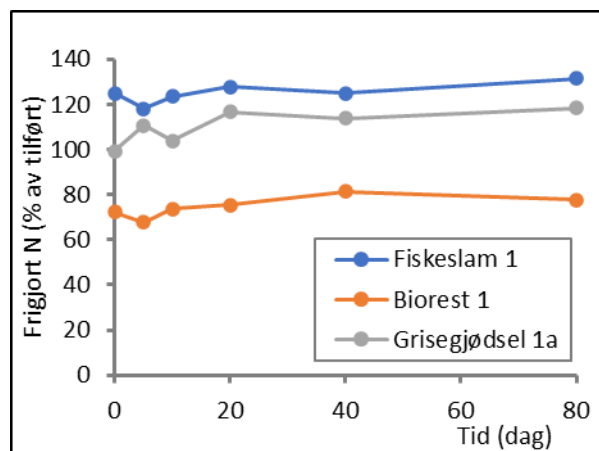
#### 3.1.1 Forsøk 1. Frigjøring av nitrogen fra ti avfallsprodukt ved 15 °C

Data for frigjøringsmønster av nitrogen for de ti avfallsproduktene ved 15 °C er vist i Figur 2 og Figur 3. Frigjøring fra jorda selv er fratrukket.

For to av de flytende produktene (grisekjød 1a og fiskeslam 1) fant vi igjen mer enn 100 % av nitrogenet (Figur 2). Det er selvsagt helt usannsynlig. Det ble derfor innsendt nye prøver av disse to produktene til Eurofins. De nye analysene viste langt høyere innhold av total-nitrogen; 157 % og 167 % høyere enn ved første analyserunde for henholdsvis grisekjød 1a og fiskeslam 1. Se kapittel 3.5 for resultater og diskusjon mht. analysefeil.

Når vi brukte verdier fra den siste analysen i beregningene ble resultatet for grisekjød 1a og fiskeslam 1 svært likt biorest 1. Noe under 70 % av total-nitrogenet ble funnet igjen i uorganisk form ved starten av forsøket, og dette steg til rundt 75 % etter 80 dager. Dette er i godt samsvar med at rundt 80 til 90 % av total-nitrogen var i uorganisk form ved forsøksoppstart (Tabell 2).

For grisekjød 1a, fiskeslam 1 og biorest 1 var kurvene som viser nitrogenfrigjøringen over tid temmelig flate, med lite krumming (Figur 2). Det viser at det i hovedsak er ammoniumet vi gjenfinner og at innholdet av raskt tilgjengelig organisk nitrogen i de flytende produktene er lavt. Frigjort ammonium ble etter hvert omdannet til nitrat.

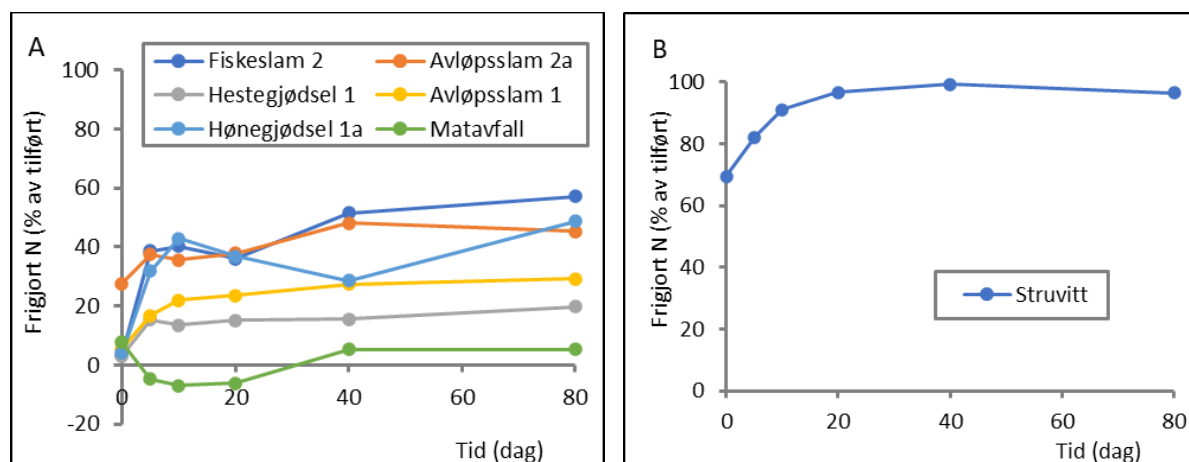


Figur 2. Frigjøring av nitrogen (i % av tilført) for tre flytende avfallsprodukt inkubert i forsøk 1.

For de faste produktene var bildet mer komplekst (Figur 3). Tørket matavfall viste en rask immobilisering av nitrogen fra jorda. Etter 80 dager var bare ca. 5 % av totalt tilført nitrogen frigjort som mineralisk nitrogen. Frigjøring av nitrogen var liten fra hestegjødsel 1 og avløpslam 1 (ca. 15-20 % av totalt tilført nitrogen). Også avløpslam 2a gav liten frigjøring (ca. 40 % av totalt tilført nitrogen), men hadde et relativt høyt innhold av ammonium allerede ved starten; 29 % av total-nitrogen i avløpslam 2a sammenliknet med 6 % av total-nitrogen i avløpslam 1 (Tabell 2). For hønsegjødsel 1a og fiskeslam 2 fant vi større frigjøring av nitrogen, henholdsvis 49 og 57 % av totalt tilført nitrogen.

Etter 5 dagers inkubasjon var i gjennomsnitt 71 % av den totale frigjøringen av nitrogen fra de faste produktene allerede unnagjort (matavfall holdt utenfor). Det økte til 84 % etter 10 dager. Det viser hvor raskt tilgjengelig noe av nitrogenet i organiske avfallsprodukt kan være når fuktighetsforholdene er tilfredsstillende.

Struvitt ( $\text{NH}_4\text{MgPO}_4$ ) er ikke et organisk materiale, men et salt felt gjennom behandling av kommunalt avløpsvann. Opp mot 100 % av total-nitrogenet i struvitt kunne ekstraheres som ammonium og nitrat etter 20 dager (Figur 3B).



Figur 3. A: Frigjøring av nitrogen (i % av tilført) fra seks faste organiske avfallsprodukt inkubert i Forsøk 1, B: samt fra struvitt.

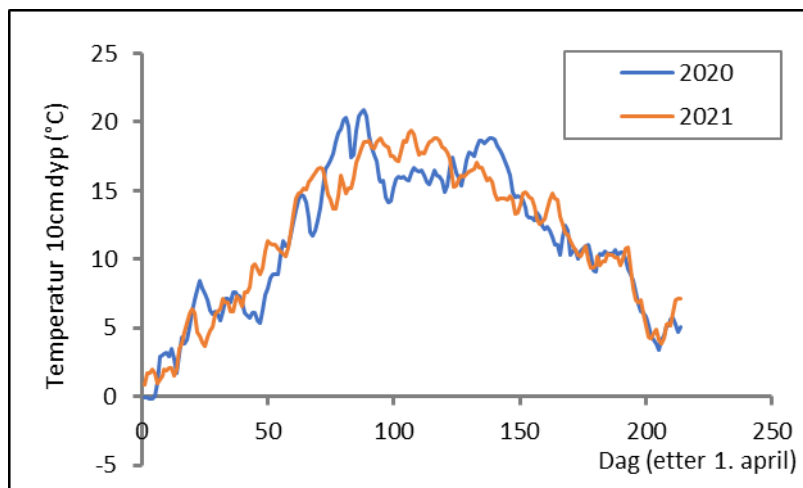
Oppsummert:

- For de testede flytende avfallsproduktene var det i hovedsak det opprinnelige innholdet av ammonium som var tilgjengelig i løpet av forsøksperioden. Lite nitrogen ble frigjort fra organiske forbindelser.
- I de tørre produktene var det stor variasjon i hvor mye nitrogen som ble frigjort (mellom 5 og 60 % av totalt tilført nitrogen).
- I de tørre produktene var over 80 % av nitrogenfrigjøringen unnagjort allerede etter 10 dagers inkubasjon.
- Alt nitrogen i struvitt var tilgjengelig i løpet av 20 dager.
- Stor spredning i resultat ved gjentatt analyse av total-nitrogen i flytende produkt peker på at en bør gjennomføre en større test av analysemetode og -laboratorier for disse materialer.

### 3.1.2 Forsøk 2. Frigjøring av nitrogen ved 5, 15 og 25 °C

I det første inkubasjonsforsøket (Forsøk 1) var hensikten å skaffe data for nitrogenfrigjøring ved temperaturer nær det en finner i jorda på forsommeren. Dette gav grunnlag for å lage til en temperaturkorreksjons-funksjon som kan kobles til datamodellen for nitrogenfrigjøring (se kapitlene 2.5 og 3.4). Under feltforhold øker temperaturen nokså raskt i det øverste jordlaget på forsommeren og synker tilsvarende utover ettersommeren. Temperaturen i 10 cm dyp på NIBIO Apelsvoll fra 1. april til 31. oktober er vist i Figur 4. Grafen viser at jordtemperaturen ligger mellom 5 °C og 20 °C i 10 cm dybde gjennom sommerhalvåret.

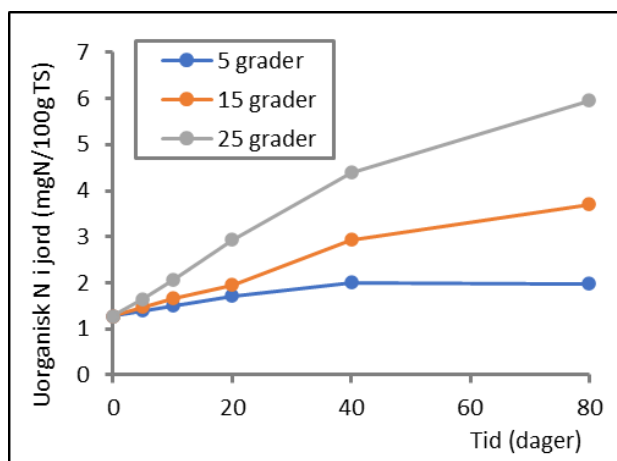




Figur 4. Jordtemperatur i 10 cm dyp på Apelsvoll fra 1. april til 31. oktober i 2020 og 2021.

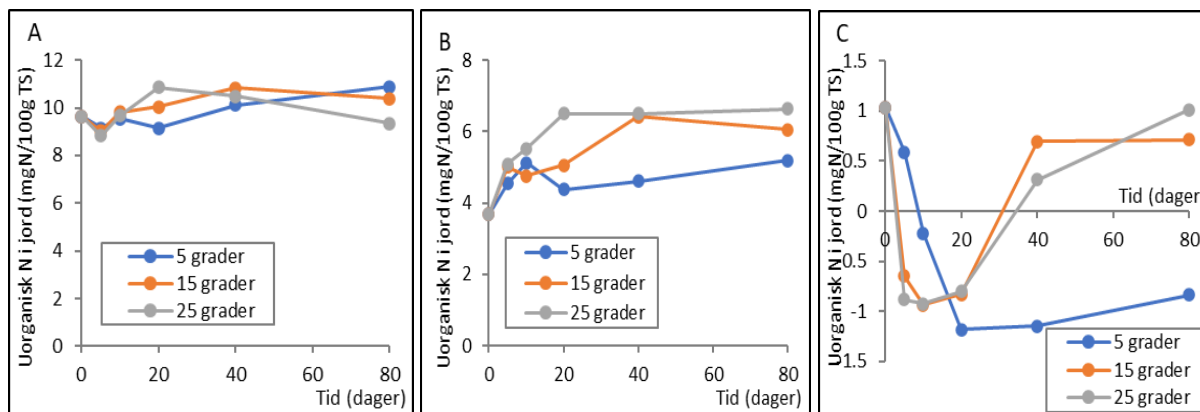
I inkubasjonsforsøket (Forsøk 2) ble det derfor undersøkt mineralisering ved høye (25 °C) og lave (5 °C) temperaturer sammenliknet med 15 °C.

For kontrolljord viste resultatene 2,1 gang høyere frigjøringsrate ved 15 °C sammenliknet med 5 °C. Tilsvarende gikk frigjøringen 2,0 ganger raskere ved 25 °C sammenliknet med 15 °C (Figur 5).



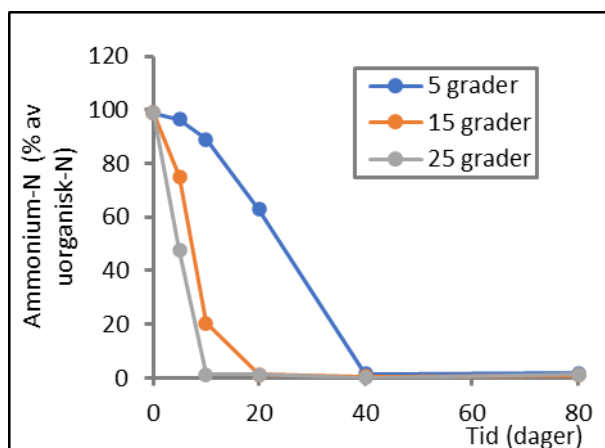
Figur 5. Nitrogenfrigjøring i kontrolljord (mg N/100 g tørrstoff) ved 5, 15 og 25 °C.

For biorest 1 var det ingen synlig forskjell i frigjøring ved ulik temperatur (Figur 6A), noe som skyldes at materialet har vært gjennom en nedbrytingsprosess der det raskt tilgjengelige organiske nitrogenet allerede er frigjort som ammonium. Slike produkt er altså ganske stabile, og nitrogen tilgjengeligheten godt beskrevet ved ammoniuminnholdet, mens selve nitrogeneffekten i praksis avhenger av ammoniakktap fra spredning frem til plantene trenger det. For avløps slam 2a var resultatene noe sprikende, med en gjennomsnittlig økning i frigjøring på 1,6 ganger for 10 °C temperaturøkning (Figur 6B). Etter 20 dager var 98 % av mineraliseringen unnagjort ved 25 °C. For matavfall gikk immobilisering og «remineralisering» raskere jo høyere temperaturen var (Figur 6C). Fram til dag 10 gikk immobiliseringen 1,9 ganger forttere ved 10 graders temperaturøkning. Ved 5 °C var det ingen netto frigjøring av nitrogen selv etter 80 dager.



Figur 6. Nitrogenfrigjøring (mg N/100 g jord tørrstoff) ved tre temperaturer (5, 15 og 25 °C) for tre ulike organiske avfallsprodukt; A: biorest 1, B: avløpsslam 2a og C: matavfall. Merk forskjell i skala på Y-aksen.

Det er ikke bare nedbrytingshastigheten, og dermed nitrogenfrigjøringen, som øker når temperaturen øker. Også nitrifiseringen, det vil si overgangen fra ammonium til nitrat øker betydelig i hastighet. I Figur 7 vises andel (%) av uorganisk nitrogen fra biorest 1 som er å finne som ammonium ved ulike temperatur. Ved 25 °C er alt ammonium nitrifisert til nitrat ved dag 10. Ved 15 °C er det fullført ved dag 20 og ved 5 °C ved dag 40.



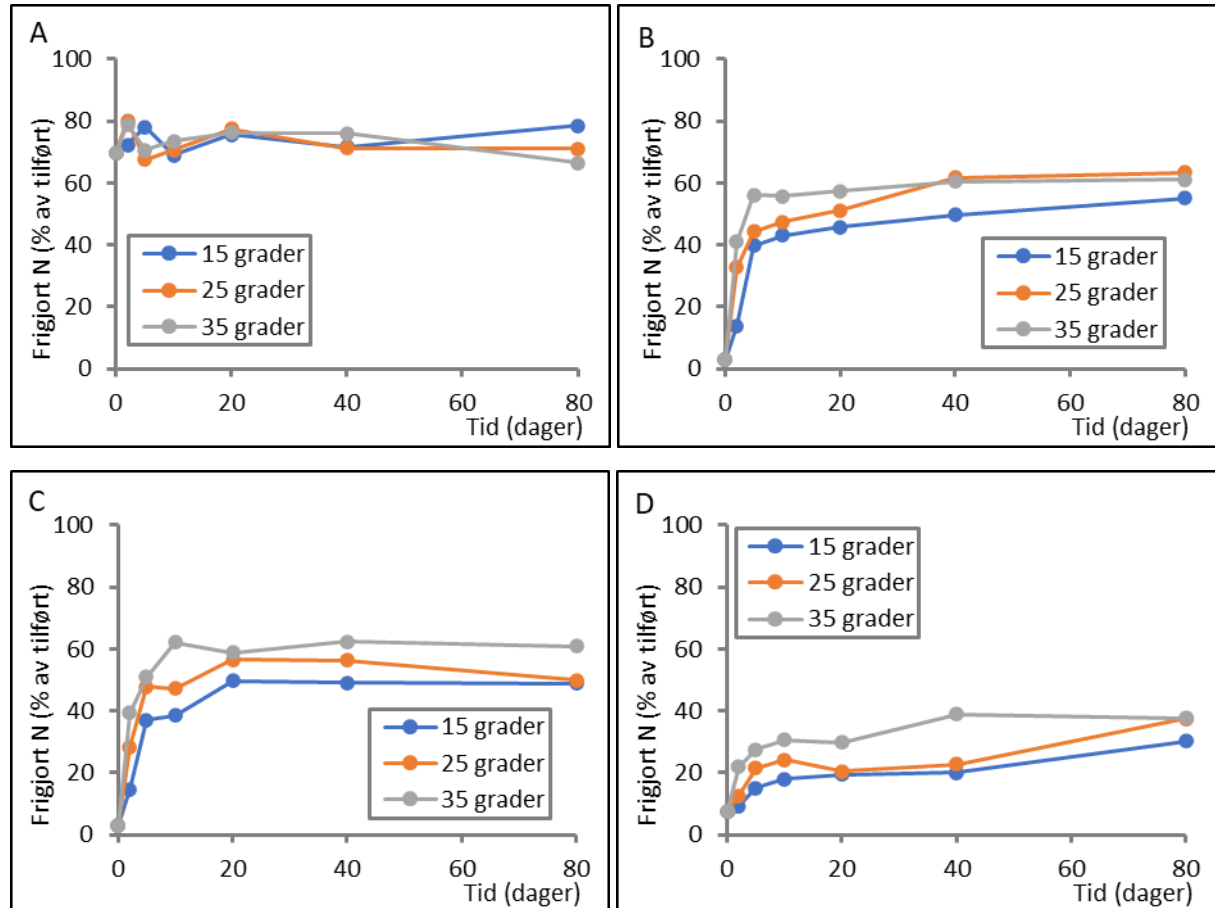
Figur 7. Andel (%) av uorganisk nitrogen fra biorest 1 i jord som finnes som ammonium med tiden for tre ulike temperaturer. Det resterende er nitrat.

Oppsummert:

- I sommerhalvåret ligger jordtemperaturen (10 cm dyp) på NIBIO Apelsvoll mellom 5 og 20 °C.
- For kontrolljorda ble nitrogenfrigjøringen doblet ved en 10 °C økning av temperaturen.
- For avløpsslam 2a økte nitrogenfrigjøringen 1,6 ganger per 10 °C temperaturheving.
- Temperaturøkning førte ikke til økt nitrogenfrigjøring fra biorest.
- For matavfall økte både immobilisering og remineralisering betydelig med temperaturen.
- Nitrifikasjonen av ammonium i biorest 1 var komplett ved dag 10 for 25 °C, dag 20 for 15 °C og ved dag 40 når temperaturen lå på 5 °C.

### 3.1.3 Forsøk 3. Effekt av svært høy temperatur på frigjøring av nitrogen

I forsøk 3 var målet å evaluere om det kunne være aktuelt å bruke svært høy temperatur i inkubasjonsforsøk for å få en hurtig analysemetode for bestemmelse av raskt tilgjengelig organisk nitrogen i organiske avfallsprodukt. Resultatene for 15, 25 og 35 °C er vist i Figur 8.



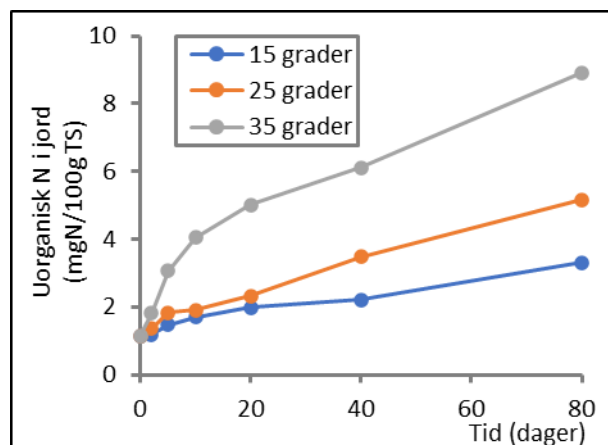
Figur 8. Frigjøring av nitrogen med tiden (i % av totalt nitrogen tilført) ved 15, 25 og 35 °C for biorest 1 (A), fiskeslam 2 (B), hønegjødsel 1a (C) og avløpsslam 1 (D).

Det ble valgt materialer med noe forskjell i innhold av raskt tilgjengelig organisk nitrogen, og for inkubering ved 15 °C var resultatene sammenliknbare med resultatene fra de to foregående inkubasjonsforsøkene (Forsøk 1 og 2).

Når det gjelder biorest, hadde temperatur og tid ingen betydning for mengde nitrogen som ble frigjort (Figur 8A). Omtrent 70 % av total-nitrogenet var å finne som ammonium både ved start og slutt av forsøket. Vi har ingen måling av eventuelle ammoniakk-tap underveis, men vi vet at ammonium nitrifiseres svært raskt spesielt ved høy temperatur (Figur 7), og at ammoniakk-tapene derfor blir ubetydelige etter hvert.

For de faste materialene derimot hadde temperaturen en stor betydning for frigjøringsmønsteret. For alle faste materialer var det en tendens til at totalt mer nitrogen ble frigjort ved 25 og 35 °C inkubasjonstemperatur sammenliknet med 15 °C. Forskjellen utgjorde omtrent 5 til 10 % av totalt tilført nitrogen. Det vil føre til en endring av fraksjonsgrensen mellom raskt- og langsomt tilgjengelig organisk nitrogen. Dessuten forløp nitrogenfrigjøringen raskere ved høyere temperatur (Figur 8B, C og D).

For kontrolljord (Figur 9) fant vi at nitrogenfrigjøringen ved 35 °C var 1,7 ganger så høy som frigjøringen ved 25 °C og 2,7 ganger så høy som ved 15 °C. Ved den høyeste temperaturen var mønsteret for nitrogenfrigjøringen litt uvanlig gjennom de første tre ukene av forsøket. Det er uklart hvorvidt dette skyldes at en økt andel langsomt tilgjengelig nitrogen raskt frigjøres ved høy temperatur, for eksempel ved et skift i det mikrobielle samfunnet, eller om det skyldes mikrobiell død når temperaturen blir høy. Dette bør undersøkes mer nøye før en anbefaler inkubasjon ved såpass høy temperatur som 35 °C.



Figur 9. Frigjøring av nitrogen med tiden (i mg/100 g jord tørrstoff) ved 15, 25 og 35 °C for kontrolljorda.

Oppsummert:

- For biorest 1 hadde inkubasjonstemperatur ingen betydning for nitrogenfrigjøringen.
- For de faste materialene førte økt inkubasjonstemperatur både til en økning av total mengde frigjort nitrogen og frigjøringshastighet.
- Avvikende frigjøringsmønster for jord ved 35 °C gjør at en foreløpig ikke tilrår inkubasjon ved så høy temperatur.

## 3.2 Modellering

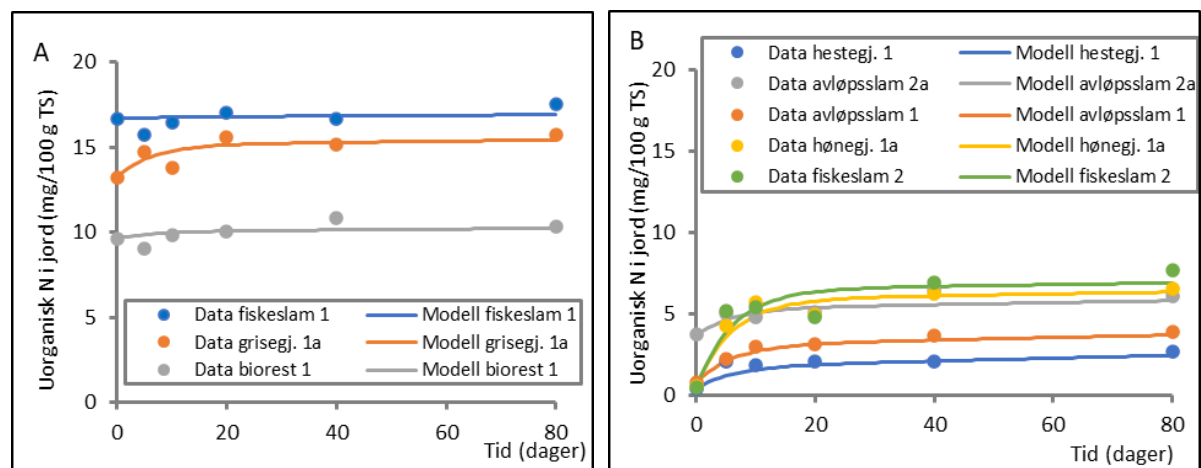
### 3.2.1 Frigjøringsmønsteret og fordeling av nitrogen mellom fraksjoner

Målet med modelleringen var å tallfeste de to fraksjonene raskt tilgjengelig- og langsomt tilgjengelig organisk nitrogen i de organiske produktene. Resultatene våre viste at mønster for nitrogenfrigjøring fra organiske avfallsprodukt i Forsøk 1 kan beskrives godt med en enkel matematisk modell hvis det organiske nitrogenet fordeles i to fraksjoner. I tillegg kommer produktets innhold av ammonium når gjødslingseffekten skal vurderes. Data for frigjøring av nitrogen ved 15 °C og modellens output er vist i Figur 10A og B. Fordeling av nitrogen i fraksjoner er vist i Tabell 4.

Tabell 4. Fordeling av total-nitrogen i fraksjoner, funnet ved måling (ammonium) og tilpassing av modell til data (raskt- og langsomt tilgjengelig organisk nitrogen) for åtte ulike materialer.

Organisk materiale	NH <sub>4</sub> -N	Raskt tilgj. org. N*	Langsomt tilgj. org. N*
	%	%	%
Fiskeslam 1**	83	1	16
Grisegjødsel 1a**	66	10	24
Biorest 1	72	3	25
Fiskeslam 2	3	45	52
Avløpsslam 2a	28	12	60
Hestegjødsel 1	3	10	87
Avløpsslam 1	6	17	77
Hønegjødsel 1a	4	40	56

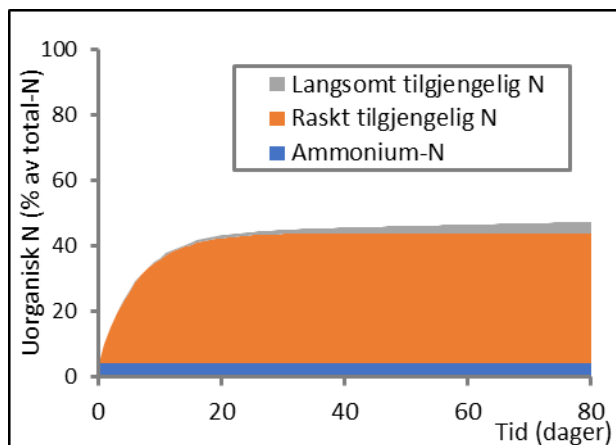
\*Beregnet ved bruk av modell; \*\*det er usikkerhet knyttet til måling av nitrogen i flytende gjødsler



Figur 10. Målt (punkt) og simulert (linje) frigjøring av nitrogen fra tre flytende (A) og fem faste (B) organiske materialer ved 15 °C.

Som nevnt ovenfor er det noe usikkerhet knyttet til analysedata for to av de flytende produktene (fiskeslam 1 og grisegjødsel 1a). Konklusjonen er uansett at nitrogeneffekten er umiddelbar, fordi den er knyttet til produktens innhold av fritt ammonium i utgangspunktet. Bare en liten del av det organiske nitrogenet blir raskt tilgjengelig.

For de faste materialene var innholdet av ammonium lavt i utgangspunktet (unntatt avløpsslam 2a, som var noe høyere), men vi fant at frigjøring fra den raskt tilgjengelige organiske nitrogenfraksjonen gikk meget fort (Figur 10B). Figur 11 illustrerer at ved 15 °C og nær optimale fuktighetsforhold var denne nitrogenfraksjonen så godt som tømt etter tre uker som vist for hønegjødsel 1a. Det er ammoniumet og den raskt tilgjengelige organiske nitrogenfraksjonen som i all hovedsak utgjør nitrogeneffekten når organiske avfallsprodukt brukes i kornproduksjonen.



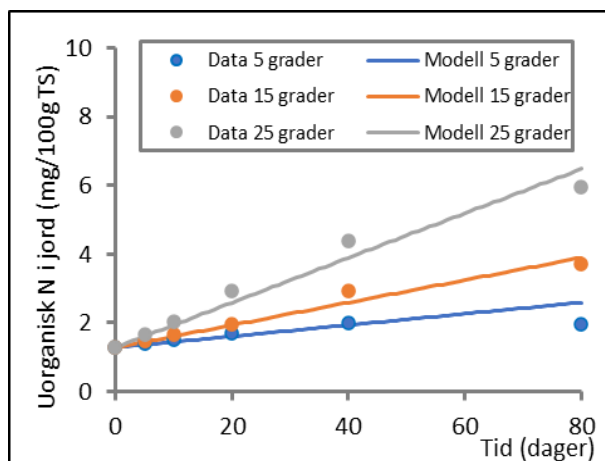
Figur 11. Simulert frigjøring av nitrogen (i % av total-nitrogen) fra tre fraksjoner i hønegjødsel 1a.

Oppsummert:

- Den enkle frigjøringsmodellen gav svært god tilpasning til målte data.
- Modellen kan benyttes for å fordele nitrogen i organiske avfallsprodukter i tre fraksjoner: ammonium-nitrogen i utgangspunktet, raskt tilgjengelig organisk nitrogen og langsamt tilgjengelig organisk nitrogen.

### 3.2.2 Betydning av temperatur

En responsfunksjon basert på dobling av reaksjonshastighet ved ti graders temperaturøkning gav en god beskrivelse av temperaturens betydning for frigjøring av nitrogen fra jord uten tilsatt avfallsprodukt (kontrolljord) i temperaturområdet 5 til 25 grader (Figur 12).

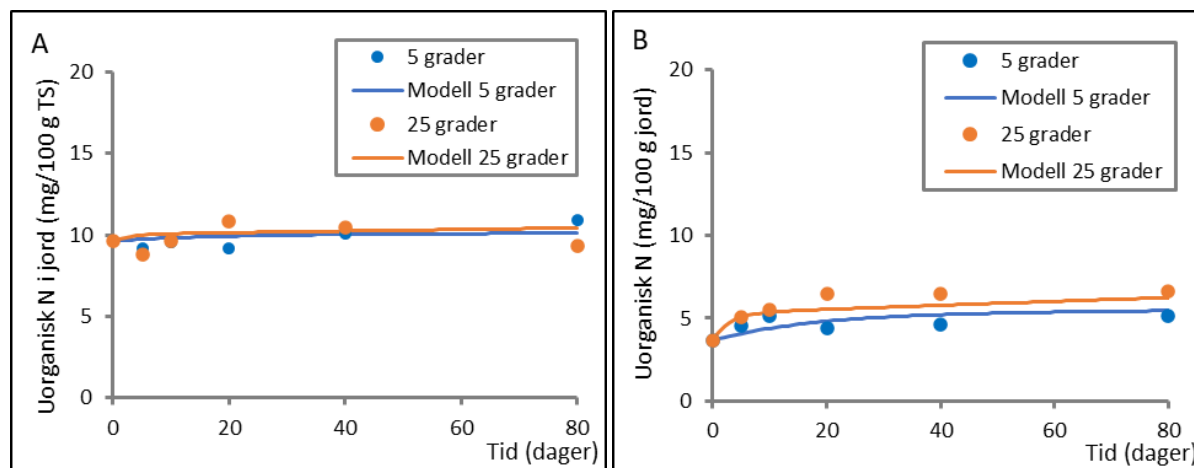


Figur 12. Målt (punkt) og simulert (linje) frigjøring av N fra kontrolljord ved 5, 15 og 25 °C. Det er brukt en enkel nitrogenfraksjon med en ratekonstant  $k_{jord} = 0,00016 \text{ d}^{-1}$  og en  $Q_{10}$  temperaturresponsfunksjon med grunntall 2 og  $T_0=15 \text{ °C}$ .

For å vurdere temperaturens betydning for nitrogenfrigjøring fra organiske avfallsprodukt, inkuberte vi biorest 1 og avløps slam 2a ved 5 og 25 °C i tillegg til ved 15 °C (Forsøk 2).

Nitrogenet i biorest 1 var temmelig stabilt. Enten var det i ammonium-form (72 % av total-N) eller så var det i den langsamt tilgjengelige fraksjonen (25 % av total-N; Tabell 4). Bare 3 % av av total-N var raskt tilgjengelig. Temperaturen hadde derfor en nesten neglisjerbar virkning på frigjøringsmønsteret (Figur 13A).

For avløpsslam 2a var det noe annerledes. Dette avløpsslammet hadde en raskt tilgjengelig organisk nitrogenfraksjon (12 % av total-N; Tabell 4) og en betydelig fraksjon med langsomt tilgjengelig organisk nitrogen (60 % av total-N). Ved bruk av temperaturresponsfunksjonen klarte vi på en rimelig måte å forutsi frigjøringsmønsteret, men det var mye sprik i datamaterialet og vanskelig å gi en god evaluering av responsfunksjonen (Figur 13B). Det er imidlertid ingen spesiell grunn til å tro at responsfunksjonen skal passe dårligere for avfallsprodukt enn for kontrolljorda.



Figur 13. Målt (punkt) og simulert (linjer) frigjøring av nitrogen fra biorest 1 (A) og avløpsslam 2a (B) ved 5 og 25 °C.

Flytende produkt med høyt innhold av ammonium må behandles som husdyrgjødsel, og en må begrense ammoniakktapene knyttet til spredningen, dvs. ikke spre i sol og vind, rask nedmolding, evt. fortykning. Om slik gjødsel tilføres ved såing, vil risiko for utvaskingstap av nitrogen som nitrat være knyttet til ekstreme nedbørsepisoder i månedsskiftet mai-juni når ammoniumet har blitt til nitrat. Ved bruk av fast organisk avfall om våren, hvor ammonium først skal frigjøres fra det organiske materialet og så nitrifiseres, er det liten risiko for ammoniakktap. Risiko for tap av nitrat vil trolig også være minimal på forsommeren, fordi nitrifikasjonsprosessen tar noen dager og fordi plantene etter hvert vil konkurrere godt med mikroorganismer om ammonium. I dette arbeidet har vi ikke sett på tap av nitrat utenfor vekstsesongen.

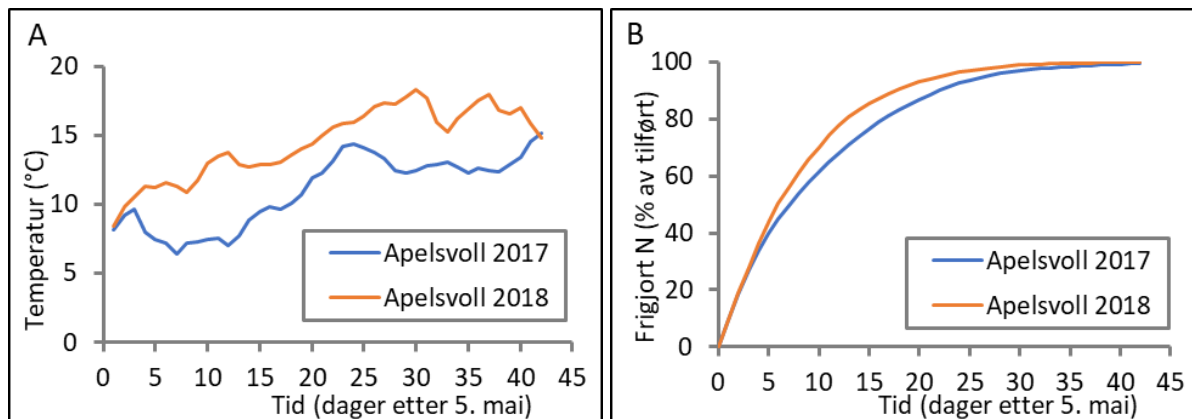
Oppsummert:

- En temperaturresponsfunksjon med dobling av reaksjonshastighet ved ti graders temperaturøkning passet godt for temperaturintervallet 5-25 °C.
- De flytende produktene i denne undersøkelsen hadde allerede i utgangspunktet et høyt innhold av ammonium, og lite ekstra nitrogen ble frigjort med tiden, uansett jordtemperatur.
- Det kortsiktige nitrogenbidraget fra de faste produktene var hovedsakelig knyttet til innholdet i den raskt tilgjengelige, organiske nitrogenfraksjonen.
- I vekstsesongen har jordtemperaturen først og fremst betydning for virkningen av faste produkt, hvor det meste av nitrogenet er i organisk form, som krever mikrobiell nedbryting.
- Tap av nitrogen fra organisk avfall er først og fremst knyttet til flytende produkt, med høyt innhold av ammonium, som kan tapes som ammoniakk ved spredning. For disse er det også en risiko for nitrattap gjennom utvaskingsperioder i månedsskiftet mai-juni.
- For faste produkt vil risikoen for tap på forsommeren være mindre.

### 3.2.3 Nitrogen under feltforhold – en simulering

I Norge er temperaturen i jorda relativt lav om våren. Ved såing er den gjerne på 7-8 °C, og så stiger den i gjennomsnitt med ca. 0,1-0,2 °C per dag de neste ukene. I Figur 14A vises temperaturen i 10 cm jorddyb på NIBIO Apelsvoll i 2017 og 2018, fra 5. mai, som er omtrentlig sådato, til kornet strekker seg og virkelig tar opp næring i midten av juni, seks uker seinere. Da er jordtemperaturen gjerne 14-15 °C. Det er i dette temperaturintervallet frigjøringen av nitrogen foregår på forsommeren på indre Østlandet.

Vi valgte et pelletert produkt av hønsegjødsel og proteinmjøl (hønegjødsel 1a) for å gi et eksempel på hvor fort nitrogenet frigjøres. Dette materialet inneholder lite fritt ammonium (4 % av total-N; Tabell 4), men mye raskt tilgjengelig organisk nitrogen (40 % av total-N) som frigjøres ved mikrobiell aktivitet. Spørsmålet er om frigjøringen av organisk bundet nitrogen går fort nok til å møte kornets behov under norske temperaturforhold. For å svare på dette, har vi brukt modellen vår og vi har tatt hensyn til temperaturen ved å justere konstantene for frigjøringshastighet med temperaturresponsfunksjonen. Simuleringene viste at nitrogen som er bundet i raskt nedbrytbare organiske forbindelser frigjøres i løpet av 5-6 uker under våre forhold (Figur 14B), og vil derfor sammen med ammoniumet, være tilgjengelig for vekst av korn. I hvertfall dersom fuktighetsforholdene er tilfredsstillende.



Figur 14. Målt jordtemperatur (10 cm dyp) på Apelsvoll fra 5. mai til 15. juni i 2017 og 2018 (A) samt simulering av frigjøringsmønster for nitrogen fra fraksjonen med raskt tilgjengelig organisk nitrogen i hønegjødsel 1a (B).

Oppsummert:

- Under laboratorieforhold ved 15 grader ble den raskt tilgjengelig organisk nitrogenfraksjonen i hønegjødsel 1a frigjort i løpet av tre uker.
- Modellkjøring med temperaturdata fra NIBIO Apelsvoll viste at den samme fraksjonen kan frigjøres i løpet av 5 uker under feltforhold.

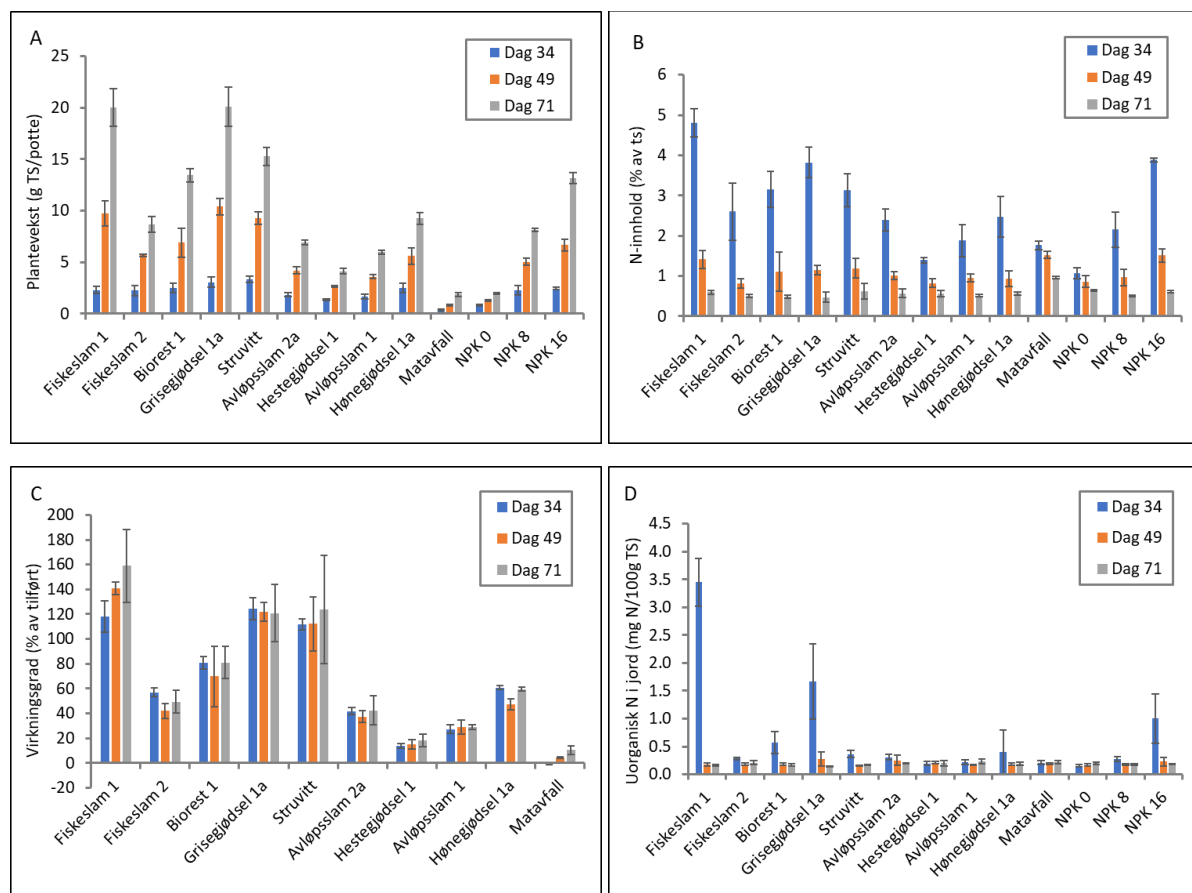
## 3.3 Pottforsøkene

Det ble gjennomført to pottforsøk for å studere nitrogeneffekten av organisk avfall. I det første forsøket (Forsøk 4) så vi på nitrogenvirkningen av de samme ti organiske avfallsproduktene som vi tidligere hadde testet i inkubasjonsforsøk (Forsøk 1). Det andre pottforsøket (Forsøk 5) ble gjennomført for å verifisere noen av resultatene fra Forsøk 1, og for å undersøke nitrogenvirkningen til fem nye produkt.



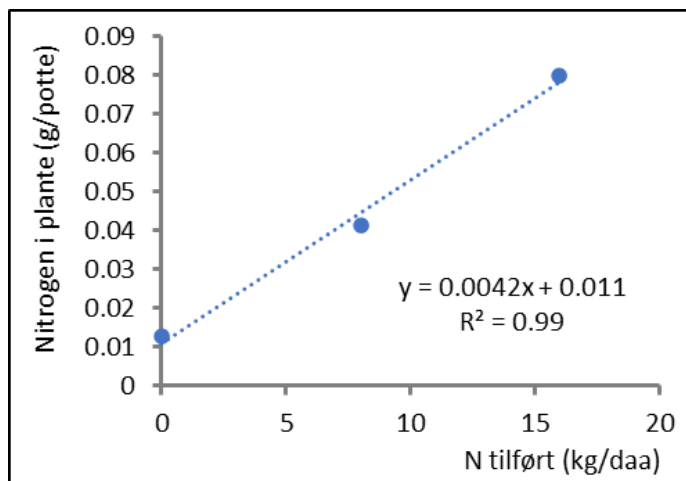
### 3.3.1 Forsøk 4. Virkning av ti organiske avfallsprodukt på vekst og utvikling av bygg dyrket i pottes

Tørrstoffavlinger per potte er vist i Figur 15A, og innholdet av nitrogen (i % av tørrstoff) er vist i Figur 15B. Tørrstoffavlingene var høyest for de flytende gjødselene (fiskeslam 1, biorest 1 og grise gjødsel 1a) samt struvitt. For de faste gjødselene gav fiskeslam 2 og hønegjødsel 1a størst biomasse per potte. Det samme gjaldt for nitrogenkonsentrasjonen i byggplantene ved dag 34, mens det senere i forsøket var liten forskjell i nitrogenkonsentrasjon mellom leddene. Med noen unntak var alt plantetilgjengelig nitrogen i jorda brukt opp allerede ved første uttak (dag 34; begynnende busking, BBHC 21; Figur 15D), og lite fra det organisk bundne nitrogenet ble deretter tatt opp i plantene. Det var synlig ved at virkningsgraden ikke økte utover det den var ved første uttak (Figur 15C). Dette stemmer godt med resultatene fra inkuberingen av de samme produktene (Forsøk 1). Det raskt tilgjengelige nitrogenet, som betyr noe for vekst av bygg, er frigjort på langt under en måned (se for eksempel Figur 3).



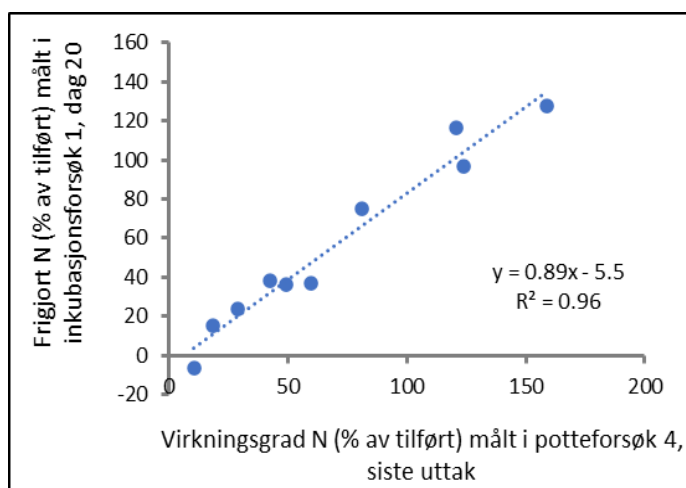
**Figur 15. Resultater fra det første pottesforsøket (Forsøk 4). A: Tørrstoffmengden av bygg per potte ved de tre uttakstidspunkt. B: Konsentrasjonen av nitrogen (% av tørrstoffmengden). C: Virkningsgraden (sammenliknet med tilsvarende mengde total-nitrogen i næringsløsning). D: mengde uorganisk nitrogen i jord. Feilfelt er standardavvik innen hver behandling (n=3).**

For å beregne virkningsgraden for nitrogenen i organisk avfall, hadde vi med tre ledd med kjent nitrogenvirkning (tilsvarende 0, 8 og 16 kg N per dekar). Det ble gitt som ammoniumnitrat i en næringsløsning. Vi tilordnet en lineær responsfunksjon til resultatene for opptatt nitrogen i plantene (Figur 16) og beregnet virkningsgraden for organisk avfall ved bruk av responsfunksjonen. Virkningsgraden for fiskeslam 1 og grise gjødsel 1a lå på henholdsvis 153 og 120 % av nitrogenet i næringsløsningen (Figur 15C). Årsaken til så god effekt er en overdosering av gjødsel pga. feil ved de første analyseresultatene fra Eurofins. Se kapittel 3.5 nedenfor. Biorest 1 hadde en virkningsgrad på 81 %. Lavest virkningsgrad hadde matavfall og hestegjødsel 1 med henholdsvis 10 og 18 %.



Figur 16. Sammenheng mellom nitrogenmengde i næringsløsning og nitrogenopptak i bygg som g/potte i Forsøk 4.

Virkningsgraden til de organiske avfallsproduktene i potteforsøket var noe høyere enn i inkubasjonsforsøket gjennomført ved 15 °C (Forsøk 1), men det var en svært god sammenheng mellom resultatene fremkommet ved de to metodene. Figur 17 viser sammenhengen mellom virkningsgrad N (% av tilført) målt i potteforsøk 4, siste uttak, og frigjort N (% av tilført) målt i inkubasjonsforsøk 1 ved dag 20.



Figur 177. Sammenheng mellom virkningsgrad av total-nitrogen (% av tilført) målt i potteforsøk 4, siste uttak, og frigjort nitrogen (% av tilført) målt i inkubasjonsforsøk 1 ved dag 20.

Det er grunn til å betrakte potteforsøk som en fasit på potensialet et organisk avfall kan ha for plantevekst. Sammenliknet med inkubasjonsforsøkene, er det større jordvolum som er i bruk og plantene kan påvirke netto mineralisering gjennom sin konkurranse med mikrofloraen om frigjort nitrogen, slik det skjer på åkeren. Sammenliknet med feltforsøk, slipper en i stor grad unna både ammoniakktap og vekst-begrensninger som skyldes andre faktorer, for eksempel ugunstige værforhold, jordpakning mm. I både potte- og feltforsøk er virkningsgraden noe avhengig av hvilken vekst en benytter.

Oppsummert:

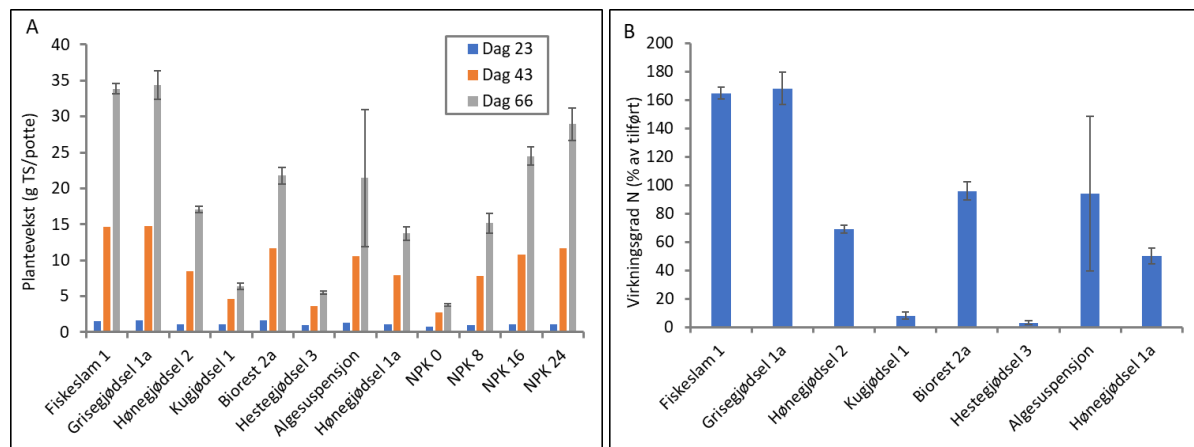
- Potteforsøket gav samme mønster, men noe høyere virkningsgrad av gjødsla sammenliknet med inkubasjonsforsøket (Forsøk 1).
- Opptaket av nitrogen fra organiske forbindelser økte ikke vesentlig utover dag 34.

### 3.3.2 Forsøk 5. Virkning av åtte organiske avfallsprodukt på vekst av bygg dyrket i potter

Tørrstoffavlinger per potte er vist i Figur 18A, og virkningsgraden av tilført total-nitrogen ved dag 66 er vist i Figur 18B.

For å verifisere de underlige resultatene for fiskeslam 1 og en grise gjødsel 1a som vi fant i Forsøk 4, ble disse også inkludert i Forsøk 5. Resultatene viste at de hadde usannsynlig høy virkningsgrad også i dette forsøket, henholdsvis 165 og 168 % av virkningen av ammoniumnitrat i næringsløsning (Figur 18B). Som vist nedenfor (kapittel 3.5) skyldtes dette feil ved analysene hos Eurofins. Biorest 1 hadde en virkningsgrad på 96 % og algesuspensjon (mikroalger dyrket i avløpsvann) hadde en virkning på 94 % av tilsvarende mengde nitrogen gitt med næringsløsning. Disse svært høye verdiene kan det også settes spørsmålsteget ved. Vi tror at mengden total-nitrogen ble undervurdert ved den kjemiske analysen hos Eurofins, og at alle flytende avfallsproduktene derfor ble overdosert i forsøkene.

Hestegjødsel 3, som var lagret i mer enn to år, hadde en nesten ubetydelig nitrogenvirkning, og kugjødsel 1 hadde heller ingen særlig nitrogenvirkning. Den sistnevnte er et produkt som er tørket etter anaerob kompostering og utseparasjon av nitrat. Mesteparten av det uorganiske nitrogenet var derfor fjernet allerede. Firmaet Grønn Gjødsel lager kompostert og pelletert kylling-gjødsel tilsatt proteinmjøl. Produktet Grønn 8K (hønegjødsel 1b) hadde en virkningsgrad på 50 % mens produktet Grønn 14 (hønegjødsel 2), som inneholder mer proteinmjøl, hadde en virkningsgrad på 69 %.



Figur 188. Vekst av bygg i potter ved bruk av åtte ulike avfallsprodukt i Forsøk 5. A: Tørrstoffavlingene per potte. B: virkningsgraden av tilført total-nitrogen for dag 66. Feilfelt er standardavvik innen hver behandling (n=3).

Det var mye bedre plantevekst i Forsøk 5 sammenliknet med Forsøk 4. Dette har antagelig med volumet av jord å gjøre. Det var 3000 g jordtørrstoff per potte i Forsøk 5 mot 2500 g per potte i Forsøk 4. Dermed ble det også mer og jevnere vannforsyning for plantene og bedre vekstforhold i Forsøk 5 (Se Figur 15 og Figur 18 og merk forskjell på skala).

Oppsummert:

- For å sikre en god vekst av bygg i potter bør disse inneholde godt med jord. I dette forsøket brukte vi 3 kg jordtørrstoff per potte.
- Forsøk 5 bekreftet mistanken fra Forsøk 1 og 4 om at det skjedde en feil ved analyse av total-nitrogen i de flytende produktene (se kapittel 3.5).

## 3.4 Feltforsøkene

Det ble gjennomført fem feltforsøk fra 2018 til 2020. Sammenliknet med inkubasjons- og pottforsøk er det vanskeligere å ha kontroll med vekstbegrensende faktorer under feltforhold. Som et eksempel var det svært vanskelig å få tilført nok vann til feltforsøket tørkesommeren 2018.

### 3.4.1 Forsøk 6. Virkning av ti organiske avfallsprodukt på vekst og avling av bygg under feltforhold

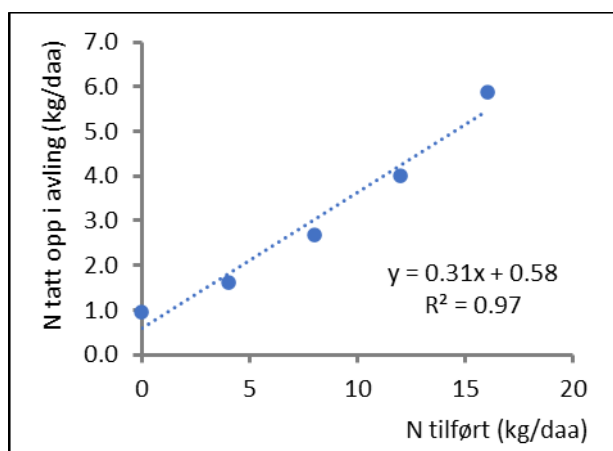
I dette forsøket brukte vi de samme produktene som i det første inkubasjonsforsøket (Forsøk 1) og det første pottforsøket (Forsøk 4). De flytende produktene ble dosert tilsvarende 8 kg total-N per dekar mens de faste ble dosert tilsvarende 16 kg total-N per dekar.

Kornavlingene var lave i 2018 pga. tørkesommeren, og varierte mellom 67 kg per dekar for null-leddet og 377 kg for gjødsling med 16 kg total-N per dekar med Fullgjødsel 22-3-10 (Tabell 5).

Tabell 5. Avling og kvalitet av Heder bygg i feltforsøk 2018. Ulike bokstaver betyr signifikante forskjeller.

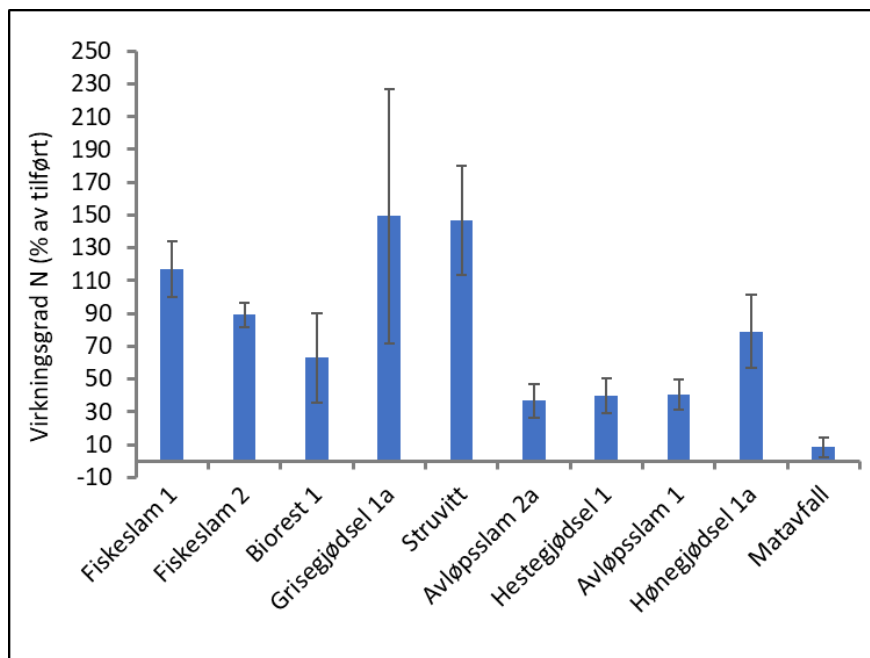
Gjødsel	Gjødsel-rate	Avling	Vann-innhold	Protein	HI-vekt	1000-kornvekt
	kg N/daa	kg/daa	%	%	kg	g
Fiskeslam 1	8	246 abcd	17,7 cdef	10,3 bcdef	65,5 bcde	32,7 abcde
Fiskeslam 2	16	306 abc	17,5 cdef	11,9 ab	64,1 def	31,7 cde
Biorest 1	8	176 cde	18,7 bc	8,8 ef	65,5 bcde	31,6 cde
Grisegjødsel 1a	8	345 a	17,3 cdef	8,9 ef	68,3 a	34,9 a
Struvitt	8	331 ab	16,6 f	9,3 def	66,3 abc	32,6 abcde
Avløpsslam 2a	16	178 cde	17,3 cdef	9,8 cdef	64,5 cdef	31,4 cde
Hestegjødsel 1	16	204 bcd	17,7 cdef	9,2 def	65,9 bcd	32,4 abcde
Avløpsslam 1	16	213 bcd	17,6 cdef	8,9 ef	65,3 bcde	32,1 bcde
Hønegjødsel 1a	16	294 abc	17,3 cdef	11,0 bcd	66,2 bcd	33,2 abc
Matavfall	16	56 e	20,3 a	13,1 a	63,0 f	31,0 cde
NPK 0	0	67 e	19,1 ab	10,6 bcde	63,8 ef	30,4 de
NPK 4	4	136 de	18,7 bcd	8,7 f	64,6 cdef	30,3 e
NPK 8	8	206 bcd	18,2 bcde	9,6 def	65,1 bcdef	31,7 cde
NPK 12	12	292 abc	17,5 cdef	10,0 cdef	67,0 ab	33,1 abcd
NPK 16	16	377 a	17,0 ef	11,4 abc	67,2 ab	34,8 ab
<i>P-verdi</i>		<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001

Tilsvarende som for pottforsøkene (Forsøk 4 og 5), beregnet vi virkningsgraden for nitrogen i organisk avfall ved bruk av en responsfunksjon basert på kontroll-ledd med kjent nitrogentilførsel. Responsfunksjonen er vist i Figur 19.



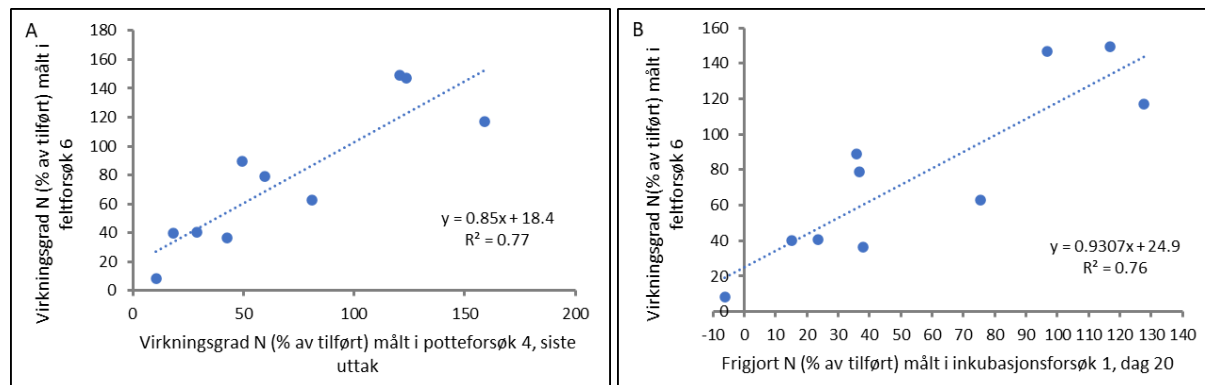
Figur 199. Sammenheng mellom mengde total-nitrogen gitt som mineralgjødning og nitrogen tatt opp i kornavling i kontroll-leddene i Forsøk 6. Lav utnyttelsesgrad for nitrogen i Forsøk 6 skyldes tørkesommeren 2018.

Den beregnede virkningsgraden for de ulike organiske avfallsproduktene er vist i Figur 20. Best effekt hadde grisekjødning 1a, struvitt og fiskeslam 1. Igjen ble virkningsgraden til de flytende produktene beregnet til å være over 100 %; henholdsvis 149 og 117 %. Dette er lite troverdig, og som for det tilsvarende inkuberingsforsøket (Forsøk 1) og pottforsøkene (Forsøk 4 og 5), skyldes det sannsynligvis overdosering med nitrogen på grunn av feil ved analyseresultatene. Biorest 1 hadde en virkningsgrad på 63 %. Virkningsgraden av nitrogenet i de tørkede produktene varierte fra 89 % for fiskeslam 2 til bare 8 % for matavfall. Det illustrerer den enorme spredningen som er mellom ulike produkter når det gjelder tilgjengeligheten av nitrogenet for kornplantene.



Figur 20. Virkningsgrad i % av tilført total-nitrogen i organiske avfallsprodukt, beregnet ut fra virkningen til mineralgjødning (Figur 19), av ti avfallsprodukt under feltforhold i 2018. Feilfelt markerer standardavviket (n=3).

Det var god, linær sammenheng mellom beregnet virkningsgrad av nitrogenet for de ulike organiske avfallsproduktene brukt i feltforsøk 6 og det som ble beregnet ut fra resultatene fra pottforsøk 4, der de samme avfallsproduktene ble brukt ( $R^2=0,77$ ) (Figur 21A). Det var også like god lineær korrelasjon mellom virkningsgrad i feltforsøk 6 og inkubasjonsforsøket gjennomført ved 15 °C dag. Figur 21B viser den lineære sammenhengen med feltforsøk 6 og inkubasjonsforsøk 1, representert ved uttak dag 20 ( $R^2=0,76$ ).



**Figur 21. A: Sammenheng mellom virkningsgrad i % av tilført total-nitrogen målt i pottforsøk 4, siste uttak, og feltforsøk 6 og, B: Sammenheng mellom frigjort total-nitrogen i % av tilført total-nitrogen målt i inkubasjonsforsøk 1, dag 20, og feltforsøk 6 for de samme ti avfallsproduktene i alle tre forsøkene.**

Oppsummert:

- Nitrogenvirkningen under feltforhold er svært lik den vi finner under laboratorieforhold.
- Feltforsøket i 2018 gav styrke til påstanden om at innhold av nitrogen i flytende produkt kan være vanskelig å få målt korrekt.

### 3.4.2 Forsøk 7. Virkning av syv organiske avfallsprodukt på vekst og avling av bygg under feltforhold

Hensikten med Forsøk 7 var å skaffe enda mer data på virkningsgrad av nitrogen i ulike organiske avfallsprodukt under feltforhold.

I forsøket var det med tre av produktene som ble brukt i 2018. Det var grise gjødsel 1b, hestegjødsel 2 og avløpsslam 2b. Det var i hovedsak samme type avfall, men nye «batcher» (Tabell 2). I tillegg var det med ubehandlet gris-/ku-gjødsel, og samme gjødsel etter nedbryting i en biogassreaktor, samt hønsegjødsel 2 og kugjødsel 1.

Kornavlingene på leddene med mineralgjødsel var betydelig bedre i 2019 enn i tørkeåret 2018, med 430 og 557 kg korn per dekar for gjødsling med henholdsvis 10 og 15 kg total-N per dekar med Fullgjødsel 22-3-10 (Tabell 6). Null-leddet gav, som i 2018, svært lav avling med bare 71 kg per dekar. Tabell 6 viser avling og kvalitet for gjødsling med de ulike organiske produktene.

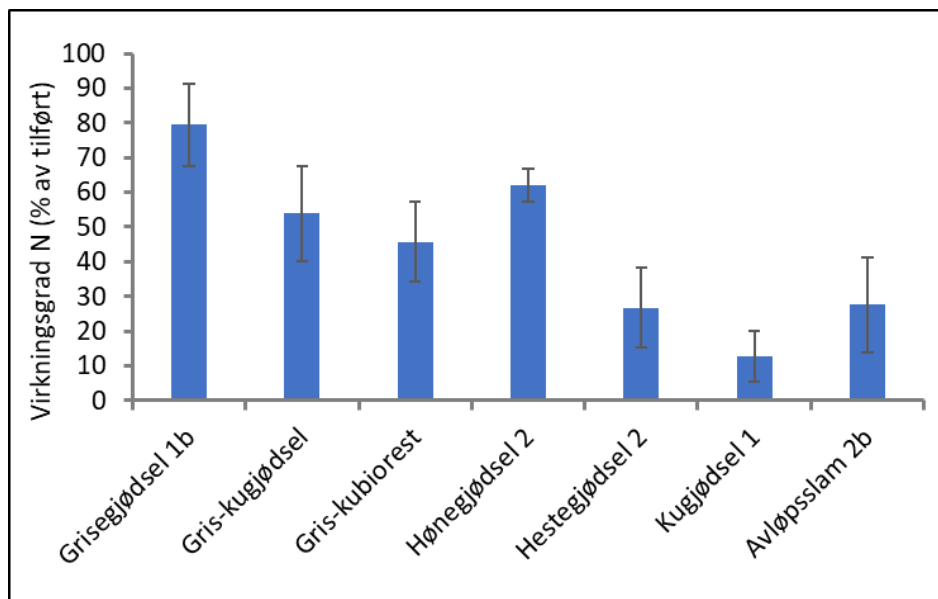
Tabell 6. Avling og kvalitet av Heder bygg i feltforsøk 2019. Ulike bokstaver betyr signifikante forskjeller.

	Gjødsel-rate	Avling	Vann-innhold	HI-vekt	Protein
	kg N/daa	kg/daa	%	kg	%
<b>Grisegjødsel 1b</b>	10	384 b	15,1 cd	66,0 ab	9,7 cd
<b>Gris-/ku-gjødsel</b>	10	273 cd	15,3 bcd	66,3 ab	10,4 bcd
<b>Gris-/ku-biorest</b>	10	270 c	14,6 cd	64,8 b	9,3 d
<b>Hønegjødsel 2</b>	10	274 c	16,1 bcd	65,7 ab	11,3 ab
<b>Hestegjødsel 2</b>	10	168 de	15,8 bcd	64,9 b	10,6 abcd
<b>Kugjødsel 1</b>	10	115 ef	16,5 abc	64,5 b	11,1 abc
<b>Avløpsslam 2b</b>	10	160 def	17,2 ab	64,8 b	11,1 abc
<b>NPK0</b>	0	71 f	18,2 a	63,8 b	11,8 a
<b>NPK10</b>	10	430 b	14,6 cd	66,6 ab	10,1 bcd
<b>NPK15</b>	15	557 a	14,2 d	68,7 a	11,6 ab
<b>P-verdi</b>		<0,001	<0,001	0,001	<0,001

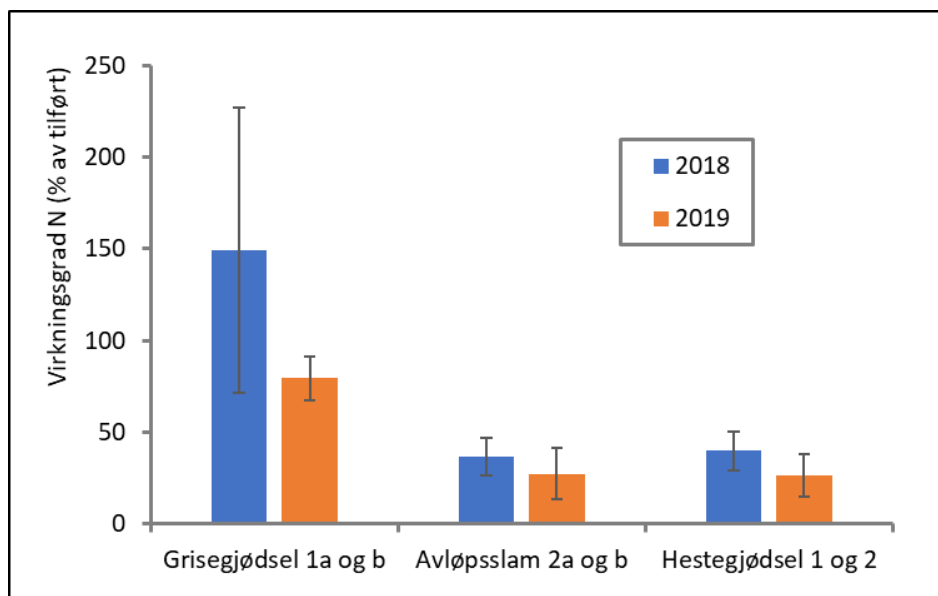
Som før beregnet vi virkningsgraden for nitrogen i de organiske produktene ved bruk av en responsfunksjon basert på kontroll-ledd med kjent nitrogenvirkning. Responsfunksjonen ble uttrykt som  $y = 0,51x + 1,07$ ,  $R^2 = 0,99$ , der  $y =$  opptatt N i avling og  $x =$  tilført N med mineralgjødning, begge i kg per dekar.

Den beregnede virkningsgraden for nitrogen i de ulike organiske produktene er vist i Figur 22. Det var en trend til lavere virkningsgrad i 2019 enn i 2018 (Figur 23). Kornplantene på leddene med organisk gjødning ble mer preget av de vanskelige vekstforholdene i sesongen 2019 enn leddene med mineralgjødning. Dermed ble utnyttelsen av nitrogenet i den organiske gjødning dårligere. For grise gjødning kan dette også forklares ut fra feil med analysene i 2018 (se kapittel 3.5). Så vel inkubasjonsforsøket som pottforsøket indikerer at totalinnholdet av nitrogen i grise gjødning 1a var betydelig høyere enn analyseresultatene fra Eurofins indikerte.

Vi sammenliknet nitrogeneffekten til grise-/ku-gjødsel før og etter nedbryting i et biogassanlegg. Det var ingen statistisk signifikant forskjell i virkningsgrad, noe som kan synes naturlig gitt at 94 % av total-nitrogen forelå som ammonium i begge produkt (Tabell 2). Det gårdsbaserte biogassanlegget var i oppstartsfasen, og vi antar at nedbrytningen i reaktoren ikke var kommet ordentlig i gang, noe som kan forklare den ubetydelige kjemiske forskjellen på substratet før og etter oppholdet i reaktoren (eller omvendt – at gjødning allerede var ferdig omsatt i gjødselkjelleren). Kugjødsel 1 hadde noe høyere virkningsgrad i feltforsøket sammenliknet med pottforsøket.



Figur 202. Virkningsgrad for nitrogen i noen organiske avfallsprodukt under feltforhold i 2019. Feilfelt indikerer standardavviket (n=3).



Figur 213. Virkningsgrad for nitrogen for tre produkt-typer som ble brukt i feltforsøk i både 2018 (Forsøk 6) og 2019 (Forsøk 7). Feilfelt indikerer standardavviket (n=3).

Oppsummert:

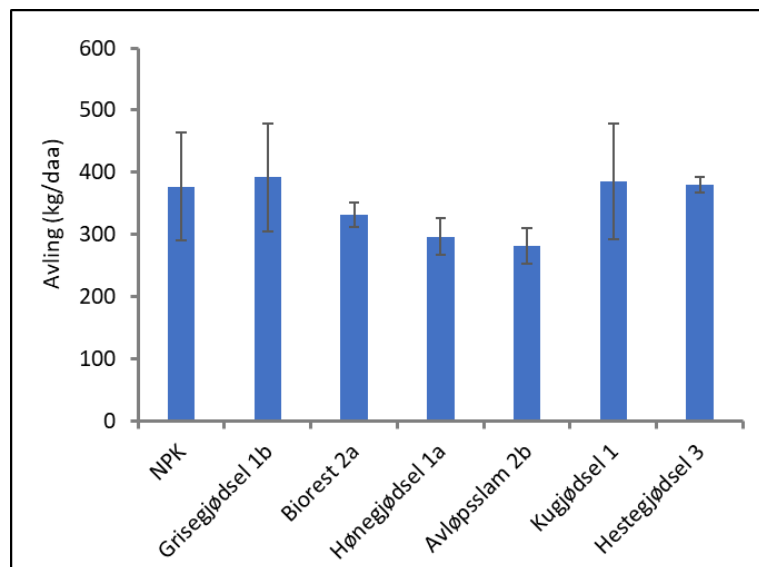
- Under feltforhold kan virkningsgraden for nitrogen i organiske produkt variere mye fra år til år på grunn av ytre vekstfaktorer.

### 3.4.3 Forsøk 8. Test av kunnskap om gjødselvirkning av avfallsprodukt

Sommeren 2019 gjennomførte vi et forsøk for å teste om vi faktisk hadde tilstrekkelig god kunnskap om nitrogenvirkningen til organiske avfallsprodukt etter gjennomføring av inkubasjonsforsøk og pottforsøk. Resultatene er vist i Figur 24.



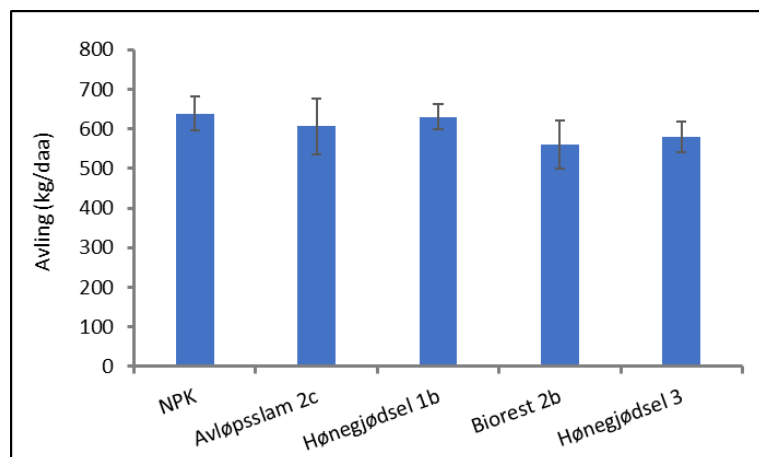
For de flytende typene (grisejødsel 1b og biorest 2a) samt de tørre, stabile produktene (kugjødsel 1 og hestegjødsel 3) traff vi tilsynelatende bra med våre estimater av nitrogenvirkning basert på inkubasjons- og pottforsøkene. Det så derimot ut som om vi overvurderte virkningen av hønegjødsel 1a og avløpsslam 2b, i alle fall i dette forsøket dette året.



Figur 224. Avling av bygg (kg per dekar) i Forsøk 8 med kombinasjoner av organisk og uorganisk nitrogen tilførsel. Det ble på våren gitt 10 kg total-N per dekar supplert med uorganisk N (Opti-NS) til antatt mengde plantetilgjengelig nitrogen lik 10 kg N per dekar. Feilfelt indikerer standardavviket (n=2).

### 3.4.4 Forsøk 9. Test av antatt nitrogenvirkning og av bruk av organiske avfallsprodukt som deljødsel i hvete

Sommeren 2020 ble det gjennomført enda et feltforsøk med kombinasjoner av mineraljødsel og organiske avfallsprodukt. I en del av forsøket testet vi om vår antakelse av nitrogenvirkningen stemte, tilsvarende som for Forsøk 8. Resultatene er presentert i Figur 25. Det var ingen signifikante forskjeller mellom gjødselsleddene i avlingsnivå og viser at vi traff bra med vår antakelse om produktens nitrogenverdi dette året. Avløpsslam 2c og hønegjødsel 1b kom noe bedre ut i 2020 enn i 2019 uten at vi har noen konkret forklaring på hvorfor.



Figur 235. Avling av hvete (kg per dekar) i Forsøk 9. Det ble på våren gitt 12 kg plantetilgjengelig nitrogen per dekar ut fra antatt mengde plantetilgjengelig nitrogen for de enkelte produktene. Feilfelt indikerer standardavviket (n=3).

Resten av leddene i dette forsøket var viet effekten av delgjødsling med avfallsprodukt. Resultatene er presentert i Tabell 7. Det var ingen signifikante forskjeller i avling ut over 8 kg N per dekar i dette forsøket. Det var generelt et høyt avlingsnivå dette året, med hele 360 kg korn per dekar på u gjødsla ruter, og rundt 600 kg korn på gjødsla ruter. Det tyder på gode forhold for vekst og rotutvikling hos kornplantene, samt gode forhold for mineralisering og frigjøring av nitrogen fra jorda. Tilførsel av avfallsprodukt gitt enten som ekstra vårgjødsling eller som delgjødsling, i tillegg til 8 kg N per dekar som grunn gjødsling, gav ingen signifikante avlingsresponsen.

Proteininnholdet i kornet var mer påvirket av de ulike gjødslingsstrategiene. Generelt var det svært høyt proteininnhold i hveten, med 13,5 % i gjennomsnitt for alle gjødslingsleddene. Det var signifikant økning i proteininnholdet fra 8 til 12 kg N per dekar gitt med NPK-gjødsel, men ikke ytterligere økning for 14 kg N per dekar med NPK-gjødsel. Gjødsling med hønegjødsel, enten på våren eller ved begynnende strekking gav like høyt proteininnholdet som delgjødsling med Opti-NS ved begynnende strekking. Delgjødsling med biorest påvirket proteininnholdet mest da det ble tilført ved begynnende strekking. Biorest tilført på buskingsstadiet hadde litt mindre påvirkning på proteininnholdet. Det var varmt og tørt da bioresten ble spredd, og det er stor sannsynlighet for at en del av nitrogenet gikk tapt til lufta.

Tabell 7. Avling og kvalitet av Mirakel hveten i feltforsøk 2020. Ulike bokstaver betyr signifikante forskjeller.

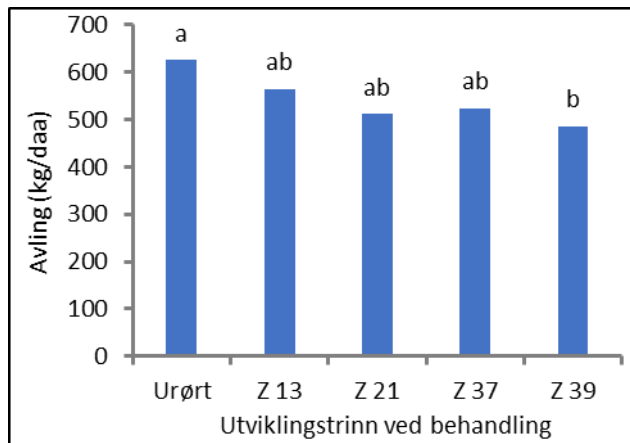
Vårgjødsling	Delgjødsling Zadoks 22		Delgjødsling Zadoks 30		Avling	Vann	HI-vekt*	Protein
	kg N	kg N	kg N	kg N				
Pr. dekar:	kg N	kg N	kg N	kg N	kg	%	kg	%
<b>NPK 0</b>	0				360 b	22,9	80,6	10,5 f
<b>NPK 8</b>	8				561 a	23,8	81,0	11,8 ef
<b>NPK 12</b>	12				639 a	22,2	81,7	13,3 abcd
<b>NPK 14</b>	14				603 a	24,7	80,8	13,8 abc
<b>NPK 8</b>	8		<b>Opti-NS</b>	6	647 a	25,1	81,4	14,4 ab
<b>NPK 8</b>	8		<b>hønegj.1b</b>	6	643 a	27,3	80,7	14,8 a
<b>NPK 8+</b> <b>hønegj.1b</b>	8+				657 a	23,6	80,7	14,7 a
<b>NPK 8</b>	8	<b>Biorest 2b</b>	6		604 a	22,4	81,7	12,6 cde
<b>NPK 8</b>	8		<b>Biorest 2b</b>	6	614 a	25,2	82,2	13,0 bcde
<b>P-verdi</b>					<0,001	<i>i.s.</i>	<i>i.s.</i>	<0,001

Oppsummert:

- Vår antagelse om nitrogenvirkning av noen organiske avfallsprodukt stemte bedre i 2020 enn i 2019.
- Delgjødsling med pelletert hønegjødsel og biorest påvirket avlingsnivået i liten grad i 2020.
- Proteininnholdet i kornet ble hevet med både pelletert hønegjødsel og biorest som delgjødsling.
- For hønegjødsel var effekten på proteininnholdet lik som delgjødsling med mineralnitrogen.

### 3.4.5 Forsøk 10. Bruk av slepeslange i stående hveteåker

Biorest kan gjerne spes med slepeslange, og vi har testet i hvilken grad kornplanter ødelegges ved nedbøyning tidlig i vekstsesongen. Vi brukte en lett trommel bak en traktor for å simulere bruk av slepeslange. Forsøksruter i en hveteåker ble tromlet ved ulike vekststadier. Det ble registrert en viss avlingsnedgang etter tromling uansett når dette ble gjort (Figur 26), men signifikant avlingsnedgang ble først registrert ved tromling når plantene var ferdige med strekningsveksten ved trommeltidspunkt (Z 39).



Figur 246. Avlinger av hvete etter nedtromling til ulike tidspunkt i plantenes utvikling (n=2). Z 13=3-blad stadiet, Z 21=begynnende busking, Z 37=flaggblad utvikling, Z 39=flaggblad helt ute. Ullike bokstaver betyr signifikante forskjeller.

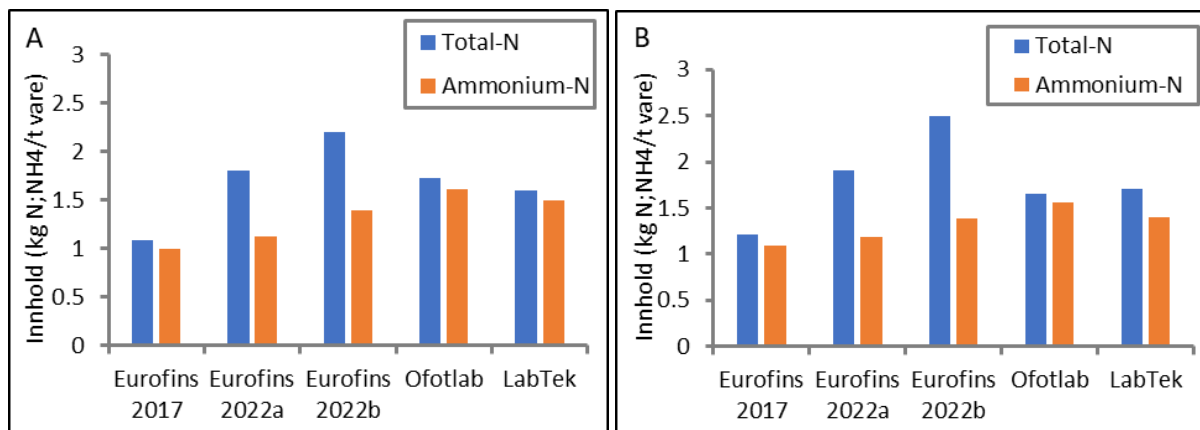
Oppsummert:

- Det medfører avlingstap om kornplantene bøyes ned og tapet øker jo seinere behandlingen skjer.

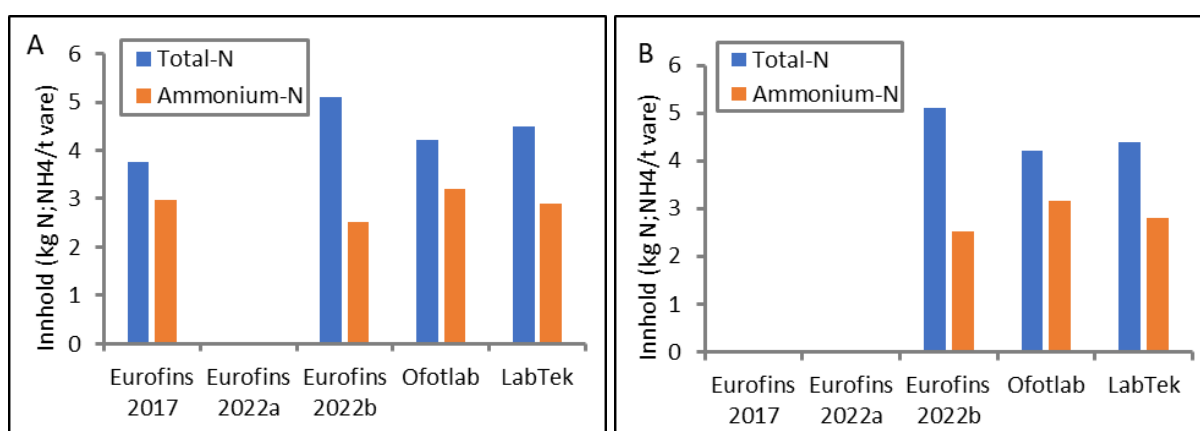
## 3.5 Sammenlikning av analyseresultat fra tre laboratorier

Allerede tidlig i prosjektet i 2018 var det tydelig at det heftet betydelige feil ved innkjøpte, kommersielle analyser av nitrogen i flytende organiske avfallsprodukt. Det gjaldt spesielt fiskeslam 1 og grise gjødsel 1a. Siden vi hadde oppbevart produktene i plastkanner på fryselager, kunne vi sende nye prøver av eksakt de samme produkt til nye analyse i 2022. Resultatene var svært forskjellige for de to analyseomgangene hos Eurofins. Utpå høsten 2022 sendte vi derfor nok en gang nye prøver fra nøyaktig de samme kanner med prøver. Denne gangen ble prøvene sendt til tre ulike laboratorier. Da inkluderte vi prøver av biorest 1 og kugjødsel 2.

Resultatene er vist i Figur 27 og Figur 28. For fiskeslam 1 varierte analysene av den samme frosne prøve fra 1,08 til 2,2 kg total-nitrogen/tonn når sendt til Eurofins. Det var også stor variasjon i resultater for ammonium-nitrogen. Det var betydelig bedre samsvar i resultater mellom Ofotlab og LabTek, og det er disse resultatene som passer best med våre egne resultater fra prosjektet. Innhold av både total-nitrogen og ammonium-nitrogen var åpenbart feilanalysert i 2017, og resultater fra laboratorieinkubasjonen (Forsøk 1) antyder at innhold av ammonium-nitrogen i fiskeslam 1 i alle fall lå over 1,3 kg nitrogen/tonn – kanskje opp mot 1,5 som analysene ved Ofotlab og LabTek antyder. Vi tviler også på resultatene for total-nitrogen fra Eurofins. Hadde det vært så stor forskjell mellom total-nitrogen og ammonium-nitrogen som resultatene fra Eurofins i 2022 antyder, så hadde vi mest sannsynlig sett en krumning på frigjøringskurvene våre i Forsøk 1.



Figur 257. Innhold av total-nitrogen og ammonium-nitrogen i fiskeslam 1 (A) og grisekjød 1a (B) oppbevart på fryser i plastkanner mellom 2017 og 2022.



Figur 268. Resultater av analyser for innhold av total-nitrogen og ammonium-nitrogen i biorest 1 (A) og kugkjød 2 (B) ved tre forskjellige laboratorier.

Denne undersøkelsen viser at det er betydelig usikkerhet vedrørende analyseresultater for nitrogeninnhold i organisk avfall. Usikkerheten er kanskje størst for tynne, flytende prøver (muntlig samtale med Eurofins), og det er viktig at slike materialer er med i ring-tester mellom laboratorier.

### 3.6 Sammenhenger mellom ulike mål på virkningsgrad av nitrogen

Resultatene som presenteres i denne rapporten bekrefter at organisk avfall er svært variert. For at gårdbrukeren skal kunne erstatte mineralgjødning med organisk avfallsprodukt, må nitrogeneffekten til organisk avfall være godt dokumentert, og bør være oppgitt som mengde plantetilgjengelig nitrogen i tillegg til mengde total-nitrogen.

I dette prosjektet var målet derfor både å kartlegge nitrogenvirkningen til ulike organiske avfallsprodukt og å undersøke hvordan kjemiske analyser, laboratorietester og feltforsøk beskriver nitrogeneffekten til disse. Vi har lagt til grunn at det er potteforsøk som utgjør fasiten for nitrogenvirkning. Til forskjell fra inkubasjonsforsøk er det planter tilstede, hvilket medfører at en automatisk får bestemt virkningsgraden over det tidsrommet planten selv har opptak av nitrogen. Til forskjell fra feltforsøk, slipper en problemer med årlig og stedlig variasjon i fysiske forhold for plantevekst og tap av ammoniakk. utfordringer med potteforsøk som standardmetode er at det kreves plass og kvalifisert personell for å gjennomføre, at de er kostbare, tar mye tid og at resultater kan avhenge av hvilke vekster som blir brukt.

Virkningsgraden for nitrogen regnet vi som mengde gjødselnitrogen tatt opp i byggplanter ved forsøkens slutt (BBCH 61 og 49 i henholdsvis pottforsøkene Forsøk 4 og 5) i forhold til mengde tilført. Opptatt mengde nitrogen ble beregnet med bakgrunn i en ligning basert på stigende mengde tilført mineralgjødsel (se f.eks. Figur 16).

Det første pottforsøket (Forsøk 4) viste at selv om tørrstoffmengden øker etter første uttak (BBCH 21, her dag 34), så øker ikke nitrogenopptaket eller virkningsgraden i særlig grad (Figur 15c).

Virkningsgrad ved dag 34 var i gjennomsnitt for alle produktene på 64 %, ved dag 49 var den 62 % og ved dag 61 var den på 69 %. Holder vi utenfor de to prøvene med tvilsom nitrogenanalyse (se kap. 3.5) var virkningsgraden i gjennomsnitt 50, 48 og 56 % ved de tre tidspunktene. Det var derfor svært god lineær korrelasjon mellom virkningsgraden ved forsøksslutt (dag 71) og ved dag 34 ( $R^2=0,93$ ) og ved dag 49 ( $R^2=0,99$ ). Det viser altså at en måneds dyrking i pottes i veksthus er tilstrekkelig for å fastslå potensialet et organisk avfallsprodukt har for nitrogenleveranse til bygg.

Det var god lineær korrelasjon mellom virkningsgraden målt i pottforsøk (ved slutt, Forsøk 4) og feltforsøkene (Forsøk 6), med  $R^2=0,77$  (Figur 21A). Det gir styrke til pottforsøk som metode. Det sannsynliggjør samtidig at varierende forhold i felt gjør det nødvendig med langt flere tester ute enn i veksthus for å fastslå virkningsgraden.

Inkubasjonsforsøk er lettere å gjennomføre enn potte- eller feltforsøk. Det er mindre plasskrevende og kan gjennomføres hurtig under optimale forhold. Det var svært god lineær korrelasjon mellom virkningsgrad i pottforsøk (ved slutt, Forsøk 4) og inkubasjonsforsøk gjennomført ved 15 °C (Forsøk 1) ved dag 5 ( $R^2=0,94$ ), 10 ( $R^2=0,97$ ), 20 ( $R^2=0,96$ ), 40 ( $R^2=0,93$ ) og 80 ( $R^2=0,96$ ) (Se Figur 17). Etter en drøy ukes inkubasjon vet man derfor ganske nøyaktig hvordan resultatet vil bli i pottforsøk med samme produkt. Det ser likevel ut som om virkningsgraden er noe høyere i pottforsøk sammenlignet med inkubasjonsforsøk. Inkubasjonsforsøk ved 15 °C (dag 20) forklarer svært mye av variasjonen under feltforhold også ( $R^2=0,76$ ) (Figur 21B).

Som del av dette prosjektet undersøkte vi dessuten om det er mulig å korte ned tiden til et inkubasjonsforsøk ytterligere ved å øke temperaturen. Vårt inntrykk er at 35 °C er for høy temperatur, men at det kan være mulig å korte ned tiden et inkubasjonsforsøk tar ved å øke temperaturen fra 15 til 25 °C. Det bør likevel gjennomføres flere systematiske forsøk før en konkret anbefaling kan gis for gjennomføring av hurtiginkubering ved 25 °C.

Bruk av en matematisk modell i kombinasjon med inkubasjon gav lite med ekstra informasjon ( $R^2=0,97$ ) sammenliknet med data direkte fra inkubasjonsforsøket. Modellen gav likevel muligheten til å tallfeste de tre nitrogenfraksjonene med ulik tilgjengelighet: Ammonium, raskt tilgjengelig og langsomt tilgjengelig organisk nitrogen.

I prosjektet ønsket vi også å vurdere verdien av raske kjemiske analyser som kan brukes for å bestemme nitrogenvirkningen på forhånd. Sammenliknet med virkningsgraden målt ved pottforsøkets slutt (Forsøk 4) kom C/N-forholdet best ut som forklaringsvariabel ( $R^2=0,75$ ; lineær). Ved å kutte ut struvitt (som ikke inneholder C), og bruke en logaritmisk funksjon ( $y = -71.22\ln(x) + 190.68$ ) ble  $R^2=0,93$ . Innholdet av total-nitrogen (modifisert Kjeldahl-N) i % av tørrstoff gav også en relativt god forklaring på resultatene fra pottforsøket ( $R^2=0,68$ ) og særlig om vi kuttet ut analyseresultatet for det noe flytende fiskeslammet ( $R^2=0,85$ ). Innholdet av ammonium var også svært godt lineært korrelert med resultatene fra pottforsøket ( $R^2=0,73$ ), men dette var kanskje noe tilfeldig (se nedenfor). Det var ingen sammenheng mellom virkningsgrad og Øien-N ( $R^2=0,1$ ) når vi så på det totale materialet vårt.

Det helt avgjørende for verdien av kjemiske analyser som indikatorer på nitrogenvirkning, er hvilke materialer som blir inkludert i utvalget. Inkluderes mange prøver med «ferdig frigjort» organisk bundet nitrogen som biorest, grisejødsel etc., blir sammenhengen mellom ammonium-nitrogen og virkningsgrad god. Da er det altså ammoniuminnholdet som direkte avgjør nitrogenvirkningen. Inkluderes derimot materialer hvor nitrogenet fremdeles er bundet i organiske forbindelser, blir

sammenhengen mellom ammoniuminnhold og nitrogenvirkning dårlig ( $R^2=0,13$  om vi kun inkluderer faste materialer). For slike materialer fungerer det totale nitrogeninnholdet (% total-nitrogen i tørrstoff) langt bedre ( $R^2=0,74$ ), og en får en enda bedre forklaring om karboninnholdet (% C i tørrstoff) også inkluderes ( $R^2= 0,92$  for sammenheng mellom virkningsgrad i potteforsøket og C/N-forholdet). For dette utvalget fant vi også at Øien-N var relevant ( $R^2=0,7$ ), men det gav ikke mer informasjon enn innholdet av total-nitrogen.

#### Oppsummert:

- Potteforsøk under optimale forhold i veksthus er svært godt egnet til å undersøke nitrogenvirkning av organisk avfall med ukjent effekt.
- Potteforsøk kan avsluttes allerede etter én måned fordi nitrogenopptaket i bygg øker lite etter det.
- Inkubasjonsforsøk i 10-20 dager ved 15 °C gir også en svært god indikasjon av nitrogenvirkningen til organisk avfall. Virkningsgraden ser ut til å være noe lavere enn ved potteforsøk.
- Det vil være behov for langt flere feltforsøk enn potteforsøk for å fastslå virkningsgraden til organisk avfall.

## 4 Konklusjon

Det er stor variasjon i nitrogenvirkningen til organiske gjødselprodukt. Våre forsøksresultater viser likevel noe systematikk i forskjellene.

I flytende avfallsprodukt (f.eks. grisegjødsel, biorest, flytende fiskeslam etc.) er det plantetilgjengelige nitrogenet i all hovedsak lik produktets innhold av ammonium. Det organiske nitrogenet er lite tilgjengelig i løpet av den tiden kornet tar opp næringsstoff fra jord. For flytende produkt anbefaler vi derfor at nitrogenvirkningen angis som andel ammonium av total-nitrogen. Dessverre viste kjemiske analyser av flytende prøver å være beheftet med en betydelig feilmargin i dette prosjektet.

For faste avfallsprodukt (f.eks. hønegjødsel, hestegjødsel, tørket fiskeslam etc.) forteller innholdet av ammonium svært lite om nitrogenvirkningen. For slike produkt ligger utfordringen i å skille mellom raskt- og langsomt tilgjengelig organisk nitrogen. Kortvarige pottforsøk med planter er en god metode for å bestemme andel plantetilgjengelig nitrogen i faste produkt. Inkubasjonsforsøk i et par uker ved 15 °C gir en svært god indikasjon på virkningsgraden slik den blir i pottforsøk. Varierende forhold i felt gjør det nødvendig med langt flere tester ute enn i veksthus for å fastslå virkningsgraden.

Skal vi klare å utnytte organiske avfallsprodukt på en god måte, er det avgjørende at vi kjenner og oppgir nitrogenvirkningen i produktinformasjonen. Det bør utvikles en standardisert analysemetode, og inkubasjonsforsøk under kontrollerte forhold er svært godt egnet til dette.

Andre vekster med et annet opptaksmønster enn korn kan gi en annen utnyttelsesgrad av nitrogen i organisk gjødsel. Vi anbefaler at det jobbes videre med å klarlegge sammenhengen mellom nitrogenfrigjøring fra organiske avfallstyper under kontrollerte laboratorieforhold (inkubasjon) og i pottforsøk med et utvalg relevante vekster.

# Referanser

- Delin, S., Stenberg, B., Nyberg, A. og Brohede, L. (2012). Potential methods for estimating nitrogen fertilizer value of organic residues. *Soil Use and Management*, 28: 283-291.
- Gianello, C. og Bremner, J.M. (1986). A simple chemical method of assessing potentially available organic nitrogen in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 17: 195-214.
- Henriksen, T.M. og Breland, T.A. (1999a). Nitrogen availability effects on carbon mineralization, fungal and bacterial growth, and enzyme activities during decomposition of wheat straw in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 31: 1135-1149.
- Henriksen, T.M. og Breland, T.A. (1999b). Decomposition of crop residues in the field: evaluation of a simulation model developed from microcosm studies. *Soil Biology and Biochemistry*, 31: 1423-1434.
- Stenberg, B., Jensen, L.S., Nordkvist, E., Breland, T.A., Pedersen, A., Guðmundsson, J., Bruun, S., Salo, T., Palmason, F., Henriksen, T.M. og Korsæth, A. (2004). Near Infrared Spectroscopy for Quantification of Crop Residue, Green Manure and Catch Crop C and N Fractions Governing Decomposition Dynamics in Soil. *Journal of Near Infrared Spectroscopy*, 12: 331-346.
- Øien, A. og Selmer-Olsen A.R. (1980). A laboratory method for evaluation of available nitrogen in soil. *Jordundersøkelsens Særtrykk* 282: 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.