



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2018 30 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Utnyttelse av fiskeslam fra oppdrettsnæringen i agronomisk planteproduksjon

Utilization of fish sludge from aquaculture in
agronomic plant production

Tina Fattnes Eltervåg

Miljø og naturressurser

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Forord

Denne oppgaven markerer slutten av min mastergrad i miljø og naturressurser ved fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA), ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) i Ås.

Jeg ønsker å takke avfalls- og gjenvinningselskapet Ragn Sells for å ha gitt meg anledningen til å skrive om resirkulering av næringsstoffer fra oppdrettsnæringen, økonomisk støtte samt muligheten til å besøke ulike oppdrettsanlegg i Trondheim. Dette har blant annet gitt meg et større innblikk i oppdrettsnæringens håndtering og behandling av fiskeslam.

Jeg vil takke veilederne mine Trine Aulstad Sogn og Eva Brod for god hjelp og veiledning underveis. Takk til Trine som har hjulpet meg med oppstarten av forsøkene, samt Kurt Johansen som har vært med ved oppstart og høsting av begge vekstforsøkene og som vannet plantene når jeg ikke hadde muligheten.

Takk til Irene Eriksen Dahl, Oddny Gimmingsrud og Magdalena Rygalska ved MINA for analysearbeid samt hjelp med laboratoriearbeidet.

Til slutt vil jeg takke venner og familie som har gitt meg moralsk støtte gjennom skriveprosessen. Takk til Beata som reddet meg fra Excel-frustrasjonen med hennes eksepsjonelle excelkunnskaper og Ina som måtte frakte fiskeslam gjennom hele Ås i en "stjålet" Remakurv.

Tina Fattnes Eltervåg

14.mai 2018, Ås

Sammendrag

Hvert år går store mengder nitrogen og fosfor tapt i fiskeslam fra oppdrettsnæringen i Norge. Nitrogengjødslingseffekten i fiskeslam som var etterbehandlet med ulike metoder ble studert i et vekstforsøk med bygg (*Hordeum vulgare*), og i et inkuberingsforsøk. Hensikten med å studere gjødslingseffekten var å finne et bruksområde for fiskeslammet og dermed bedre resirkuleringen av næringsstoffer i avfall fra oppdrettsnæringen.

Det ble observert en effekt av behandlingsmetode på mineraliseringshastigheten av organisk nitrogen og plantetilgjengeligheten av næringsstoffer i fiskeslam. Tørket fiskeslam og vått fiskeslam resulterte i en relativ agronomisk effektivitet på hhv. 44 % og 58 %. Kompostert fiskeslam oppnådde en relativ agronomisk effektivitet på omlag 15 %. I samtlige fiskeslamprøver var innholdet av mineralisert nitrogen relativt lavt ved slutten av inkuberingsforsøket. Vått fiskeslam hadde imidlertid en rask nitrogenmineralisering i starten av inkuberingsforsøket, men viste tegn til immobilisering. Selv om tørket fiskeslam oppnådde lavest innhold av mineralisert nitrogen i inkuberingsforsøket, gav dette fiskeslammet like god plantevekst som vått fiskeslam.

Fiskeslam har generelt et ugunstig forhold mellom nitrogen og fosfor i forhold til kornveksters behov for disse næringsstoffene. Dersom det i gjødslingen doseres med hensyn på nitrogen, slik som i dette studiet, tilføres relativt store mengder fosfor. En for høy tilførsel av fosfor i forhold til planters behov, kan føre til mangel på mikronæringsstoffene jern og sink. I tillegg har fiskeslam et relativt høyt innhold av natrium. Da natrium i noen grad kan konkurrere med kalium i plantenes opptak, kan natriuminnholdet ha ført til kaliummangel hos plantene. Det ble også observert symptomer på mangan- og borforgiftning på plantene. Mangler og forgiftninger som oppstod i vekstforsøket kan ha påvirket biomasseproduksjonen, men forskjellene i biomassetilvekst synes i hovedsak å være styrt av tilgangen på mineral nitrogen.

Tørket fiskeslam hadde imidlertid det mest gunstige forholdet mellom nitrogen og fosfor sett i forhold til plantenes behov, var best egnet i henhold til gjødselvereforskriften, spredning og generell håndtering. Det høye fosforinnholdet kan tilsa at fiskeslam kan ha et potensiale som fosforgjødsel, ikke bare for lokal og nasjonal bruk, men også for eksport.

Abstract

Every year, large quantities of nitrogen and phosphorus are lost through fish sludge from the Norwegian aquaculture industry. The nitrogen fertilization effect of different treatment methods of fish sludge was studied by a bioassay with barley (*Hordeum vulgare*) and in an incubation experiment. The purpose of studying the fertilization effect was to find an area of utilization for the fish sludge, thus improving the recycling of nutrients in waste from the aquaculture industry.

An effect of treatment methods was observed on the mineralization rate of organic nitrogen and the plant availability of nutrients in fish sludge. Dried and wet fish sludge resulted in a relatively agronomic efficiency of 44 % and 58 %, respectively. Composted fish sludge achieved a relatively agronomic efficiency of about 15 %. The proportion of mineralized nitrogen of total nitrogen content was low in all the fish sludge treatments at the end of the incubation experiment. Wet fish sludge, however, had a rapid nitrogen mineralization at the start of the incubation experiment, but showed signs of immobilization. Although dried fish sludge had the lowest proportion of mineralized nitrogen of total nitrogen content, it still gave the same biomass production as wet fish sludge.

Generally, fish sludge has an unfavorable ratio between nitrogen and phosphorus in relation to cereal crops need for these nutrients. When the dosage of fish sludge is based on nitrogen content, relatively large amounts of phosphorus are applied. An excessive supply of phosphorus to plants could lead to shortage of the micronutrients iron and zinc. In addition, fish sludge has a relatively high content of sodium. As sodium may to some extent compete with potassium for the plants uptake, high sodium content could lead to potassium deficiency in plants. Symptoms of boron and manganese toxicity were also observed on the plants. Deficiencies and toxicities that occurred during the bioassay may have affected biomass production, but the differences appeared to be largely controlled by the supply of mineral nitrogen.

Dried fish sludge, however, had the most favorable ratio of nitrogen to phosphorus in relation to the plant's needs, was best suited to fertilizer regulations (gjødselfareforskriften), spreading and general handling. The high phosphorus content could indicate that fish sludge could have the potential as a phosphorus fertilizer, not only for local and national use, but also for export.

Innholdsfortegnelse

1 Innledning	2
1.1 Krav til fiskeslam ved bruk som gjødsel.....	5
1.2 Utfordringer ved bruk av kunstig N og P i jordbruket	7
1.3 Utfordringer ved bruk av organiske gjødselvarer	8
1.4 Næringsstoffer nødvendig for plantevekst.....	9
1.5 Oppgavens formål	12
2 Materialer og metode	13
2.1 Materialer	13
2.2 Vekstforsøk	15
2.2.2 Bestemmelse av gjødslingsnivå	16
2.2.3 Mengde tilsatt av næringsstoffer i vekstforsøket (fiskeslam + basisgjødsel)	17
2.3 Kjemisk analyse av plantemateriale.....	17
2.4 Nitrogengjødsleffekt.....	18
2.5 Måling av pH	19
2.6 Inkuberingsforsøk.....	19
2.8 Statistisk metode.....	20
3 Resultater	21
3.1 Kjemisk innhold i fiskeslamprøve 1-4	21
3.2 Vekstforsøk	23
3.2.1 Biomasseproduksjon	23
3.2.2 pH	26
3.2.3 Mangelsymptomer/forgiftningssymptomer	28
3.3 Kjemisk innhold i planter	32
3.3.1 Vekstforsøk 1	32
3.3.2 Vekstforsøk 2	36
3.5 Inkuberingsforsøk.....	42
4 Diskusjon	44
4.1 Kjemisk innhold i fiskeslamprøve 1-4.....	44
4.2 Biomasseproduksjon, nitrogenopptak og frigjøring av nitrogen	45
4.3 Kjemisk innhold i bygg, mangel- og forgiftningssymptomer	50
4.3.1 Vekstforsøk 2	54
4.4 Mineraliseringforløpet og potensiale som N-gjødsel	55
4.5 Muligheter og begrensninger ved bruk av fiskeslam som gjødsel	57
4.6 Videre forskning	59
5 Konklusjon	61
6 Referanser	62

1 Innledning

I 2013 var Norge verdens største oppdrettsfiskprodusent dersom det regnes per innbygger (FAO 2013) og det er forventet en femdobling av produksjonen av oppdrettsfisk innen 2050 (DKNVS og NTVA 2012). Hvert år går 27 000 tonn nitrogen (N) og 9000 tonn fosfor (P) tapt i oppdrettsnæringen via fiskeslam (Hamilton et. al., 2016). Dette gjør oppdrettsnæringen lite bærekraftig. Et stadig økende antall oppdrettsanlegg øker behovet for å finne gunstige måter å behandle og bruke fiskeslammet på, slik at næringsstoffer resirkuleres og oppdrettsnæringen blir mer bærekraftig. Fiskeslam fra oppdrettsnæringen kan være en ressurs, dersom det samles opp og brukes som for eksempel gjødsel i agronomisk planteproduksjon. Fiskeslam fra settefiskanlegg på land, hvor det bl.a. ikke er tilført antibiotika (på grunn av vaksinerings og strenge hygienekrav), og det ikke er et problem med for mye salt, bør kunne være et godt alternativ til mineralgjødsel.

93 % av all fisk som produseres i norske oppdrettsanlegg er laks (Statistisk Sentralbyrå [SSB] 2017). Livssyklusen til laksen begynner i ferskvann og slutter i saltvann. Derfor starter produksjonen i settefiskanlegg på land hvor egg insemineres kunstig og klekkes. Her lever lakseyngelen normalt fra 8 til 18 måneder til laksen har en vekt på 100 g og har gjennomgått en smoltifisering. Fiskeslam er fôrspill og feces som produseres i settefiskanlegget og som inneholder 4-5 % N og 2-3 % P (Blytt et. al., 2011). Næringsinnholdet varierer imidlertid fra anlegg til anlegg og gjennom en produksjonssyklus fordi det er forskjeller i sammensetning av fôr og mengde fôrspill (Gebauer 2004; Gebauer og Eikebrokk 2006; Ytrestøyl et. al., 2013). Næringsstoffer i føret har forskjellig grad av fordøyelighet. Fosfor og karbohydrater har lavere fordøyelighet enn proteiner og fett. Dette gjør at forholdet mellom lett fordøyelige og tungt fordøyelige næringsstoffer kan fortelle noe om hvor mye fôrspill fiskeslammet inneholder, som igjen påvirker sammensetningen i fiskeslammet.

Mengden fiskeslam som produseres avhenger av mange faktorer slik som bl.a. biologisk fôrfaktor, pelletkvalitet, knusingsgrad av fôr- og gjødselpartikler, og hvilken behandlingsmetode som brukes (Ytrestøyl et. al., 2016). Den biologiske fôrfaktoren (tonn spist fôr/tonn produsert fisk) for produsert fisk er omlag 0,7 i norsk settefiskproduksjon (Kolstad et. al., 2004). Det er anslått at det ble føret med 30 000 tonn fôr i norske settefiskanlegg i 2014 (Ytrestøyl et. al., 2016). Dette betyr at omlag 21 000 tonn fôr blir spist, og 9 000 tonn blir fôrspill som kan samles opp. Fordøyeligheten i laks er på omtrent 70 % av

fôret (tørrestoff, TS) (Hillestad et. al., 1999; Oehme et. al., 2014), som betyr at 6300 tonn vil være ufordøyd materiale som vil slippes ut i tillegg til fôrspillet. Dersom slam med et tørrestoffinnhold på 10 % salmes opp, vil dette utgjøre 148 000 tonn produsert fiskeslam for norske settefiskanlegg i 2014 (Ytrestøyl et. al., 2016).

Nye settefiskanlegg på land og anlegg som ekspanderer er pålagt å samle opp fiskeslammet, dvs. å rense avløpsvannet, før vannet slippes ut i havet (Forurensningsforskriften 2004). Kravet som vanligvis stilles til settefiskanleggene er primærrensingskravet i forskriften om rensing av kommunalt avløp (Forurensningsforskriften 2004). Kravet innebærer en reduksjon i suspendert stoff med minst 50 % (eller < 60 mg/l ved utslipp) og en reduksjon av biokjemisk oksygenforbruk (BOF_5) med minst 20 % (eller < 40 mg oksygen (O₂/l) ved utslipp). For utslipp til mer følsomme områder kan det i tillegg stilles krav om sekundærrensing. Sekundærrensing innebærer en ytterligere reduksjon (70 %) av BOF_5 i tillegg til en reduksjon (75 %) av kjemisk oksygenforbruk (KOF_{CR}). Når anlegg velger slambehandlingsmetode bør det tas utgangspunkt i gjeldende regelverk (forurensningsforskriften, gjødselverforskriften) i tillegg til faktorer slik som kostnader, generelle miljøhensyn, total slamproduksjon og slamkvalitet. Det bør også vurderes hvilke deponering- og/eller gjenbruksalternativer som er mest aktuelle (biogass, deponering, gjødsel, etc.).

For å oppfylle primærrensingskravet kan avløpsvannet renses ved sedimentering eller ved filtrering. Ved sedimentering strømmer avløpsvannet gjennom et basseng mens partikler bunnfeller og det fraseparerte vannet fjernes. Før fiskeslammet går igjennom et filter, kan det tilsettes fellingkjemikalier som aluminium- og jernsalter, eller kalk, og flokkulanter (polymerer) for å felle ut P og koagulere andre mindre partikler (Ødegaard 2012). Ulike metoder for avvanning, hygienisering og stabilisering brukes. Valg av avvanningsmetode styres i stor grad av hvilket TS-innhold som ønskes oppnådd. For å oppnå et TS-innhold på 6-8 %, kan en maskinell fortykker brukes (Blytt et. al., 2011). Dersom en ytterligere økning i TS-innhold er ønskelig, kan fiskeslammet oppkonsentreres ved en avvanningsmaskin som f.eks. sentrifuge, skruepresse, avvanningscontainer og lignende. Da kan et TS-innhold på inntil 40 % oppnås (Rosten et. al., 2013). Det kan også brukes en gravitasjonsseparasjonsmetode slik som vertikal sentrifugering og flotasjon (Rosten et. al., 2013). For å oppnå et TS-innhold på 85-95 % kan termisk behandling benyttes. I termisk behandling fjernes vann som ikke forsvinner med bruk av maskinelt avvanningsutstyr ved direkte eller indirekte tørking (Rosten et. al., 2013).

Avvannet fiskeslam (> 20 % TS) kan så komposteres ved bl.a. rankekompostering eller i reaktor (Blytt et. al., 2011). I en reaktor blir avvannet fiskeslam og strukturmateriale (bark, flis, hageavfall, etc.) kompostert i en lukket tank (reaktor). Ved å bruke en kompostreaktor, kan nedbrytningshastigheten økes ved å tilføre varme (oppvarming til 70-80 °C), som også øker TS-innholdet ytterligere, og gjør at behandlingstiden blir kortere enn ved bruk av enkel rankekompostering. Temperaturøkningen gir også en hygienisering av fiskeslammet. Strukturmateriale blir tilsatt for å oppnå et gunstig karbon (C)- til N-forhold i komposteringprosessen. Sluttproduktet er luktsvakt og får en jordlignende konsistens med et TS-innhold på omtrent 40 %.

En type reaktor som har vist seg å skape et godt egnet gjødselprodukt av fiskeslam (Brod et. al., 2017) er bioreaktoren fra selskapet Global Enviro. I den foregår mikrobiell kompostering kombinert med et tørke-trinn med oppvarming vha. elektrisk energi. Dette gjør at sluttproduktet får et TS-innhold på nærmere 90 %, fiskeslammet blir hygienisert og luktsvakt.

Flere av behandlingsmetodene gir både en stabilisering og en hygienisering av slammet. Slik som våtkompostering, termofil anaerob stabilisering (biogassanlegg), kalkbehandling, kompostering (ranke eller reaktor) og langtidslagring/enkel rankekompostering (Nybruken et. al., 2003; Blytt et. al., 2011).

Da volumet av oppsamlet fiskeslam raskt blir stort, kan også transportkostnadene for ubehandlet fiskeslam bli store. Per i dag spres fiskeslammet primært på jordbruksarealer nær settefiskanleggene. Dette har gitt problemer med lukt og overskudd av næring i nærområdene. Den beste og enkleste løsningen for settefiskanleggene har vært å levere fiskeslammet til biogassanlegg hvor biogass produseres på fiskeslam og husdyrgjødsel i blanding. Transport i forbindelse med levering og selve biogassprosessen er energikrevende, og da lite bærekraftig. Når biogass produseres blir det også igjen et organisk avfall, en bioest. Brod et. al. (2017) studerte potensialet denne bioesten kan ha som gjødsel. Funnene indikerte at plantene som ble gjødslet med bioest basert på 20 % fiskeslam og 80 % husdyrgjødsel, tok opp like lite N som planter som ikke mottok N-gjødsel. Forsøket viste derimot at en økt andel fiskeslam i råstoffet til biogassen, økte plantenes N-opptak. Å øke andelen av fiskeslam betydelig, vil imidlertid kreve en betydelig ombygging av anleggene og en optimalisering av dagens biogassprosess.

Mens det har vært stort fokus på å utvikle kostnadseffektive håndteringsløsninger og løsninger som reduserer luktproblemer (stabilisering), har det vært lite fokus på å lage et høykvalitets sluttprodukt brukbart som gjødsel direkte fra fiskeslam. Myndighetene ønsker mer resirkulering av organisk avfall i landbruket, og med det mer gjenbruk av næringsstoffer som allerede er inne i næringskjeden. Et krav knyttet til deponering av avfall på jord er at det ikke skal forringe jordas kvalitet på kort eller lang sikt, og det skal ha en klar og dokumentert nytteverdi. En mulighet er å bruke fiskeslammet fra settefiskanleggene som gjødsel i agronomisk planteproduksjon. Nitrogengjødsleffekten av tørket fiskeslam er blitt studert i potteforsøk hvor det er vist at fiskeslammet kan erstatte 50-90 % av mineralgjødsel (Brod et. al., 2012, 2014, 2017). Det tørkede fiskeslammet (~90 % TS) kan pelleteres og spres på jordbruksarealer med vanlige gjødselsspredere. Fosforgjødslingseffekten har også vist seg å være god, og i samme størrelsesorden som for husdyrgjødsel (Brod et. al., 2015ab). Det finnes derimot få forsøk som viser hvordan selve forbehandlingen av fiskeslammet påvirker gjødselverdien.

1.1 Krav til fiskeslam ved bruk som gjødsel

For at fiskeslam skal kunne brukes som gjødsel, må det oppfylle kravene beskrevet i forskriften om gjødselvarer mv. organisk opphav (Gjødselvarerforskriften 2003). Formålet med forskriften er å sikre kvaliteten på gjødselvarer basert på organisk avfall og hindre at skadelige stoffer forurensner naturen, eller gir helsemessige og hygieniske ulemper ved lagring og bruk. Punkter i forskriften som er spesielt viktige når fiskeslam skal vurderes, er innhold av spormetaller (Tabell 1) og krav til hygienisering og stabilitet. Kravet om hygienisering skal sikre at bruk av organiske gjødselvarer ikke gir overføring av sykdom til mennesker, dyr og planter. Dette innebærer at produktene ikke skal inneholde salmonellabakterier eller infiserte parasittegg og innholdet av termotolerante koliforme bakterier (TKB) skal være mindre enn 2500 pr. g TS. Produktet må også være stabilisert for å unngå luktproblemer ved lagring og bruk. Et organisk avfall som er stabilisert har en høy nedbrytningsgrad og er stabilt, dvs. motstår videre nedbrytning (Sullivan og Miller 2001; Wichuk og McCartney 2010).

Tabell 1: Maksimumsgrenser for tillatt innhold av spormetaller angitt i mg/kg TS (Gjødselvereforskriften 2003).

Kvalitetsklasser	0	I	II	III
Cd	0,4	0,8	2	5
Pb	40	60	80	200
Hg	0,2	0,6	3	5
Ni	20	30	50	80
Zn	150	400	800	1500
Cu	50	150	650	1000
Cr	50	60	100	150

I en rapport utarbeidet på oppdrag fra vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM), konkluderte Lunestad og Rimstad (2011) at det er liten sannsynlighet for spredning av smittestoff (virus, bakterier og parasitter) via slam fra settefiskanlegg til mennesker selv om fiskeslammet brukes ubehandlet. Spredning av fiskepatogent smittestoff kunne derimot ikke utelukkes. Basert på en undersøkelse av tre settefiskanlegg gjort av Ytrestøyl et. al. (2016) ble det funnet at fiskeslam hadde et så lavt innhold av organiske miljøgifter at det ikke vil utgjøre en risiko ved bruk som gjødsel og/eller jordforbedringsmiddel. Fiskeslammet inneholdt imidlertid en betydelig andel langkjedete fettsyrer, som kan skape problemer dersom det brukes i et biogassanlegg.

Fiskeslam som inneholder død fisk er derimot definert av forskrift om animalske biprodukter som ikke er beregnet på konsum (Animaliebiproduktforskriften 2016). Animalske biprodukter omfatter alt materiale med animalsk opprinnelse eller innhold som ikke er beregnet til humant konsum. Disse deles inn i tre kategorier etter hvilken risiko de kan utgjøre for dyre- og folkehelsen. Biprodukter som inngår i kategori 1 utgjør størst risiko for overføring av alvorlig sykdom til mennesker og dyr og biprodukter i kategori 3 utgjør minst risiko. Fiskeslam som inneholder død fisk inngår i kategori 2, såfremt fisken er selvdød eller klinisk syk uten ytre tegn på sykdom. Biprodukter fra kategori 2 kan brukes til gjødsel og/eller jordforbedringsmiddel eller til tekniske formål etter bearbeiding. En mulig bearbeidingsmetode er ensilering, som innebærer kverning og syrebehandling til en pH < 4 og lagring i minst 24 timer, før varmebehandling ved 85 °C i 25 minutter etterfulgt av et filtreringstrinn. Dette sluttproduktet kan bl.a. brukes som gjødsel, kompost eller til bioenergiproduksjon.

1.2 utfordringer ved bruk av kunstig N og P i jordbruket

Mineralgjødning har vært brukt helt siden den grønne revolusjon og er hovedårsaken til det volumet den globale matproduksjonen har i dag. Bruk av mineralgjødning kan imidlertid også ha noen negative virkninger på miljøet. Blant disse er utslipp av reaktivt N til atmosfæren og nitratavrenning som kan gi forsuring og eutrofiering (Smil 2011).

Antropogen fikseringen av N_2 fra luft ved Haber-Bosch-prosessen er grunnlaget for produksjonen av mineral N (Smil 2011). Det brukes store mengder fossil energi for å fikse N fra ikke-reaktivt N i atmosfæren (Dawson og Hilton 2011). Dersom det antropogene N som tilføres jordbruket blir tatt opp av plantene eller blir fullstendig denitrifisert til N_2 , er gjødning med mineral N ikke skadelig for miljøet (Bakken og Dörsch 2007). Ufullstendig denitrifikasjon fører imidlertid til utslipp av reaktive former av N (N_2O , NO, NO_2) (Smil 2011), som bl.a. fører til nedbrytning av stratosfærisk ozon (Chapin et. al., 2002) og sur nedbør (Likens et. al., 1979). Avrenning av nitrat og erosjon fører til forsuring og eutrofiering (Smil 2011).

Utvinning av mineralsk fosfat skjer i gruver med fosfatholdige bergarter som er en begrenset ressurs. Det er spådd at disse P-reservene kan tømmes i løpet av 50-100 år (Cordell et. al., 2009). Dette har gjort at kostnadene for mineralsk P-gjødning har økt betraktelig. I Norge i dag, gjødsles det med for mye P i forhold til plantenes behov (Blytt et. al., 2017), samtidig som det finnes betydelige P-reserver i jorda, P som ikke er tilgjengelig for plantene. Det er også miljøproblemer knyttet til bruk av mineralsk P i jordbruket. Overdreven bruk av P kan gi miljøforurensning via erosjon og transport av P til ferskvann, en prosess som gir eutrofiering (Schindler 1977).

Miljøproblemer knyttet til bruk av mineral N- og P-gjødning tydeliggjør behovet for nytenkning med tanke på å sikre fremtidig matproduksjon og et bærekraftig produksjonssystem.

1.3 Utfordringer ved bruk av organiske gjødselvarer

Selv om bruk av gjødselvarer med organisk opphav representerer bruk av avfall som en ressurs, tilbakefører organisk materiale til jord og resirkulerer næringsstoffer som allerede er inne i næringskjeden, finnes det også utfordringer som gjør de mindre ettertraktede enn mineralgjødsel.

Behandling og tilberedning av organisk avfall fram til en organisk gjødselvare, et produkt som passerer kravene spesifisert i gjødselvareforskriften, er ofte kostbar og energikrevende. Kostbar transport og problematisk spredning av organisk avfall, gjør at deponering ofte blir den mest praktiske løsningen.

Når en organisk gjødselvare doseres mhp. N, riktignok begrenset oppad i forhold til innhold av spormetaller (Tabell 1), kan det gi overdose av enkelte næringsstoff og dermed misvekst. Det kan i tillegg gi uønsket transport ut i resipienter (P og N) og gassutslipp (N). Det er ofte et ubalansert innhold av næringsstoffer, særlig mellom N, P og kalium (K) i forhold til plantenes behov i organiske gjødselvarer (Haraldsen et. al., 2011b). Et for høyt innhold av P sammen med høy pH kan føre til mangel av mikronæringsstoffer som sink (Zn), jern (Fe), kopper (Cu) og bor (B) (Aasen 1997). For å felle ut P, er ofte gjødselvarene kalkbehandlet. Dette kan heve pH når produktene tilsettes jorda og føre til endret tilgjengelighet av mikronæringsstoffer.

Det er fortsatt for liten kunnskap om hva som er den faktiske gjødselseffekten til disse gjødselvarene basert på organisk avfall. Både kvaliteten på det organiske avfallet, og jordfysiske og -kjemiske prosesser og faktorer styrer tilgjengeligheten av næringsstoffer i organiske gjødselvarer (Cayuela et. al., 2008). Variasjonen i mineraliseringsforløpet for ulike næringsstoffer er ofte stor. Det kreves detaljert informasjon om hvert enkelt avfallsmateriale mhp. mineraliserings- og nedbrytningsdynamikken for å kunne optimalisere gjødslingsdoseringen, minimere forurensingsrisikoen og dermed gjøre avfallet til en verdifull ressurs.

1.4 Næringsstoffer nødvendig for plantevekst

17 grunnstoffer er nødvendige for at planten skal kunne fullføre sin livssyklus. Disse stoffene deles inn i makro og mikronæringsstoffer avhengig av mengden som behøves. For lite eller for mye av et stoff kan skade planten fordi det kan påvirke opptak av andre stoffer og føre til mangel/forgiftningssymptomer som alle vil gi nedsatt vekst.

Tilgjengeligheten av næringsstoffer og tilstandsformen av potensielt toksiske stoffer er i stor grad styrt av vekstmediets pH, redoksforhold og innhold av organisk materiale. De fleste næringsstoffer i mineraljord er størst plantetilgjengelig ved en pH mellom 6-6,5. Dersom pH er for lav ($\text{pH} < 5,5$), vil aluminium (Al) være i form av Al^{3+} og føre til skade på røtter og nedsatt vekst (Aasen 1997).

Grenseverdier for mangel/forgiftning, planteopptak, tilgjengelighet og mangel/forgiftningssymptomer og annen relevant informasjon er gjengitt nedenfor.

Nitrogen (N). Nitrogen er det grunnstoffet som oftest styrer veksten til plantene (Kvalbein og Eldhuset 2017). Nitrogen tas i hovedsak opp i uorganisk form som ammonium (NH_4^+) og nitrat (NO_3^-). Opptak av NH_4^+ fører til pH-nedgang, mens opptak av NO_3^- gir en pH-økning i rotsonen. Da N bare kan tas opp som uorganisk N, er plantenes N-forsyning i stor grad styrt av mikroorganismenes evne til å mineralisere organisk N til uorganisk N (mineral N). Mineraliseringshastigheten og forløpet i mineraliseringen av organisk N er bl.a. styrt av totalinnholdet av N (Aulakh et. al., 2000; Constantinides og Fownes 1994) og C/N-forholdet (Aulakh et. al., 2000; Trinsoutrot et. al., 2000). Andre faktorer som temperatur, fuktighet og pH spiller også inn. En høyere temperatur kan f.eks. gi en høyere mineraliseringshastighet (f.eks. Roy et. al., 2011).

En normal konsentrasjon av N i planter er 1,5 % av TS (Raven et. al., 2005). Aasen (1997) oppgir derimot en konsentrasjon på 2,8-5 % av tørrstoffet i byggsudd med blad ved begynnende strekning som er kuttet 5-8 cm over bakken. Nitrogen er tilgjengelig i et stort pH-område. Mangelsymptomer for korn og gras vises som klorose på eldre blad som etterhvert får brune og visne spisser, lite busking og rødlig stengel (Aasen 1997).

Fosfor (P). Aasen (1997) oppgir et normalt innhold i bygg på 0,35-0,60 % av TS i skudd av blad med begynnende strekning. Tilgjengeligheten av P er sterkt styrt av pH, hvor tilgjengeligheten er størst ved pH 5,5 – 7,5. Ved en lavere pH vil P være bundet som uløselige Al- og Fe-fosfater, mens ved en høyere pH vil P være bundet som uløselige kalsium (Ca)-fosfater. Mangel av P fører til nedsatt vekst og et lavt topp/rot forhold (Aasen 1997; Havlin et. al., 2005) og oppstår når innholdet er lavere enn 0,1 % av TS (Aasen 1997). For korn og gras gir mangel spinkel vekst, svak busking og rødfiolett farge på bladslirer og nedre del av stengelen. Eldre blader visner også fra spissen og faller tidlig av (Aasen 1997).

Kalium (K). Normal konsentrasjon av K i bygg oppgis til å være 3,0 – 5,5 % av TS (Aasen 1997). En lavere konsentrasjon gir mangelsymptomer i bygg som nekrotiske uregelmessige flekker på eldre blad, samt gule/gråhvite bladspisser (Aasen 1997).

Svovel (S), magnesium (Mg) og Ca. Normal konsentrasjon av S, Mg og Ca i bygg er hhv. 0,2-0,5 %, 0,1-0,5 % og 0,5-1,0 % av TS i skudd med blad ved begynnende strekning (Aasen 1997). Svovelmangel fører til klorose, mens Mg-mangel gir klorotiske sjatteringer mellom bladnervene og Ca-mangel gir nedsatt vekst i delingsvev (Aasen 1997).

Mangel/forgiftningssymptomer, grenseverdier og tilgjengelighet for mikronæringsstoffene B, Cu, Fe, mangan (Mn), molybden (Mo), Zn og nikkel (Ni) er gitt i Tabell 2.

Tabell 2: Grenseverdier og informasjon om symptomer og tilgjengelighet for næringsstoffene B, Cu, Fe, Mn, Mo, Zn, og Ni hentet fra Aasen (1997). Det er særlig lagt vekt på innhold og symptomer for bygg.

Næringsstoff	Mangel	Normal	Toksisk	Mangelsymptom	Forgiftningssymptom	Høyest tilgjengelighet
	mg/kg TS					
B	< 5 ²⁾	6-12 ¹⁾	> 14 ²⁾	Forstyrret utvikling av delingsvev	Gule spisser på eldre blad, mørkebrune flekker først spissen og langs kantene på øvre delen av bladet før hele bladet	Lav pH
Cu		6-12 ¹⁾	> 20 ²⁾	Klorose langs bladkanter på øvre, yngre blad	Klorose og nekrose i bladspisser	pH 5-6
Fe	< 50	50-250 ³⁾	300-500	Stripeklorose, yngre blad		Lav pH, reduserende forhold
Mn	< 25 ⁴⁾	30-150 ¹⁾	> 140 ¹⁾	Små brune flekker i striper mellom nervene	Gulning av spiss på eldre blad og brune prikker i spissen	pH<5,5, reduserende forhold
Mo		0,1-0,3 ¹⁾		Nekrose i spissen, bleike blad, eldre blad		Høy pH
Zn	< 20 ³⁾	20-60 ¹⁾	200-500 ³⁾	Klorose, hemmet strekningsvekst, symptom som ligner grå øyeflekk	Ligner Fe-mangel, men ikke bare yngre blad	Lav pH
Ni					Skade på røtter, hvit stripeklorose	Lav pH

¹⁾ Skudd med blad ved begynnende strekning, kuttet 5-8cm over bakken i bygg.

²⁾ Overjordiske plantedeler i vegetativ fase (korn og gras).

³⁾ Innhold i fullt voksne blad (vanlige jordbruksvekster)

⁴⁾ Unge kornplanter fra begynnende busking til skyting

1.5 Oppgavens formål

Hovedformålet med denne oppgaven var å undersøke hvorvidt fiskeslam fra landbaserte settefiskanlegg kunne brukes som gjødsel i agronomisk planteproduksjon.

Fiskeslam som var behandlet på fire ulike måter ble sammenlignet med mineralgjødsel og husdyrgjødsel i et vekstforsøk med korn i drivhus. Mineraliseringshastigheten og forløpet, altså hvor raskt og hvordan N ble omdannet til uorganiske former som planter kan nyttiggjøre seg av, ble undersøkt i et inkuberingsforsøk. I vekstforsøket ble tilførselen av fiskeslam dosert med hensyn på totalt innhold av N, og det var forventet at mineraliseringshastigheten og dermed frigjøringen av plantetilgjengelig N varierte mellom de ulike fiskeslamtypene. I fiskeslam var det også et annet forhold mellom makronæringsstoffene N, P og K enn i kommersiell mineralgjødsel, et forhold som ikke er tilpasset kornplanters behov. I hvilken grad denne ubalansen påvirket planteveksten ble også vurdert.

Fiskeslam kan også ha et innhold av spormetaller som overskrider grenseverdiene for kvalitetsklasse 0 og I gitt i forskriften om gjødselvarer mv. organisk opphav. En slik overskridelse vil begrense bruken av fiskeslammet i agronomiske dyrkningssystemer. Den kjemiske sammensetningen til fiskeslam ble vurdert opp mot kvalitetsspesifikasjonene gitt i gjødselvareforskriften.

Spørsmål som skal besvares er

- Kan organisk gjødselvarer basert på fiskeslam fra oppdrettsnæringen gi like god eller bedre kornproduksjon enn mineralgjødsel?
- Er det en sammenheng mellom fiskeslammetets behandlingsmetode og gjødselvirkingen?
- Hvordan er mineraliseringshastigheten og forløpet for N i fiskeslammet? Vil det variere avhengig av fiskeslammetets behandlingsmetode?
- Hvordan påvirker ubalansen mellom N, P og K veksten? Gir tilførsel av fiskeslam mangel og/eller forgiftning mhp. enkelte stoffer?
- Hvordan er kvaliteten av fiskeslam når den vurderes opp mot kriteriene gitt i gjødselvareforskriften knyttet til gjødselvarer av organisk opphav?

2 Materialer og metode

2.1 Materialer

Fire forskjellige fiskeslamprøver fra fiskeoppdrettsanlegg ble undersøkt. Fiskeslammet ble levert av avfalls- og gjenvinningselskapet Ragn Sells. I Tabell 7 vises en oversikt over de kjemiske egenskapene til de ulike fiskeslamprøvene (prøve 1-4). De kjemiske analysene ble utført av Eurofins Environment Testing Norway AS i Moss. I Tabell 7 er det også angitt hvilken tilstandsklasse spormetallene i de ulike fiskeslamprøvene faller inn under, jfr. Gjødsestveforskriften (Gjødsestveforskriften 2003).

Prøve 1

Prøve 1 er tørket fiskeslam fra Marine Harvest sitt settefiskanlegg på Vestlandet. Marine Harvest er et resirkuleringsanlegg for smolt. Fiskeslammet inneholder feces og fôrspill, er tilsatt polymer, filtrert og tørket med varme.

Prøve 2

Prøve 2 er vått, ferskt fiskeslam fra Lerøy Belsvik sitt settefiskanlegg. Lerøy Belsvik er et resirkuleringsanlegg for smolt. Fiskeslammet inneholder feces og fôrspill, er tilsatt polymer og filtrert.

Prøve 3

Prøve 3 er kompostert fiskeensilasje av typen «kategori 2 dødfisk» (dvs. materiale fra selvdød fisk og klinisk syk fisk som ikke viser ytre tegn til sykdom) som er kompostert i reaktor sammen med behandlet trevirke og har stått lagret over flere år. Fiskeslammet er ikke tilsatt polymer, men fett er fjernet før kompostering. Fiskeslammet har også gjennomgått godkjent hygienisering.

Prøve 4

Prøve 4 er kompostert i reaktor sammen med fiber fra behandlet trevirke og rester av annen kompostering. Fiskeslammet er det samme som i prøve 2, fra Lerøy Belsvik og er dermed tilsatt polymer.

Husdyrgjødsel

Husdyrgjødsel (HDG) fra storfe produsert i Storfjøset på NMBU, Ås. Tabell 3 inneholder informasjon om kjemisk innhold.

Tabell 3: Utvalgt innhold i husdyrgjødsel som ble brukt i vekstforsøk 1 og 2, hentet fra Dragicevic et. al. (2018).

	Enhet	Husdyrgjødsel
Tot N	g/100 g	1,8
pH		6,9
TS	%	5,5
C/N		26,9
NH4-N	mg/l	895,3
NO3-N	mg/l	4,2

Vekstmedium

Det ble benyttet en Elverumssand i begge vekstforsøkene og i inkuberingsforsøket. Tabell 4 angir kjemisk innhold i sanden, samt informasjon om tekstur. Elverumssanden ble valgt som vekstmedium primært fordi den er næringsfattig og har liten bufferkapasitet (Tabell 4).

Det ble benyttet den samme Elverumssanden i begge vekstforsøkene og i inkuberingsforsøket. Tabell 4 angir kjemisk innhold samt informasjon om tekstur.

Tabell 4: Kjemisk innhold i Elverumssanden bruk i vekstforsøk 1 og 2 og i inkuberingsforsøket. Dataene er hentet fra Ringtest 1995 samt totalanalyser gjennomført på NMBU i 2010.

	Enhet	Elverumssand
pH		6,1
Glødetap	%	0,2
P-AL	mg/100g	2,3
K-AL		1
Mg-AL		0,4
Ca-AL		5
Leire		0
Silt	%	3
Sand		97
P	mg/kg	260
K		3400
Mg		2300
Ca		2500
Cu		4
Zn		20
Mn		210
Fe		9100

2.2 Vekstforsøk

Det ble utført et potteforsøk i et klimaregulert veksthus (vekstforsøk 1). Kornsorten bygg (*Hordeum vulgare*) av typen torads salome ble dyrket i Elverumssand.

De fire ulike fiskeslamprøvene som ble brukt (prøve 1-4) er beskrevet i kapittel 2.1. I hvert behandlingsledd med fiskeslam ble det brukt to nitrogennivå; 26.5 mg N/kg jord (N1) og 53.1 mg N/kg jord (N2). Dette tilsvarer 8 og 16 kg N/daa gitt et plogsjikt på 20 cm og en jordtetthet på 1,5 kg/l. Gjødseleffekten av fiskeslam ble sammenlignet med en ugjødslet kontroll, to tilført mineralgjødsele (M1, M2) og to tilført husdyrgjødsel (HDG80, HDG160). Gjødsemengden i fiskeslam og husdyrgjødselsleddene ble basert på hvor mye N (total N) de ulike fiskeslamprøvene (Tabell 7) og husdyrgjødslet (Tabell 3) inneholdt. Alle pottene ble tilført en basisdose med makronæringsstoffene P, K, og Mg og mikronæringsstoffene Fe, Mn, Cu, Zn, Mo og B (Tabell 5). Mineral-N ble kun tilsatt i leddene med mineralgjødsele (M1 og M2). Noen uker ut i vekstforsøk 1 ble det observert mangel- og/eller forgiftningssymptomer i de fleste karene. Det ble da startet et nytt vekstforsøk (vekstforsøk 2) med det samme forsøksoppsettet som i det første, men i fiskeslambehandlingsleddene med det høyeste N-nivået, samt kontrolleddet, ble Elverumssanden blandet med torv (2.6 kg Elverumssand + 0.3 kg torv) og 4 g kalk (CaCO₃). I vekstforsøk 2 skulle det også bedre undersøkes om det var store ulikheter i plantevekst og opptak av næring avhengig av hvor i vekstsyklusen plantene var.

I begge vekstforsøkene ble 4 kg vekstmedium fylt i tette 3 L pottes (n=3). Etter at all makro- og mikronæring var tilsatt, ble vekstmediet blandet til en homogen masse før det ble tilsatt fiskeslam og husdyrgjødsel tilhørende det representative behandlingsleddet. Prøve 2 og husdyrgjødslet ble fordelt lagvis i potten, mens prøve 1, 3 og 4 ble blandet homogent inn i jorda. Det ble sådd 12 korn av bygg, som etterhvert ble fortynnet ned til 8. Pottene ble tilført destillert vann hver tredje dag for å opprettholde et vanninnhold på 60% av vannholdningskapasiteten til jorda (100 % WHC = 970 g/4 kg jord). Jordas vannholdningskapasitet ble bestemt etter at jorda ble tilført vann og drenerte fritt i 24 timer.

Gjennomsnittstemperaturen i vekststrømmet som ble brukt ved start for vekstforsøk 1 og for hele vekstforsøk 2 var ca 21 °C og lyset var på 7-8000 lux med 16 timer dag og 8 timer natt. Etter en måned ble alle pottene flyttet opp til et annet vekststrøm (drivhus). Her var vekstforholdene satt til en 16 timers fotoperiode, hvor kunstige lys ble satt på når dagslyset

var under 300 W/m². Gjennomsnittstemperaturen ble satt til 20 °C om dagen og 16 °C om natten.

Vekstforsøk 1 ble høstet etter to måneder, mens vekstforsøk 2 ble høstet etter en måned. Overjordisk biomasse ble klippet av ca. 2 cm over jorda og veid. Tørrvekt ble bestemt etter tørking ved 50-60 °C.

2.2.2 Bestemmelse av gjødslingsnivå

Gjødslingsnivået i behandlingene ble forsøkt tilpasset forsøksoppsettet fra studiet til Brod et al. (2017). Alle behandlingsledd bortsett fra kontrollen fikk tilført 26.5 mg N/kg jord (-N1) eller 53.1 mg N/kg jord (-N2) som gir henholdsvis 106 og 212 mg N/potte. I behandlingsleddene med fiskeslam ble mengde fiskeslam (g) som skulle tilsettes hver potte beregnet ut i fra total innholdet av N i ferskt fiskeslam (Kjeldahl-N [g/100 g fersk prøve], Tabell 7).

Alle behandlingsleddene bortsett fra kontrollen fikk også tilført samme basisdose av P og K. I laveste gjødselnivå ble 7 mg P og 27 mg K tilført per kg jord, og i høyeste nivå 13 mg P og 53 mg K per kg jord. De resterende næringsstoffene Mg, Fe, Mo, Mn, Cu, B og Zn ble tilført i mengder tilpasset gjødselnormen for vekstforsøk på NMBU (Aasen og Johansen 2015), oppsummert i Tabell 5.

Tabell 5: Oversikt over tilført næring i vekstforsøk 1 og 2. Doseringen av Mg, Fe, Mo, Mn, Cu, B og Zn fulgte gjødselnormen for vekstforsøk på NMBU (Aasen og Johansen 2015). Doseringen av N, P og K fulgte forsøksoppsettet til Brod et al. (2017).

Næringsstoff	mg/kg jord
Mg	7,7
Fe	4,0
Mo	0,1
Mn	2,3
Cu	3,0
B	0,1
Zn	1,0
P (N-nivå 1)	7
P (N-nivå 2)	13
K (N-nivå 1)	27
K (N-nivå 2)	53
N (N1)	26,5
N (N2)	53,1

Doseringen av husdyrgjødsel ble også gjort ut i fra av totalt innhold av N. Totalinnholdet av N i husdyrgjødsel ble beregnet ved å addere mengden KCl-ekstraherbart NH_4 og NO_3^- til totalinnholdet av N målt i tørket prøve (Tabell 3). Med et tørrstoff på 5,5 % ble det beregnet at N-nivå 1 skulle tilsettes 56,76 ml HDG/potte og N-nivå 2 skulle tilsettes 113,52 ml HDG/potte.

2.2.3 Mengde tilsatt av næringsstoffer i vekstforsøket (fiskeslam + basisgjødning)

I Tabell 7 vises mengden av næringsstoffene P, K, Mg, Fe, Mn, B, Zn og Cu som faktisk ble tilsatt når innholdet i fiskeslammet gitt i Tabell 7, legges til basisgjødningen (Tabell 5).

Tabell 6: Summen av næringsstoffene P, K, Mg, Fe, Mn, B, Zn og Cu som faktisk ble tilsatt når innholdet av næringsstoffer i fiskeslammet (Tabell 7) legges sammen med basisgjødningen (Tabell 5).

	P	K	Mg	Fe	Mn	B	Zn	Cu
	mg/kg jord							
Prøve 1-N1	13,2	36,1	10,6	5,4	3,2	0,2	1,5	4,2
Prøve 2-N1	26,2	36,4	11,2	5,9	3,1	0,1	1,6	4,2
Prøve 3-N1	27,8	43,2	18,6	26,9	3,6	0,2	2,8	4,3
Prøve 4-N1	54,3	40,5	17,1	16,6	3,6	0,2	2,8	4,3
Prøve 1-N2	25,0	70,9	10,9	5,5	3,3	0,2	1,5	4,2
Prøve 2-N2	51,0	71,5	12,2	6,4	3,2	0,1	1,4	4,2
Prøve 3-N2	54,2	85,1	26,9	48,4	4,2	0,2	4,1	4,5
Prøve 4-N2	107,2	79,7	24,0	27,8	4,0	0,2	4,2	4,5

2.3 Kjemisk analyse av plantemateriale

Plantematerialet (0,25 g) ble dekomponert i en Ultraclave med 5 ml HNO_3 , og videre fortynnet til 50 ml. Materialet ble så analysert for en rekke grunnstoff ved Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS) (Agilent 8800). Det ble brukt to ulike gassmoduser, He og O_2 for å hindre interferenser. For å kunne se driften under analysering, ble det brukt Online Internal Standard Kit, dvs. at prøvene ble innført i plasma med grunnstoffene In og Rh for å se om systemet var utsatt for interferenser.

Totalt innhold av N (Tot N %) i plantematerialet ble bestemt etter Dumas metoden (Bremmer og Mulvaney 1982). Plantematerialet ble først knust i en morter, før 150 mg prøve ble veid inn på et glassfiberfilter (Whatman GF/F) og vasket 5-6 ganger med HCl. Prøvene ble så skylt med destillert vann og tørket ved 70 °C før de ble pakket sammen i en porselensdigel.

Prøvene ble så tilsatt Iron Chip Accelerator og Copper Metal Accelerator. Nitrogen ble målt ved termisk konduktivitet på en Leco TruSpec CHN.

2.4 Nitrogengjødsleffekt

For å kunne vurdere nitrogengjødsleffekten, ble tilsynelatende nitrogenutnyttelse (ANR) i biomassen over bakken beregnet etter Salomonsson et. al. (1994) vha:

$$(1) \quad ANR (\%) = \frac{N \text{ opptak (N+)} - N \text{ opptak (kontroll)}}{N \text{ tilført}},$$

hvor N opptak (N+) (mg N/potte) er N tatt opp i biomassen i de ulike behandlingsleddene, N opptak (kontroll) (mg N/potte) er N tatt opp i gjennomsnitt (n=2) for kontroll og N tilført (mg N/potte) er N tilført med gjødslet.

For kontrolleddet i vekstforsøk 1, var det en potte som avvok betydelig fra de to andre. Siden ANR blir sammenlignet med nitrogenopptaket i kontrolleddet, ble denne potten fjernet før beregning av ANR.

For å kunne sammenligne gjødsleffekten av fiskeslammet og husdyrgjødslet med mineralgjødslet i vekstforsøket, ble den relative agronomiske effektiviteten (RAE) beregnet for biomasseproduksjon over bakken etter Delin (2011) vha:

$$(2) \quad RAE = 100 \times \frac{X_1}{N \text{ tilført}}$$

og

$$(3) \quad X_1 = \frac{Y_1 - b}{a},$$

hvor Y_1 er plantens N-opptak når fiskeslam eller husdyrgjødsel (mg N/potte) er tilført, X_1 er mengde mineral N (mg N/potte) tilført og Y_1 er ekvivalent N-opptak, a og b er henholdsvis stigningstallet og skjæringspunktet etter lineær regresjon der Y er plantenes N-opptak (mg N/potte) og X er gjødselrate mhp. N (0, 106 og 212 mg N/potte) (Figur 1).

2.5 Måling av pH

For å kontrollere hvordan pH utviklet seg gjennom vekstforsøket, ble det tatt ut jordprøver i karene etter 1 uke, 1 måned og ved høsting i vekstforsøk 1 og etter 2 uker og ved høsting i vekstforsøk 2.

Jordprøver fra hver potte ble tatt med en jordbor og lufttørket på et papirdekt trebrett. 5 ml lufttørket jord ble så tilsatt 12.5 ml destillert vann (volumforhold 1:2.5) i et Olabeger. Prøvene ble ristet og stod i ro i to timer før pH ble målt vha. en glasselektrode (PHM210 MeterLab). pH ble bestemt direkte i jord/vann-suspensjonen.

2.6 Inkuberingsforsøk

For å studere mineraliseringsforløpet av N i fiskeslam, ble det utført et inkuberingsforsøk i laboratoriet. I 300 g Elverumssand ble det tilsatt fiskeslam i en mengde tilsvarende 0,15 mg total N/g tørr jord. Blandingen med jord og fiskeslam ble så tilført destillert vann slik at blandingen fikk et vanninnhold tilsvarende 60 % av jordas WHC. Fiskeslammet som ble tilført var det samme som i vekstforsøket (prøve 1-4, Tabell 7). Følgende behandlingsledd ble brukt: kontroll (0), jord + prøve 1 (1), jord + prøve 2 (2), jord + prøve 3 (3) og jord + prøve 4 (4). Hvert rør ble tilsatt 10 g av blandingen jord/fiskeslam/destillert vann, dekket til med plastfolie og satt inn i et inkuberingsskap ved 16 °C. Antall rør per behandling var 18 som tilsammen ga 90 rør for alle ledd. Underveis i inkuberingsforsøket ble rørene veid og tilsatt destillert vann for å erstatte fordampet vann slik at prøvene opprettholdt et konstant vanninnhold gjennom hele forsøket.

På dagene 1, 4, 8, 15, 22, 29, 36, 43 og 57 ble det tatt ut 2 rør (n=2) for analyse av KCl-ekstraherbart NH_4^+ og NO_3^- . Hvert rør (10 g jord) ble tilsatt 25 ml 2M KCl og ristet i 30 minutter. Direkte etter risting ble suspensjonen filtrert gjennom et blue ribbon filter (Whatman 589/3) vasket med fortynnet 2M KCl. Filtratet ble delt i to og frosset ned før Flow Injection Analysis (FIA) av ammonium (EN ISO 11732: 1997) og nitrat (ISO 13395) som ble målt vha. FIAstar 5000 Analyzer.

2.8 Statistisk metode

Alle statistiske tester ble utført på et 0,05 % signifikansnivå, og med tre gjentak. Samtlige statistiske analyser ble utført i Stata, versjon 13 (Stata Corp 2013).

Det ble benyttet variansanalyse for å bestemme signifikante forskjeller i

- Biomasseproduksjon mellom de ulike behandlingene i vekstforsøk 1 og 2.
- pH i vekstforsøk 1 mellom de ulike behandlingsleddene etter 1 uke, 1 mnd. og ved høsting.
- pH i vekstforsøk 2 mellom de ulike behandlingsleddene etter 2 uker og ved høsting.
- Kjemisk innhold (konsentrasjon) og opptak i plantematerialet fra vekstforsøk 1 og 2.

Som post hoc ble Tukey HSD brukt for å bestemme signifikante forskjeller mellom behandlingene mhp. kjemisk innhold, næringsopptak, biomasseproduksjon og pH.

I en potte i kontrolleddet, i vekstforsøk 1, vokste plantene bedre enn i de to andre pottene fordi den mest sannsynlig hadde mottatt næring den ikke skulle hatt. Denne potten ble derfor fjernet som replikat og erstattet med gjennomsnittet for de to resterende pottene i kontrolleddet, før ANOVA og Tukey HSD ble benyttet.

3 Resultater

3.1 Kjemisk innhold i fiskeslamprøve 1-4

Resultatene fra de kjemiske analysene for fiskeslamprøve 1-4 er gitt i Tabell 7. Totalt innhold av N (Tot N) varierte fra 2,3 til 11 % (g/100g TS), hvor prøve 2 hadde det høyeste innholdet og prøve 3 det laveste. Alle prøvene hadde et relativt lavt (< 9 % av tot N) innhold av mineral N ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$), der prøve 1 hadde det laveste innholdet og prøve 2 det høyeste. For prøve 1-3 forelå nesten alt mineral N som NH_4^+ (> 99 %), mens for prøve 4 forelå 71 % som NH_4^+ .

C/N-forholdet i fiskeslamprøvene varierte fra 3,6 til 13,5, der prøve 2 hadde det laveste og prøve 3 det høyeste. Høyest N/P-forhold var det i prøve 1 (9,1), mens prøve 4 hadde det laveste (0,8). Alle prøvene hadde et relativt høyt innhold av N, P og Ca. Det var høyest innhold av P og Ca (betydelig) i prøve 2 og lavest i prøve 1. Det var et generelt mye lavere innhold av næringsstoffene K, S, Mg, B og Mn i fiskeslamprøvene enn innholdet av N, P og Ca. Prøve 3 og 4 hadde et høyere innhold av Al, Fe, K og Mn enn prøve 1 og 2. Alle fiskeslamprøvene hadde et høyt innhold av natrium (Na), hvor prøve 4 hadde det høyeste og prøve 1 det laveste innholdet.

Innhold av organisk materiale (glødetap) var i samme størrelsesorden for prøve 1 og 2 (~80 %) og for prøve 3 og 4 (~60 %) (Tabell 7).

Av problemmetallene angitt i gjødselvareforskriften (Gjødselvareforskriften 2003) er Zn, Cu og Ni essensielle næringsstoffer for plantevekst (Aasen 1997). Innholdet av Zn var høyt (560-1200 mg/kg TS) i prøve 2, 3 og 4, noe som gjorde at fiskeslamprøvene 2, 3 og 4 ligger over kvalitetsklasse 0 i følge gjødselvareforskriften. Prøve 2 ligger i kvalitetsklasse II og prøve 3 og 4 i III. Prøve 3 ligger også i kvalitetsklasse III på grunn av for høye verdier av Cu. Prøve 1 ligger innenfor kvalitetsklasse 0. Alle prøvene hadde et lavt innhold av Ni (< 0,51-13 mg/kg TS) og kvikksølv (Hg) (0,038-0,166 mg/kg TS). Innholdet av bly (Pb) var lavt i prøve 1, 2 og 4 (< 5,1 mg/kg TS), mens prøve 3 hadde et noe høyere innhold (47 mg/kg TS). Prøve 1 hadde det laveste innholdet av kadmium (Cd) (0,24 mg/kg TS), mens prøve 2, 3 og 4 hadde et noe høyere innhold (0,57-1,6 mg/kg TS). Innholdet av Al varierte mellom 140 og 3300 mg/kg TS, hvor prøve 1 hadde det laveste innholdet og prøve 4 det høyeste.

Tabell 7: Kjemiske egenskaper for de ulike fiskeslamprøvene (prøve 1-4) med metode utført av Eurofins Environment Testing Norway AS i Moss.

	Enhet	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3	Prøve 4	Metode
pH		5,5	5,9	8,3	7,1	NS-EN 12176
TS [%]	% (g/100g)	90	11,7	78,3	56,9	EN 12880
Tot N	g/100 g TS	6,3	11	2,3	3	EN 13654-1
Tot N	g/100 g fersk prøve	5,7	1,3	1,8	1,7	
TOC	% TS	37	40	31	29	EN 13137
Totalt tørrstoff glødetap	% TS	78	86	61	62	NS 4764
NO ₃ -N	mg/kg TS	3,4	< 0,75	7,3	650	NS EN ISO 10304-1
NH ₄ -N	mg/kg TS	3200	10000	1900	1600	Intern metode (Eurofins)
C/N forhold		5,9	3,6	13,5	9,7	
N/P forhold		9,1	2,1	1,9	0,8	
N mineral	% av tot N (g/100 g)	5,1	9	8,3	7,5	
P	mg/kg TS	6900	53000	12000	38000	NS EN ISO 11885
K		170	1300	4700	3800	NS EN ISO 11885
S		1100	9800	4500	6300	NS EN ISO 11885
Ca		14000	120000	35000	87000	NS EN ISO 11885
Mg		620	3000	5400	5800	NS EN ISO 11885
Al		140	360	3800	3300	NS EN ISO 11885
Fe		140	1700	14000	9500	NS EN ISO 11885
B		17	10	15	24	EN ISO 11885:2009/SS 028311 ed. 1
Mn		170	99	380	400	EN ISO 11885:2009/SS 028311 ed. 1
Na		2000	1400	2400	4600	EN ISO 11885:2009/SS 028311 ed. 1
Cd		0,24	0,8 ^I	0,57 ^I	1,6 ^I	NS EN ISO 17294-2
Pb		< 0,50 ⁰	5,1 ⁰	47 ^I	38 ⁰	NS EN ISO 17294-2
Hg		0,038 ⁰	0,07 ⁰	0,11 ⁰	0,166 ⁰	028311mod/EN ISO17852mod
Ni		< 0,51 ⁰	1,8	14 ⁰	13 ⁰	NS EN ISO 17294-2
Zn		130 ⁰	560 ^{II}	900 ^{III}	1200 ^{III}	NS EN ISO 17294-2
Cu		5,3 ⁰	21 ⁰	110 ^{III}	140 ^I	NS EN ISO 17294-2

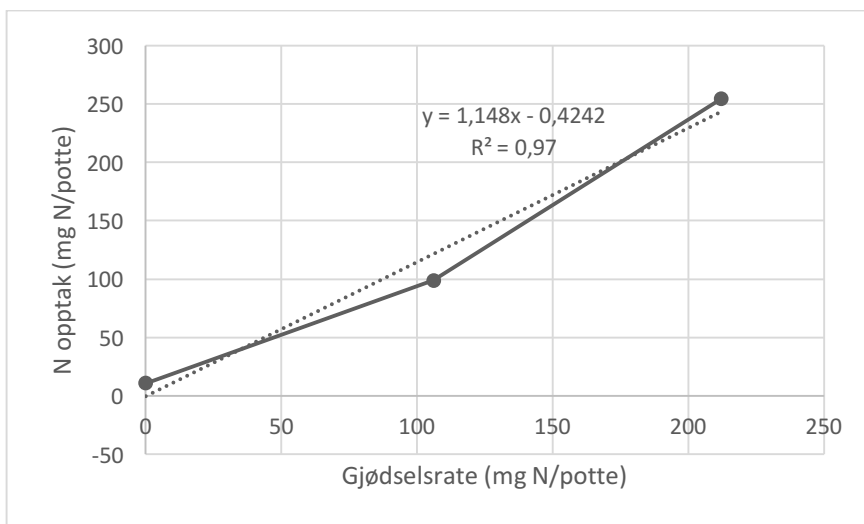
^{0, I, II, III} Tilstandsklasse basert på innhold av spormetaller i henhold til gjødselvereforskriften (Gjødselvereforskriften 2003).

3.2 Vekstforsøk

3.2.1 Biomasseproduksjon

Vekstforsøk 1

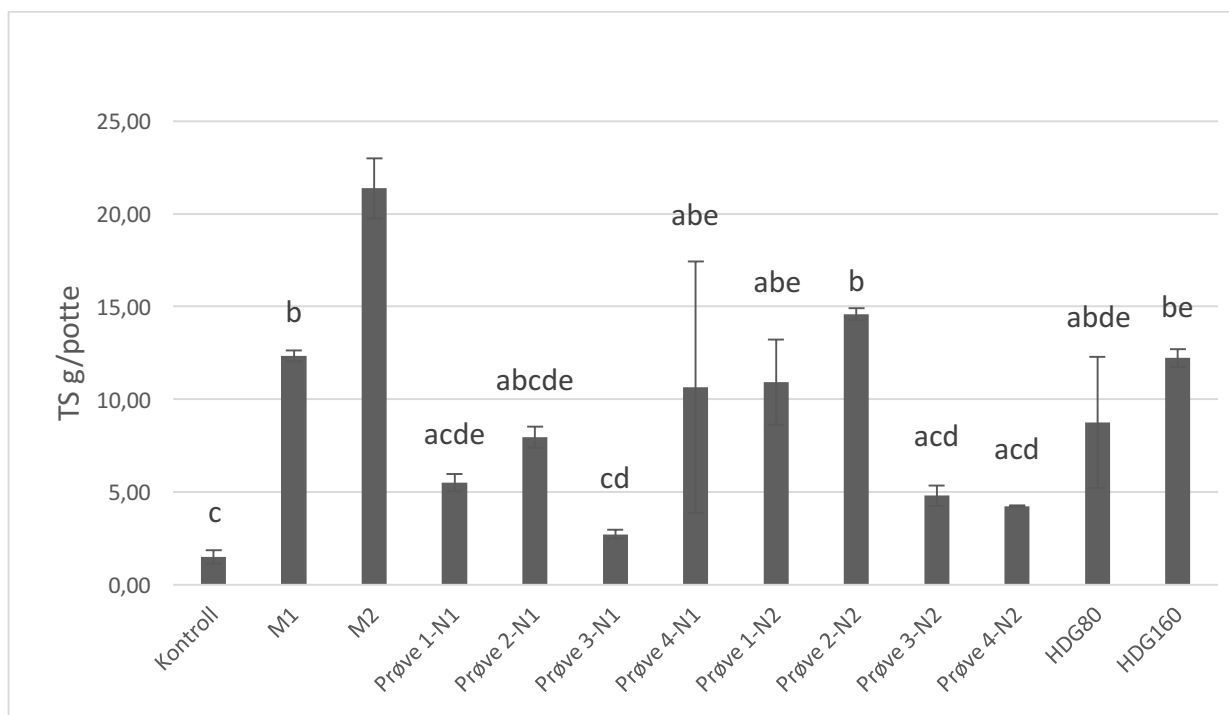
Det var en klar sammenheng ($r = 0,98$) mellom plantenes N-opptak og tilførsel av N i kontroll og mineralbehandlingene (M1, M2) som vist i responskurven i Figur 1. Dette ga en lineær økning som en funksjon av økende gjødselrate (0, 106 og 212 mg N/potte).



Figur 1: Responskurve som viser nitrogenopptak i bygg (mg N/potte) som en effekt av økende tilsetning av mineral N (0, 106 og 212 mg N/potte) i vekstforsøk 1.

Det var en betydelig variasjon i biomasseproduksjon mellom de ulike behandlingsleddene (Figur 2). Biomasseproduksjonen i M2 var signifikant høyere enn i alle de andre behandlingsleddene. Biomasseproduksjonen varierte fra 1,49 TS g/potte (kontroll) til 21,37 TS g/potte (M2).

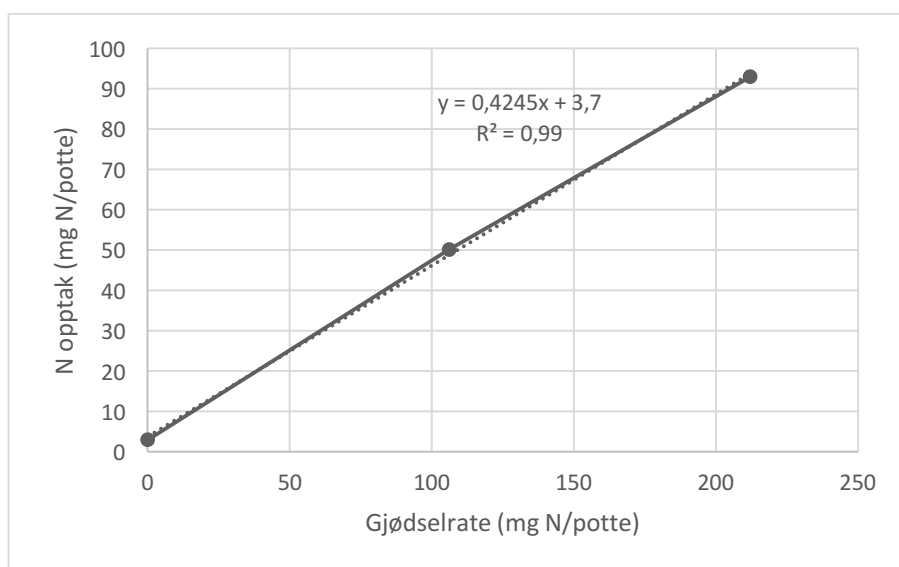
Av fiskeslamleddene hadde prøve 2-N2 høyest biomasseproduksjon, men veksten for denne behandlingen var ikke signifikant forskjellig fra veksten i HDG160 og M1. Bortsett i fra prøve 4 var biomasseproduksjonen høyere i N-nivå 2 for alle behandlingene (signifikant høyere kun i M2 og prøve 2-N2). Det var imidlertid generelt en stor variasjon innenfor behandlingen i prøve 4-N1, noe som generelt ga et høyt standardavvik og lite signifikante forskjeller.



Figur 2: Gjennomsnittlig (n=3) biomasseproduksjon (tørrvekt) etter høsting av vekstforsøk 1. Feilfelt viser standardavviket innen behandlingen. Behandlingsledd med like bokstaver er ikke signifikant forskjellig i følge Tukey HSD.

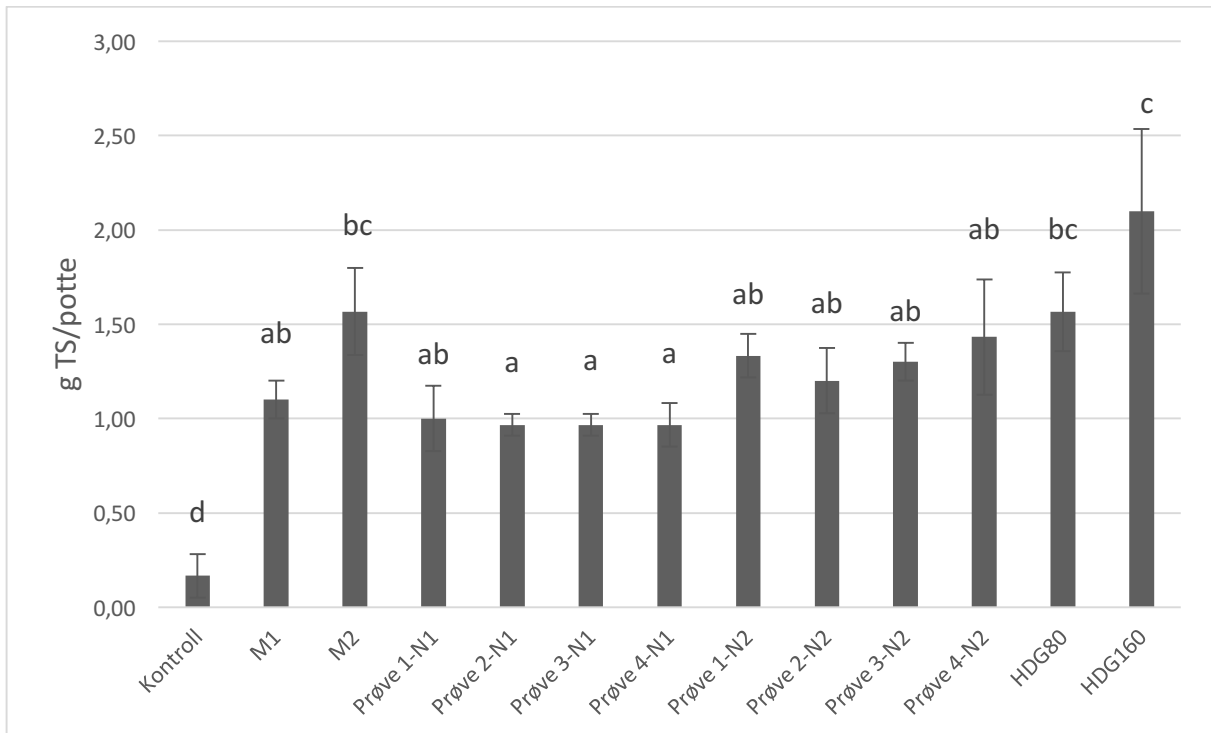
Vekstforsøk 2

Det var en enda større ($r = 0,99$) korrelasjon og lineær sammenheng mellom gjødselrate (0, 106 og 212 mg N/potte) og N-opptak i vekstforsøk 2 (Figur 3).



Figur 3: Responskurve som viser nitrogenopptak i bygg (mg N/potte) som en effekt av økende tilsetning av mineral N (0, 106 og 212 mg N/potte) i vekstforsøk 1.

Variasjonen i biomasseproduksjonen var mindre i vekstforsøk 2 (Figur 4) enn i vekstforsøk 1. I vekstforsøk 2 var det HDG160 som hadde den signifikant høyeste biomasseproduksjonen av alle behandlinger. Blant fiskeslambehandlingene hadde N-nivå 2 gjennomgående høyere produksjon enn N-nivå 1, men produksjonen var ikke signifikant forskjellig.



Figur 4: Gjennomsnittlig (n=3) biomasseproduksjon (tørrvekt) etter høsting av vekstforsøk 2. Feilfelt viser standardavviket innen behandlingen. Behandlingsledd med like bokstaver er ikke signifikant forskjellig i følge Tukey HSD.

Alle behandlingsledd fikk en gjennomgående høyere biomasseproduksjon med torvinnblanding (Tabell 8). Effekten på biomasseproduksjonen av torvinnblandingen i vekstmediet varierte fra 40 % (prøve 4) til 76 % (kontroll).

Tabell 8: Prosentvis (%) økning i biomasseproduksjon (tørrvekt) etter torvinnblanding i vekstmediet til behandlingene kontroll, M2 og prøve 1-4 for N-nivå 2.

Behandlingsledd	Effekt av torv (%)
Kontroll	76 %
M2	44 %
Prøve 1-N2	51 %
Prøve 2-N2	40 %
Prøve 3-N2	41 %
Prøve 4-N2	40 %

3.2.2 pH

Vekstforsøk 1

I følge ANOVA var det kun signifikante forskjeller i pH mellom de ulike behandlingene i målingene gjort 14.sep (Tabell 9). Her var det signifikant lavest pH i M1 (5,7) og i prøve 1-N2 (6,1). Alle andre behandlinger (med unntak av M1, både 14.sep og 06.nov) hadde en pH > 6. pH endret seg generelt lite gjennom forsøket.

Tabell 9: Gjennomsnittlig (n=3) pH for behandlingsleddene i vekstforsøk 1 med standardavvik. Like bokstaver indikerer ingen signifikant forskjell i følge Tukey HSD.

DATO	14.SEP	13.OKT*	06.NOV*
KONTROLL	7,0 ± 1,2 a	6,5 ± 0,6	6,4 ± 0,3
M1	5,7 ± 0,1 b	6,2 ± 0,5	5,9 ± 0,2
M2	6,2 ± 0,3 a	6,5 ± 0,4	6,2 ± 0,3
PRØVE 1-N1	6,2 ± 0,3 a	6,1 ± 0,0	5,9 ± 0,2
PRØVE 2-N1	6,4 ± 0,7 a	6,2 ± 0,3	6,2 ± 0,8
PRØVE 3-N1	6,7 ± 0,7 a	6,3 ± 0,7	6,7 ± 0,6
PRØVE 4-N1	7,4 ± 0,5 a	6,7 ± 0,6	6,0 ± 0,7
PRØVE 1-N2	6,1 ± 0,9 ab	6,3 ± 0,5	6,0 ± 0,6
PRØVE 2-N2	6,8 ± 0,9 a	6,1 ± 0,5	6,6 ± 0,5
PRØVE 3-N2	6,9 ± 0,5 a	6,4 ± 0,3	6,7 ± 0,5
PRØVE 4-N2	6,7 ± 0,5 a	6,6 ± 0,6	6,7 ± 0,5
HDG80	6,6 ± 0,1 a	6,5 ± 0,3	6,3 ± 0,2
HDG160	6,6 ± 0,3 a	6,6 ± 0,3	6,5 ± 0,4

* Ingen signifikante forskjeller mellom de ulike behandlingene i følge ANOVA (oppfyller ikke kravene for å kunne bruke en Tukey HSD).

Vekstforsøk 2

pH-målinger fra vekstforsøk 2 (Tabell 10) viste generelt høyere pH-verdier enn i vekstforsøk 1. ANOVA viste at det kun var signifikante forskjeller mellom behandlingene i målingene utført etter 1 måned (13.nov, Tabell 10). Her hadde M2 signifikant høyest pH (7,2) og prøve 2-N2 signifikant lavest pH (6,3). Alle målingene viste en pH > 6.

Tabell 10: Gjennomsnittlig (n=3) pH for hvert behandlingsledd i vekstforsøk 2 med standardavvik. Like bokstaver indikerer ingen signifikant forskjell i følge Tukey HSD.

Dato	5.nov*	13.nov
Kontroll	6,4 ± 0,7	6,5 ± 0,5 ab
M1	6,5 ± 0,2	6,5 ± 0,1 ab
M2	6,8 ± 0,3	7,2 ± 0,3 a
Prøve 1-N1	7,0 ± 0,2	7,2 ± 0,0 ab
Prøve 2-N1	6,4 ± 0,3	6,4 ± 0,4 ab
Prøve 3-N1	6,7 ± 0,3	6,8 ± 0,3 ab
Prøve 4-N1	7,1 ± 0,2	7,1 ± 0,3 ab
Prøve 1-N2	7,0 ± 0,1	7,1 ± 0,2 ab
Prøve 2-N2	6,6 ± 0,1	6,3 ± 0,6 b
Prøve 3-N2	6,7 ± 0,2	6,7 ± 0,2 ab
Prøve 4-N2	7,0 ± 0,1	7,1 ± 0,1 ab
HDG80	6,6 ± 0,4	6,7 ± 0,1 ab
HDG160	7,0 ± 0,3	7,1 ± 0,2 ab

* Ingen signifikante forskjeller mellom de ulike behandlingene i følge ANOVA (oppfyller ikke kravene for å kunne bruke en Tukey HSD).

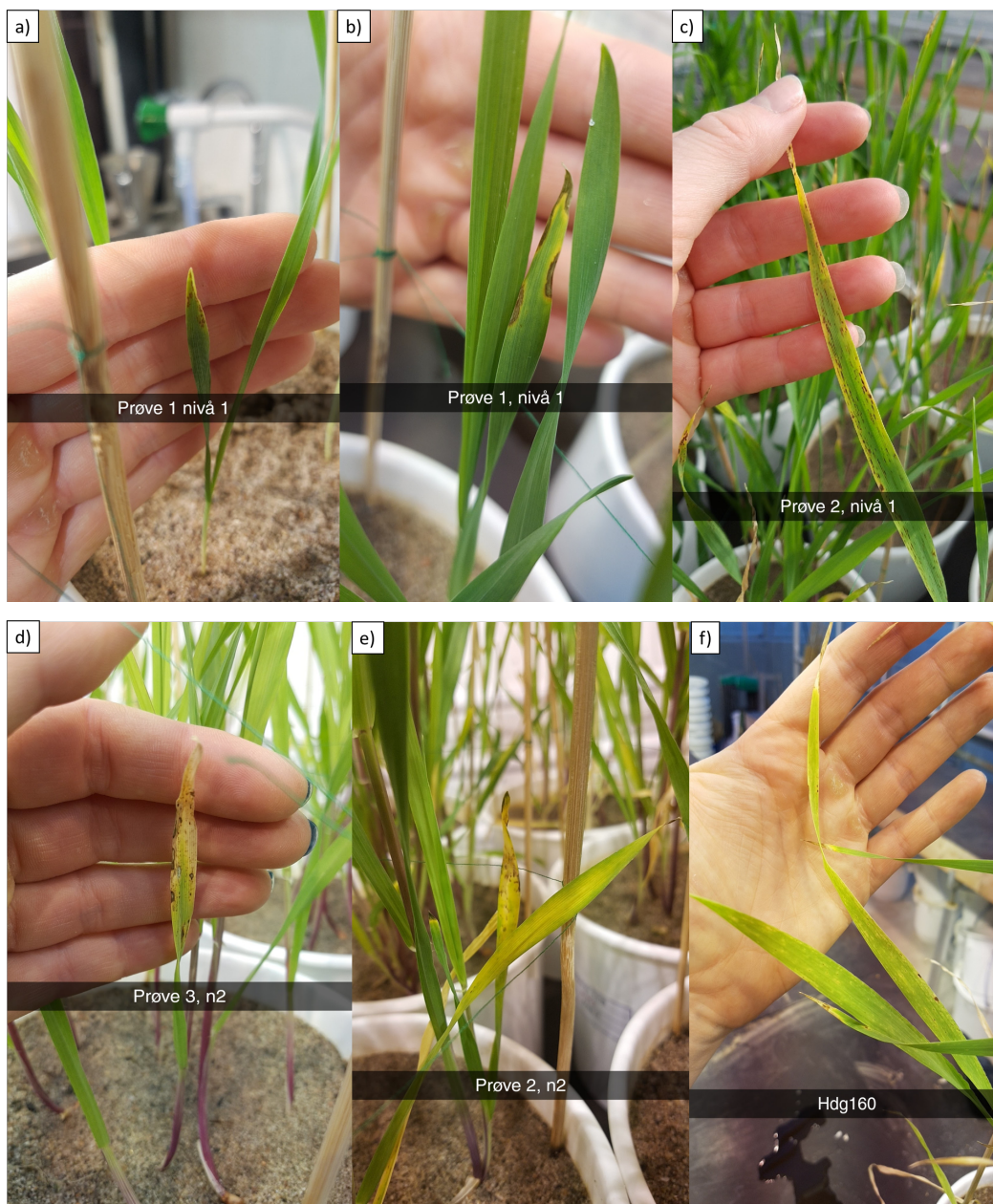
Dersom man i vekstforsøk 2 sammenligner pH med og uten torvinnblanding (Tabell 10 og 11), kan en, utenom for kontroll og torv-1 (målingen utført 05.nov), se at med torvinnblanding gikk pH ned både i målingen utført 05. og 13.november. Over tid, fra 5.nov til 13.nov sank pH i kontroll, torv-1 og torv-2, mens den steg i torv-M2, torv-3 og torv-4.

Tabell 11: pH-målinger for behandlingene med torvinnblanding i vekstmediet (n=1) i vekstforsøk 2.

DATO	05.NOV	13.NOV
TORV-KONTROLL	6,4	6,2
TORV-M2	6,0	6,7
TORV-1	7,0	6,4
TORV-2	5,8	5,5
TORV-3	5,8	6,0
TORV-4	6,4	6,8

3.2.3 Mangelsymptomer/forgiftningssymptomer

To uker ut i vekstforsøk 1 ble det observert symptomer på unormal utvikling på plantene i behandlingsledd prøve 1-N1. Etterhvert utviklet det seg liknende symptomer i samtlige pottes. Symptomene oppstod sist i leddene tilført mineralgjødning (M1 og M2). De samme symptomene kom også til syne i vekstforsøk 2. I vekstforsøk 2 kom symptomene først til syne i leddene tilført fiskeslam prøve 1 og 2. Symptomene var ikke entydige og de kan være mangel eller forgiftning. Generelt viste imidlertid symptomene seg først på yngre blad. Symptomene som oppsto i de ulike behandlingsleddene er beskrevet i detalj under. Figur 5 viser noen symptomer som oppstod i vekstforsøk 1.



Figur 5: Et utvalg av symptomer som viste seg på plantene i vekstforsøk 1.

Vekstforsøk 1

Prøve 1. De første symptomene viste seg som små brune flekker i tuppen på yngre blad (Figur 5a). Etterhvert utviklet det seg større brune, ovale flekker (nekrose), med gul kant som kan minne om grå øyeflekk (soppsykdom) (Figur 5b). Bladet begynte så å gulne fra kantene inn mot midten, før det kom små brune prikker i tillegg til noen litt mer avlange langsmed nervene (Figur 5c). En kunne også se en lys marmorering i bladet. Deretter begynte bladet å visne fra tuppen (nekrose) i tillegg til at det utviklet seg noen gule prikker. Symptomene var mest fremtredende i N-nivå 2. Plantene hadde også lilla stengel.

Prøve 2. De første symptomene var nekrose i tuppen av yngre blad og etterhvert nekrose langs begge kantene av bladet. Deretter begynte bladet å gulne fra kantene mot midten, samtidig som det kom brune og avlange prikker på bladet (Figur 5c), før bladet til slutt visnet fra tuppen. Noen blad ble også helt gule, uten brune prikker (Figur 5e). Mot slutt utviklet det seg gule prikker på bladet. Symptomene var mest fremtredende i N-nivå 2. Plantene hadde også lilla stengel.

Prøve 3. Her kom det først brune ovale flekker langs kantene på bladet, samtidig som bladet gulnet fra tuppen (Figur 5b). Alt på yngre blad. Det kom også noen små prikker (mindre og færre enn for prøvene 1 og 2) i de gule partiene (Figur 5d). Til slutt visnet bladet fra tuppen. På N-nivå 2 startet det med nekrose i tuppen av bladet samt med brune flekker langs kantene. Deretter framkom en gulning fra kanten mot tuppen, både på N-nivå 1 og 2. De brune prikkene, samt flekkene som kan minne om grå øyeflekk var mindre fremtredende enn for prøvene 1 og 2. Begge N-nivå hadde lilla stengler.

Prøve 4. Plantene i behandlingsleddet med prøve 4 utviklet de samme symptomene som i prøve 3, men mot slutten kom flere små, avlange, brune prikker langs nervene av bladet. Plantene hadde lilla stengler.

M1 og M2. Plantene i forsøksleddene med mineralgjødsel viste også symptomer på unormal utvikling. De første symptomene kom til syne etter ca. 1 måned. I gjødslingsledd M1 var symptomene brune uregelmessige kanter på bladene (Figur 5b). I gjødslingsledd M2 gulnet bladene (klorose) og etterhvert kom små brune, uregelmessige prikker og bladet visnet til slutt

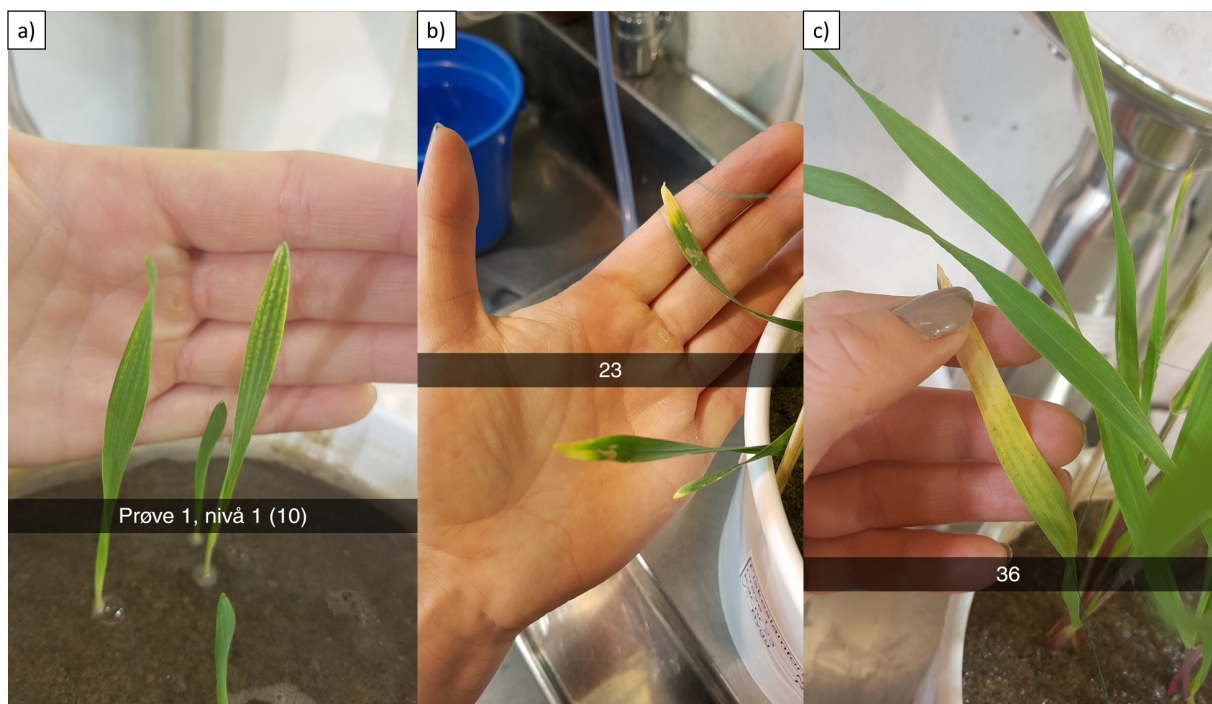
fra tuppen (Figur 5c). Både M1 og M2 hadde de samme gule prikkene som kom i behandlingene med prøve 1 og 2, samt brune prikker og flekker på bladflaten.

HDG80 og HDG160. Plantene i forsøksleddene med husdyrgjødsel fikk også symptomer på unormal utvikling. De første symptomene var brune tupper på yngre blad. Etterhvert kom en gulning fra tuppen av bladet (klorose) med brune prikker. Bladene gulnet også etterhvert fra begge kanter av bladet. Her kunne en også se uregelmessige gule prikker sammen med brune prikker i bladet (Figur 5f). Den høyeste dosen, HDG160, gav mer brune flekker i bladet enn den lave dosen.

Gulning av blad skjedde etterhvert også på eldre blad (nitrogenmangel) for samtlige behandlinger.

Vekstforsøk 2

Til forskjell fra i vekstforsøk 1, ble det i vekstforsøk 2 observert tigerstriper i forsøksleddene med prøve 1, 2 og 3. Tigerstripene var generelt mest fremtredende på N-nivå 1. Alle symptomer kom først på yngre blad. Figur 6 viser et utvalgt av symptomene.



Figur 6: Et utvalg av symptomer som viste seg på plantene i vekstforsøk 2.

Prøve 1. Bladene gulnet (klorose) fra tuppen av yngre blad. Det ble også observert tigerstriper (Figur 6a). Til slutt kom det uregelmessige nekrotiske felt på bladet (Figur 6b), spesielt i N-nivå 2.

Prøve 2. I gjødselnivå 1 ble brune bladtupper og nekrose langs bladkanten observert. Etterhvert ble disse til en ansamling av brune prikker i tuppen av bladene. I N-nivå 2 oppsto det i tillegg nekrotiske felt som ble til brune flekker som fordelte seg uregelmessig på bladflaten.

Prøve 3. Symptomer som oppsto lignet grå øyeflekk, men i tillegg var nekrotiske partier på begge sider av bladet synlig. Det oppstod gulning og deretter nekrose fra tuppen av blad. Det kom også små brune prikker etterhvert i N-nivå 1 og 2 (Figur 6c).

Prøve 4. På N-nivå 1 var det like symptomer som de i prøve 3, og ingen symptomer i N-nivå 2.

M1 og M2. Symptomene viste seg her som brune flekker i kanten av bladene, og M2 viste de sterkeste og tydeligste symptomene.

HDG80 og HDG160. Gule tupper som etterhvert spredde seg nedover bladet med brune prikker i (HDG80). Hos HDG160 var symptomene mindre, her skjedde det en gulning, men de brune prikkene ble ikke observert.

3.3 Kjemisk innhold i planter

3.3.1 Vekstforsøk 1

Nitrogen

Nitrogenopptaket varierte mellom 11 mg N/potte (kontroll) og 254 mg N/potte (M2) (Tabell 12), hvor samtlige behandlinger hadde en N-konsentrasjon som var under grenseverdiene for N-mangel (2,8-5 % TS iht. Aasen 1997).

Totalkonsentrasjonen av N (Tot N %, Tabell 12) var signifikant høyest i M2. Av fiskeslambehandlingene hadde prøve 1-N2 og prøve 2-N2 signifikant høyest konsentrasjon og prøve 3-N1 den signifikant laveste konsentrasjonen. Det var kun bladene fra M2 og prøve 2-N2 som hadde en signifikant høyere konsentrasjon av N i N-nivå 2. Nitrogenkonsentrasjonen i plantene fra behandlingen med prøve 1 og 2 var signifikant høyere enn i husdyrgjødselbehandlingene.

Nitrogenutnyttelsen (ANR) varierte mellom 17 % (prøve 3-N1 og prøve 3-N2) til 120 % (M2) (Tabell 12). Av fiskeslamleddene hadde prøve 3 (N1 og N2) lavest (7 %) og prøve 4-N1 høyest (89 %) ANR. N-nivå 1 hadde en generelt høyere ANR enn N-nivå 2.

Den relative agronomiske effektiviteten (RAE) var høyest for prøve 4-N1 (73 %) og lavest for prøve 4-N2 (14 %) og prøve 3 i begge N-nivå (15 %) (Tabell 12). RAE var generelt lik i N-nivå 1 og 2 for alle behandlinger unntatt for prøve 4 der N-nivå 2 hadde høyest RAE.

Tabell 12: Tilsynelatende nitrogenutnyttelse (ANR) og relativ agronomisk effektivitet (RAE) som en effekt av to ulike nitrogennivå (106 og 212 mg N/potte) i vekstforsøk 1. Gjennomsnittlig (n=3) nitrogenkonsentrasjon (N-tot % TS) med standardavvik og nitrogenopptak (N-opptak) per potte (n=3).

	ANR (%)	RAE (%)	Tot N % ± SD	N-opptak (mg/potte)
Kontroll			0,73 ± 0,00 abc	11 ± 2,71
M1	89 ± 9,21	85 ± 13,71	0,8 ± 0,09 abcd	98 ± 8,79
M2	120 ± 21,90	105 ± 19,08	1,19 ± 0,15 e	254 ± 46,43
Prøve 1-N1	49 ± 3,07	43 ± 2,68	0,94 ± 0,09 bcde	52 ± 3,26
Prøve 2-N1	66 ± 4,17	58 ± 3,63	0,89 ± 0,02 abcd	70 ± 4,42
Prøve 3-N1	17 ± 1,79	15 ± 1,56	0,67 ± 0,02 a	18 ± 1,90
Prøve 4-N1	89 ± 60,60	73 ± 48,53	0,85 ± 0,10 abcd	95 ± 64
Prøve 1-N2	50 ± 5,81	44 ± 5,06	0,99 ± 0,09 de	107 ± 12,32
Prøve 2-N2	67 ± 7,76	58 ± 6,76	0,97 ± 0,10 cde	141 ± 16,44
Prøve 3-N2	17 ± 0,65	15 ± 0,57	0,74 ± 0,11 abcd	35 ± 1,38
Prøve 4-N2	16 ± 0,73	14 ± 0,63	0,8 ± 0,04 abcd	34 ± 1,54
HDG80	61 ± 33,28	53 ± 28,99	0,71 ± 0,09 ab	64 ± 35,28
HDG160	45 ± 4,95	39 ± 4,31	0,77 ± 0,07 abcd	95 ± 10,50

Fosfor, magnesium kalium og svovel

I plantene var det signifikante forskjeller mellom de ulike behandlingene for samtlige næringsstoffer i Tabell 13, unntatt for K, hvor ANOVA viste signifikante forskjeller, men ikke Tukey HSD.

Plantene fra behandlingsledd med prøve 4-N2 og prøve 3-N2 hadde signifikant høyest konsentrasjon av P (0,40-0,48 % av TS). Konsentrasjonen av P lå innenfor normale verdier (0,3-0,4 % av TS iht. Aasen 1997) for alle behandlingene (Tabell 13). Konsentrasjonen av Mg lå også innenfor normale verdier (0,1-0,5 % av TS iht. Aasen 1997), hvor prøve 4-N2 hadde høyest konsentrasjon (0,23 % av TS). Konsentrasjonen av K lå lavere enn grenseverdiene for mangel (3-5,5 % av TS iht. Aasen 1997). Konsentrasjonen av S lå lavere enn grenseverdiene for mangel (0,2-0,5 % av TS iht. Aasen 1997) for behandlingsleddene kontroll, M1, M2, prøve 3-N2 og HDG (80 og 160). Plantene i prøve 2-N1 hadde den signifikant høyeste konsentrasjonen av S (0,36 % av TS).

Tabell 13: Konsentrasjon av P, K, Mg og S i bygg etter høsting (n=3) i vekstforsøk 1. Verdiene er oppgitt i % av TS ± SD. Konsentrasjoner etterfulgt av like bokstaver er ikke signifikant forskjellige i følge Tukey HSD.

	P	K	Mg	S
Kontroll	0,18 ± 0,03 abc	1,80 ± 0,10 a	0,15 ± 0,08 ab	0,11 ± 0,03 b
M1	0,14 ± 0,03 b	1,70 ± 0,10 a	0,14 ± 0,02 a	0,18 ± 0,03 abc
M2	0,17 ± 0,01 bc	1,73 ± 0,15 a	0,15 ± 0,04 ab	0,20 ± 0,06 abc
Prøve 1-N1	0,24 ± 0,02 abc	2,17 ± 0,23 a	0,14 ± 0,02 a	0,34 ± 0,09 ac
Prøve 2-N1	0,22 ± 0,01 abc	2,17 ± 0,12 a	0,14 ± 0,02 a	0,36 ± 0,06 c
Prøve 3-N1	0,32 ± 0,01 ad	2,07 ± 0,06 a	0,21 ± 0,01 ab	0,22 ± 0,06 abc
Prøve 4-N1	0,31 ± 0,14 ad	2,03 ± 0,21 a	0,17 ± 0,06 ab	0,20 ± 0,02 abc
Prøve 1-N2	0,28 ± 0,04 acd	2,10 ± 0,36 a	0,15 ± 0,01 a	0,32 ± 0,13 abc
Prøve 2-N2	0,21 ± 0,02 abc	2,23 ± 0,35 a	0,13 ± 0,03 a	0,35 ± 0,12 ac
Prøve 3-N2	0,40 ± 0,05 de	2,13 ± 0,21 a	0,20 ± 0,04 ab	0,16 ± 0,06 abc
Prøve 4-N2	0,48 ± 0 e	2,20 ± 0,00 a	0,23 ± 0,02 b	0,20 ± 0,02 abc
HDG80	0,21 ± 0,02 abc	2,07 ± 0,21 a	0,15 ± 0,01 a	0,15 ± 0,08 ab
HDG160	0,25 ± 0,02 abc	2,30 ± 0,26 a	0,16 ± 0,01 ab	0,15 ± 0,02 ab

Bor, mangan, jern og sink

Plantene hadde generelt en konsentrasjon av B og Mn som kan indikere toksiske nivåer (Tabell 14), mens konsentrasjonen av Fe og Zn (Tabell 14) kan indikere mangel (Tabell 2).

Bor. Alle behandlinger med unntak av kontrollen hadde en plantekonsentrasjon av B > 14 mg/kg TS (Tabell 14) som da er så høy at den kan gi toksiske symptomer (Aasen 1997).

Plantene i prøve 2-N1, prøve 3-N1 og prøve 4-N2 hadde signifikant høyest konsentrasjon av B (50-59 mg/kg TS). Alle fiskeslambehandlinger hadde signifikant høyere

plantekonsentrasjon av B enn kontroll, M1, M2 HDG80 og HD160. Konsentrasjonen av B i plantene var høyere i N-nivå 1 for alle unntatt for prøve 4.

Mangan. Plantene hadde som oftest, med unntak av kontroll, prøve 2-N2 og HDG160, en mangankonsentrasjon over 140 mg/kg TS (Tabell 14), en verdi som kan gi toksisitet (Aasen 1997). Konsentrasjonen var høyere i N-nivå 1 for alle unntatt for prøve 4.

Jern. Planten hadde generelt (unntatt kontroll) en konsentrasjon av Fe under 50 mg/kg TS noe som kan gi mangelsymptomer (Tabell 14, Aasen 1997). Konsentrasjonen av Fe var generelt lavere i N-nivå 2 for prøve 1-3 og høyere i N-nivå 1 for HDG og M.

Sink. Konsentrasjonen av Zn i plantematerialet var under 20 mg/kg TS for alle behandlinger unntatt for M1 og prøve 1 (N1 og N2) (Tabell 14), noe som kan indikere mangel (Aasen 1997).

Tabell 14: Konsentrasjon av B, Mn, Fe og Zn i bygg etter høsting (n=3) i vekstforsøk 1. Verdiene er oppgitt i mg/kg TS \pm SD. Konsentrasjoner etterfulgt av like bokstaver er ikke signifikant forskjellige i følge Tukey HSD.

	B	Mn	Fe	Zn
Kontroll	10 \pm 3 c	139 \pm 101 a	52,0 \pm 8,7	12 \pm 1 b
M1	23 \pm 8 acd	193 \pm 12 a	21,7 \pm 2,1 a	21 \pm 2 ab
M2	18 \pm 4 ac	142 \pm 48 a	26,0 \pm 2,6 ab	16 \pm 2 ab
Prøve 1, N1	45 \pm 6 abd	227 \pm 35 a	27,0 \pm 2,0 ab	24 \pm 1 a
Prøve 2, N1	50 \pm 11 bd	200 \pm 0 a	31,3 \pm 6,8 abc	18 \pm 3 ab
Prøve 3, N1	59 \pm 16 b	320 \pm 142 a	39,0 \pm 3,6 c	17 \pm 5 ab
Prøve 4, N1	39 \pm 10 abcd	160 \pm 27 a	29,7 \pm 8,1 abc	17 \pm 6 ab
Prøve 1, N2	31 \pm 15 abcd	140 \pm 103 a	24,7 \pm 3,8 ab	22 \pm 6 a
Prøve 2, N2	31 \pm 3 abccd	137 \pm 15 a	25,7 \pm 2,5 ab	17 \pm 0 ab
Prøve 3, N2	43 \pm 18abd	293 \pm 145 a	28,7 \pm 1,5 abc	19 \pm 4 ab
Prøve 4, N2	54 \pm 9 b	290 \pm 95 a	33,0 \pm 3,6 bc	19 \pm 3 ab
HDG 80	30 \pm 2 abcd	167 \pm 31 a	25,7 \pm 1,2 ab	18 \pm 2 ab
HDG 160	18 \pm 1 ac	107 \pm 24 a	27,7 \pm 2,1 ab	18 \pm 0 ab

Kobber, molybden, nikkel og natrium

Plantenes konsentrasjon av Cu, Mo og Ni (Tabell 15) lå innenfor normale verdier (Aasen 1997). Det var signifikante forskjeller mellom de ulike behandlingene for Cu, Mo og Ni (Tabell 15).

Plantene fra kontroll-leddet hadde signifikant lavest konsentrasjon av Cu, mens plantene i M2 og prøve 1-N1 hadde høyest. Konsentrasjonen av Mo var signifikant lavest for plantene i prøve 1-N1 og høyest for prøve 4-N2 og HDG160. Plantene i kontroll-leddet hadde signifikant høyest konsentrasjon av Ni, og M2 lavest. Konsentrasjonen av Na var signifikant

høyest (betydelig) for plantene i kontroll-leddet (3400 mg/kg TS) sammenlignet med resten av behandlingene.

Tabell 15: Konsentrasjon av Cu, Mo, Ni og Na i bygg etter høsting (n=3) i vekstforsøk 1. Verdiene er oppgitt i mg/kg TS \pm SD. Konsentrasjoner etterfulgt av like bokstaver er ikke signifikant forskjellige i følge Tukey HSD.

	Cu		Mo		Ni		Na	
Kontroll	5,5	\pm 1,9 b	0,3	\pm 0,2 abc	1,0	\pm 0,8 c	3400,0	\pm 1646,2 b
M1	9,8	\pm 1,2 ab	0,3	\pm 0,0 abc	0,2	\pm 0,0 ab	270,0	\pm 10,0 a
M2	10,9	\pm 1,8 a	0,4	\pm 0,1 abc	0,2	\pm 0,1 a	463,3	\pm 185,6 a
Prøve 1, N1	10,6	\pm 0,8 a	0,1	\pm 0,0 a	0,5	\pm 0,0 ab	410,0	\pm 156,2 a
Prøve 2, N1	9,4	\pm 1,7 ab	0,2	\pm 0,3 ab	0,4	\pm 0,2 ab	1213,3	\pm 987,7 ab
Prøve 3, N1	7,9	\pm 1,5 ab	0,7	\pm 0,4 abc	0,9	\pm 0,1 bc	1233,3	\pm 611,0 ab
Prøve 4, N1	8,5	\pm 2,1 ab	0,7	\pm 0,5 abc	0,5	\pm 0,4 ab	2266,7	\pm 1301,3 ab
Prøve 1, N2	9,6	\pm 2,5 ab	0,3	\pm 0,3 abc	0,4	\pm 0,1 ab	773,3	\pm 725,9 ab
Prøve 2, N2	8,8	\pm 0,8 ab	0,4	\pm 0,3 abc	0,3	\pm 0,0 ab	1190,0	\pm 810,7 ab
Prøve 3, N2	7,6	\pm 1,0 ad	0,8	\pm 0,2 abc	0,5	\pm 0,1ab	1300,0	\pm 200,0 ab
Prøve 4, N2	8,3	\pm 0,9 ab	0,9	\pm 0,2 bc	0,8	\pm 0,5 abc	1336,7	\pm 676,8 ab
HDG 80	7,5	\pm 0,8 ad	0,6	\pm 0,0 abc	0,4	\pm 0,1 ab	1016,7	\pm 236,3 ab
HDG 160	7,6	\pm 0,4 ad	1,0	\pm 0,1 c	0,4	\pm 0,0 ab	1113,3	\pm 280,2 ab

Innhold av problemstoffene kadmium, kvikksølv, bly og aluminium

Plantenes konsentrasjon av Al, Hg og Cd lå for noen behandlinger under deteksjonsgrensen, og blir derfor ikke vist her. Det var også generelt et lavt innhold av Pb i plantene fra samtlige behandlinger (Tabell 16).

Tabell 16: Konsentrasjon av Pb i bygg etter høsting (n=3) i vekstforsøk 1. Verdiene er oppgitt i mg/kg TS \pm SD. Konsentrasjoner etterfulgt av like bokstaver er ikke signifikant forskjellige i følge Tukey HSD.

	Pb
Kontroll	0,113 \pm 0,11
M1	0,016 \pm 0,00 a
M2	0,012 \pm 0,00 a
Prøve 1, N1	0,017 \pm 0,00 a
Prøve 2, N1	0,019 \pm 0,01 a
Prøve 3, N1	0,018 \pm 0,00 a
Prøve 4, N1	0,018 \pm 0,00 a
Prøve 1, N2	0,018 \pm 0,01 a
Prøve 2, N2	0,014 \pm 0,00 a
Prøve 3, N2	0,014 \pm 0,01 a
Prøve 4, N2	0,011 \pm 0,00 a
HDG 80	0,010 \pm 0,01 a
HDG 160	0,009 \pm 0,00 a

3.3.2 Vekstforsøk 2

Nitrogen

Plantenes N-opptak varierte fra 3 mg N/potte (kontroll) til 93 mg N/potte (M2) (Tabell 17). Plantene i kontroll, prøve 3-N1, prøve 4-N1, prøve 3-N2, prøve 4-N2 og HDG80 hadde en N-konsentrasjon (Tabell 17) som lå lavere enn grenseverdien for N-mangel (Aasen 1997).

Plantene gitt i prøve 1-N1 hadde signifikant høyest konsentrasjon av N (5,48 %) og konsentrasjonen av N for plantene i prøve 1 og 2 for begge N-nivå var signifikant høyere (5-6,94 % av TS) enn for prøve 3, 4 (N1 og N2) og HDG (80 og 160) (1,67-2,91 % av TS) (Tabell 17).

Forsøksleddene med prøve 4-N2, prøve 3-N2 og prøve 4-N1 hadde en ANR på 10-12 %, mens leddene med prøve 1-N1, prøve 2-N1 og prøve 1-N2 varierte mellom 42-48 %, hvor prøve 1-N1 hadde den høyeste ANR (Tabell 17).

Forsøksleddene med prøve 1-N1 og prøve 2-N1 hadde høyest RAE (100-112 %) og leddene med prøve 3-N2 og prøve 4-N2 lavest (24 %) (Tabell 17). RAE var generelt lavest for N-nivå 2.

Tabell 17: Nitrogenutnyttelse (ANR) og relativ agronomisk effektivitet (RAE) som en effekt av to ulike nitrogennivå (106 og 212 mg N/potte) i vekstforsøk 2. Gjennomsnittlig (n=3) total nitrogeninnhold (N-tot %) med standardavvik og nitrogenopptak (N-opptak) per potte (n=3).

	ANR (%)	RAE (%)	N%	N-opptak (mg/potte)
Kontroll			1,77 ± 0,33 a	3 ± 1,85
M1	44 ± 4,76	103 ± 11,22	4,55 ± 0,16 b	50 ± 5,05
M2	42 ± 4,9	99 ± 11,55	5,94 ± 0,28 bc	93 ± 10,39
Prøve 1-N1	48 ± 9,63	112 ± 22,69	5,48 ± 0,02 bc	54 ± 10,21
Prøve 2-N1	43 ± 12,98	100 ± 30,58	5,00 ± 0,13 b	49 ± 13,76
Prøve 3-N1	17 ± 1,59	39 ± 3,74	2,18 ± 0,04 a	21 ± 1,68
Prøve 4-N1	12 ± 1,69	28 ± 3,98	1,67 ± 0,02 a	16 ± 1,79
Prøve 1-N2	42 ± 4,6	99 ± 10,83	6,94 ± 0,28 c	93 ± 9,75
Prøve 2-N2	27 ± 3,07	64 ± 7,24	5,13 ± 0,35 b	61 ± 6,52
Prøve 3-N2	10 ± 1,03	24 ± 2,43	1,93 ± 0,00 a	25 ± 2,19
Prøve 4-N2	10 ± 1,09	24 ± 2,57	1,77 ± 0,13 a	25 ± 2,32
HDG80	24 ± 3,28	56 ± 7,72	1,88 ± 0,59 a	29 ± 3,47
HDG160	26 ± 1,95	62 ± 4,58	2,91 ± 0,44 a	59 ± 4,13

I alle pottene med innblanding av torv i vekstmediet var det en økning i plantenes N-opptak (Tabell 18). Plantene i kontroll-leddet hadde høyest prosentvis økning (200 %) og torv-M2

lavest (58 %). ANR var lavest for torv-3 og 4 (17-21 %) og høyest for torv-M2 og torv-1 (65-78 %) (Tabell 18).

Tabell 18: Tilsynelatende nitrogenutnyttelse (ANR), total nitrogeninnhold (N %), nitrogenopptak per potte (mg N/potte) og prosent økning av nitrogenopptak per potte (effekt av torv) for behandlingene med torvinnblanding i vekstmediet i vekstforsøk 2.

	ANR	N %	N opptak (mg N/potte)	Effekt av torv (%)
Torv-kontroll	0	1,28	8,96	200
Torv-M2	65	5,26	147,28	58
Torv-1	78	6,45	174,15	87
Torv-2	45	5,18	103,6	70
Torv-3	21	2,44	53,68	112
Torv-4	17	1,9	45,6	80

Fosfor, kalium, magnesium og svovel

Det var signifikante forskjeller i plantekonsentrasjonen mhp. næringsstoffene P, K, Mg og S mellom behandlingene i vekstforsøk 2 (Tabell 19), men alle konsentrasjonene var innenfor normalverdier som beskrevet i 1.4.

Konsentrasjonen av P var signifikant høyest i plantene fra leddene med prøve 3 og 4 på begge N-nivå (0,63-0,74 % av TS) og lavest for kontroll og M1 (0,29-0,30 % av TS).

Plantekonsentrasjonen av K var signifikant høyest for forsøksleddet M2. Plantene i forsøksleddene prøve 1 (N1 og N2) og prøve 2 (N1 og N2) hadde signifikant høyere konsentrasjon av S (1,50-1,73 % av TS) enn resten av behandlingene.

Tabell 19: Konsentrasjon av P, K, Mg og S i bygg etter høsting (n=3) i vekstforsøk 2. Verdiene er oppgitt i % av TS ± SD. Konsentrasjoner etterfulgt av like bokstaver er ikke signifikant forskjellige i følge Tukey HSD.

	P	K	Mg	S
Kontroll	0,29 ± 0,06 a	3,13 ± 0,16 c	0,21 ± 0,04 a	0,17 ± 0,12 a
M1	0,30 ± 0,05 a	5,43 ± 0,18 ab	0,26 ± 0,03 a	0,55 ± 0,16 ab
M2	0,47 ± 0,03 abc	6,53 ± 0,31 b	0,21 ± 0,02 a	0,56 ± 0,14 ab
Prøve 1-N1	0,50 ± 0,05 bc	5,87 ± 0,32 ab	0,25 ± 0,09 a	1,50 ± 0,11 c
Prøve 2-N1	0,42 ± 0,07 ab	4,80 ± 0,24 a	0,28 ± 0,05 a	1,73 ± 0,16 c
Prøve 3-N1	0,74 ± 0,16 d	5,57 ± 0,41 ab	0,21 ± 0,02 a	0,75 ± 0,13 b
Prøve 4-N1	0,63 ± 0,02 cd	4,53 ± 0,43 ac	0,19 ± 0,00 a	0,41 ± 0,13 ab
Prøve 1-N2	0,39 ± 0,03 ab	4,53 ± 0,26 ac	0,25 ± 0,04 a	1,73 ± 0,14 c
Prøve 2-N2	0,47 ± 0,03 abc	6,17 ± 0,32 ab	0,20 ± 0,05 a	1,67 ± 0,10 c
Prøve 3-N2	0,73 ± 0,05 d	5,13 ± 0,48 ab	0,17 ± 0,01 a	0,58 ± 0,11 ab
Prøve 4-N2	0,71 ± 0,06 d	4,87 ± 0,46 a	0,19 ± 0,02 a	0,41 ± 0,12 ab
HDG80	0,44 ± 0,09 abc	4,73 ± 0,25 ac	0,18 ± 0,01 a	0,43 ± 0,12 ab
HDG160	0,57 ± 0,03 bcd	6,17 ± 0,38 ab	0,19 ± 0,01 a	0,55 ± 0,13 ab

For behandlingsleddene med torvinnblanding var plantenes konsentrasjon av næringsstoffene P, K, Mg og S (Tabell 20) innenfor normale verdier (Aasen 1997).

Tabell 20: Konsentrasjon av P, K, Mg, og S i bygg etter høsting (n=1) for vekstforsøk 2 for behandlingene med torvinnblanding. Verdiene er oppgitt i prosent av TS (%).

	P	K	Mg	S
Torv-kontroll	0,27	3,6	0,11	0,28
Torv-M2	0,44	6,9	0,16	0,55
Torv-1	0,8	6,1	0,16	1,7
Torv-2	0,65	6,4	0,19	1,8
Torv-3	1	6,4	0,16	0,7
Torv-4	0,91	5,3	0,16	0,44

Bor, mangan, jern og sink

Behandlingene gav alle en plantekonsentrasjon av Fe og Zn (Tabell 21) som lå innenfor normale verdier (Tabell 2), mens konsentrasjonen av B og Mn (Tabell 21) indikerte toksiske nivåer (Tabell 2).

Bor. Alle behandlinger med unntak av kontroll-leddet hadde en plantekonsentrasjon av B > 14 mg/kg TS, dvs. en konsentrasjon som kan gi symptomer på toksisitet. Konsentrasjonen av B var signifikant høyest for plantene i prøve 3 og 4 i begge N-nivå, og lavest for prøve 1 i begge N-nivå og prøve 2-N2. Samtlige behandlinger hadde høyere plantekonsentrasjon av B i N-nivå 1.

Mangan. Alle behandlinger utenom plantene i prøve 1-N2 hadde en konsentrasjon høyere enn 140 mg/kg TS som kan gi symptomer på toksisitet. Plantene i leddene med prøve 2-N1 og M1 hadde signifikant høyest (453-490 mg/kg TS) konsentrasjon av Mn og plantene i prøve 1-N2 lavest (77 mg/kg TS). I samtlige behandlinger hadde plantene høyere nivåer av Mn i N-nivå 1.

Jern og sink. Plantene fra kontroll-leddet hadde signifikant lavest konsentrasjon av både Fe og Zn, mens plantene gitt prøve 1-N2 og M2 hadde signifikant høyest konsentrasjon av Zn, og plantene i prøve 1-N2 hadde signifikant høyest konsentrasjon av Fe.

Tabell 21: Konsentrasjon av B, Mn, Fe og Zn i bygg etter høsting (n=3) i vekstforsøk 2. Verdiene er oppgitt i mg/kg TS \pm SD. Konsentrasjoner etterfulgt av like bokstaver er ikke signifikant forskjellige i følge Tukey HSD.

Behandling	B	Mn	Fe	Zn
Kontroll	3 \pm 3 g	277 \pm 93 abcd	46,0 \pm 11,8 b	12 \pm 2 c
M1	35 \pm 3 abcde	453 \pm 99 cd	82,3 \pm 4,5 abc	50 \pm 16 a
M2	29 \pm 3 abcd	260 \pm 44 abcd	110,0 \pm 10,0 abc	31 \pm 5 abc
Prøve 1-N1	24 \pm 7 ad	243 \pm 80 abcd	108,7 \pm 19,6 abc	40 \pm 10 ab
Prøve 2, N1	35 \pm 10 abce	490 \pm 218 d	120,0 \pm 52,1 ac	38 \pm 4 ab
Prøve 3, N1	51 \pm 8 f	353 \pm 125 bcd	83,0 \pm 32,1 abc	37 \pm 8 ab
Prøve 4, N1	46 \pm 2 ef	210 \pm 30 abc	55,0 \pm 7,0 ab	32 \pm 4 abc
Prøve 1, N2	17 \pm 1 dg	77 \pm 55 a	130,0 \pm 26,5 c	52 \pm 10 a
Prøve 2, N2	22 \pm 1 ad	310 \pm 80 abcd	112,7 \pm 12,7 ac	40 \pm 7 ab
Prøve 3, N2	38 \pm 2 bcef	260 \pm 17 abcd	62,3 \pm 7,8 ab	36 \pm 5 ab
Prøve 4, N2	43 \pm 4 cef	210 \pm 27 abc	55,3 \pm 4,0 ab	36 \pm 11 ab
HDG80	31 \pm 5 abc	280 \pm 27 abcd	86,0 \pm 31,1 abc	25 \pm 5 bc
HDG160	28 \pm 2 abd	177 \pm 21 ab	68,3 \pm 8,5 abc	34 \pm 4 abc

Plantenes konsentrasjon av Fe og Zn lå innenfor det som regnes normale verdier (Tabell 2) for behandlingene med torvinnblanding (Tabell 22). Plantekonsentrasjonen av B (Tabell 22) kan derimot indikere forgiftning (Tabell 2) for samtlige behandlinger, og forgiftning mhp. Mn (Tabell 2) for alle behandlinger utenom for plantene i torv-1 (Tabell 22).

Tabell 22: Konsentrasjon av B, Mn, Fe og Zn i bygg etter høsting for behandlingene med torvinnblanding i vekstmediet i vekstforsøk 2. Verdiene er oppgitt i mg/kg TS.

	B	Mn	Fe	Zn
Torv-kontroll	5	200	38	12
Torv-M2	11	240	93	42
Torv-1	10	79	100	43
Torv-2	16	210	100	38
Torv-3	19	250	98	42
Torv-4	21	210	55	34

Kobber, molybden, nikkel og natrium.

Plantenes konsentrasjon av Cu og Mo (Tabell 23) lå innenfor normale verdier (Tabell 2). Det var ingen variasjon mellom behandlingene for Ni (Tabell 23). Plantene i kontroll-leddet hadde signifikant lavest konsentrasjon både mhp. Cu og Mo. Alle behandlinger hadde en høy plantekonsentrasjon av Na, hvor plantene i prøve 4-N1 hadde signifikant høyest konsentrasjon. Plantene i kontroll-leddet, prøve 3-N1, prøve 4-N1 og HDG160 hadde også signifikante forskjellige og høye verdier.

Tabell 23: Konsentrasjon av Cu, Mo, Ni og Na i bygg etter høsting (n=3) i vekstforsøk 2. Verdiene er oppgitt i mg/kg TS ± SD. Konsentrasjoner etterfulgt av like bokstaver er ikke signifikant forskjellige i følge Tukey HSD.

Behandling	Cu	Mo	Ni*	Na
Kontroll	4,4 ± 0,4 f	0,3 ± 0,4 c	0,3 ± 0,2	3433,3 ± 3696,4 ab
M1	15,7 ± 0,6 abcd	5,6 ± 1,8 abc	0,7 ± 0,3	860,0 ± 574,2 c
M2	16,0 ± 1,0 abcd	9,1 ± 1,5 abd	0,7 ± 0,4	1666,7 ± 416,3 abc
Prøve 1-N1	16,3 ± 3,1 abc	15,0 ± 5,3 d	0,5 ± 0,2	2513,3 ± 1531,9 abc
Prøve 2, N1	16,3 ± 1,5 abc	5,7 ± 5,5 abc	0,8 ± 0,5	2000,0 ± 700,0 abc
Prøve 3, N1	16,7 ± 3,8 bc	12,0 ± 1,0 bd	1,0 ± 0,3	3066,7 ± 1357,7 ab
Prøve 4, N1	12,0 ± 1,0 abde	7,8 ± 1,2 abd	0,9 ± 0,1	3533,3 ± 763,8 b
Prøve 1, N2	18,0 ± 1,0 c	10,6 ± 0,6 abd	0,9 ± 0,6	2433,3 ± 378,6 abc
Prøve 2, N2	15,7 ± 2,3 abcd	4,8 ± 1,9 ac	1,7 ± 1,8	1366,7 ± 665,8 ac
Prøve 3, N2	11,0 ± 0,0 de	8,2 ± 0,3 abd	1,0 ± 0,2	2133,3 ± 208,2 abc
Prøve 4, N2	10,5 ± 0,9 e	6,7 ± 0,3 abc	1,2 ± 0,4	2633,3 ± 208,2 abc
HDG80	8,8 ± 1,2 ef	5,6 ± 1,9 abc	0,9 ± 0,2	2233,3 ± 1150,4 abc
HDG160	11,3 ± 0,6 ade	6,1 ± 0,5 abc	0,7 ± 0,1	3133,3 ± 230,9 ab

* Ikke signifikante forskjeller i følge ANOVA.

Plantenes konsentrasjon av Cu, Mo og Ni lå innenfor det normale (Tabell 2) for behandlingene med torvinnblanding (Tabell 24). Alle behandlingene hadde en høy plantekonsentrasjon av Na bortsett fra leddet med torv-2 (Tabell 24). Plantenes konsentrasjon av Ni var lavt for samtlige behandlinger (< 1,6 mg/kg TS).

Tabell 24: Konsentrasjon av Cu, Mo, Ni, og Na i bygg etter høsting (n=1) for behandlingene med torvinnblanding i vekstmediet i vekstforsøk 2. Verdiene er oppgitt i mg/kg TS.

	Cu	Mo	Ni	Na
Torv-kontroll	3,1	0,59	0,04	1400
Torv-M2	14	5,5	0,59	1300
Torv-1	15	4,2	0,17	1500
Torv-2	14	2	0,67	560
Torv-3	12	3,9	1,6	1300
Torv-4	10	3,3	0,83	1700

Innhold av problemstoffene kadmium, kvikksølv, bly og aluminium

Plantenes konsentrasjon av Cd, Hg og Pb var lavt for alle behandlingene (Tabell 25). Da samtlige behandlinger hadde en pH >5,5 vil vekstmediets konsentrasjon av Al (Tabell 25) sannsynlig ikke være skadelig for plantene (Aasen 1997).

Tabell 25: Konsentrasjon av Cd, Hg, Pb og Al i bygg etter høsting (n=3) i vekstforsøk 2. Verdiene er oppgitt i mg/kg TS ± SD. Konsentrasjoner etterfulgt av like bokstaver er ikke signifikant forskjellige i følge Tukey HSD.

	Cd	Hg	Pb*	Al
Kontroll	0,01 ± 0 a	0,01 ± 0 a	0,07 ± 0,04	30,67 ± 12,5 ab
M1	0,06 ± 0,02 e	0,01 ± 0,001 cd	0,03 ± 0,01	38,67 ± 14,36 ab
M2	0,04 ± 0,01 bcde	0,01 ± 0,001 abd	0,04 ± 0,01	70,33 ± 34,44 ab
Prøve 1-N1	0,03 ± 0,01 abcde	0,01 ± 0,002 ce	0,06 ± 0,03	103 ± 46,77 b
Prøve 2, N1	0,04 ± 0 cde	0,02 ± 0,002 e	0,04 ± 0	62,33 ± 13,58 ab
Prøve 3, N1	0,02 ± 0,01 abcd	0,01 ± 0,001 bcd	0,05 ± 0,03	72,67 ± 58,32 ab
Prøve 4, N1	0,01 ± 0 a	0,01 ± 0,001 a	0,03 ± 0	45,67 ± 7,64 ab
Prøve 1, N2	0,03 ± 0 abcde	0,01 ± 0,002 c	0,05 ± 0,02	96 ± 13,53 ab
Prøve 2, N2	0,05 ± 0,02 de	0,01 ± 0,001 bcd	0,03 ± 0	63,67 ± 19,76 ab
Prøve 3, N2	0,01 ± 0 a	0,01 ± 0,001 a	0,03 ± 0,01	47,67 ± 13,61 ab
Prøve 4, N2	0,01 ± 0 abc	0 ± 0,001 a	0,02 ± 0	34 ± 11,53 ab
HDG80	0,01 ± 0,01 ab	0,01 ± 0,001 ab	0,03 ± 0,01	66,33 ± 22,14 ab
HDG160	0,01 ± 0,01 ab	0,01 ± 0,002 ab	0,02 ± 0	24 ± 7,94 a

* Ikke signifikante forskjeller i følge ANOVA.

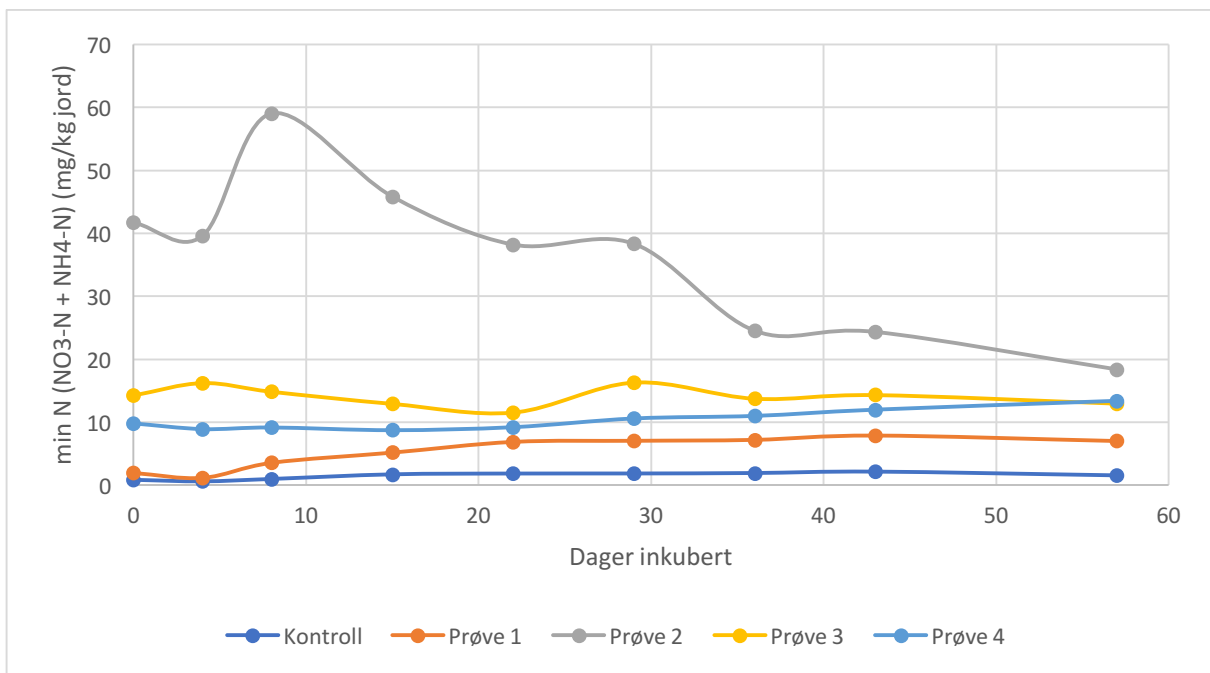
Plantenes konsentrasjon av Cd, Hg, Pb var lavt for samtlige behandlinger med torvinnblanding (Tabell 26). Plantene i torv-3 hadde høyest konsentrasjon av Al (57 mg/kg TS) og torv-1 hadde lavest (10 mg/kg TS). Konsentrasjonen av Al i plantene fra leddet torv-kontroll lå under deteksjonsgrensen (Tabell 26).

Tabell 26: Konsentrasjon av Cd, Hg, Pb og Al i bygg etter høsting (n=1) for behandlingene med torvinnblanding i vekstmediet i vekstforsøk 2.

	Cd	Hg	Pb	Al
Torv-kontroll	0,011	0,0041	0,015	-
Torv-M2	0,047	0,0071	0,013	11
Torv-1	0,036	0,01	0,0097	10
Torv-2	0,033	0,0095	0,032	26
Torv-3	0,022	0,0065	0,029	57
Torv-4	0,014	0,0053	0,018	14

3.5 Inkuberingsforsøk

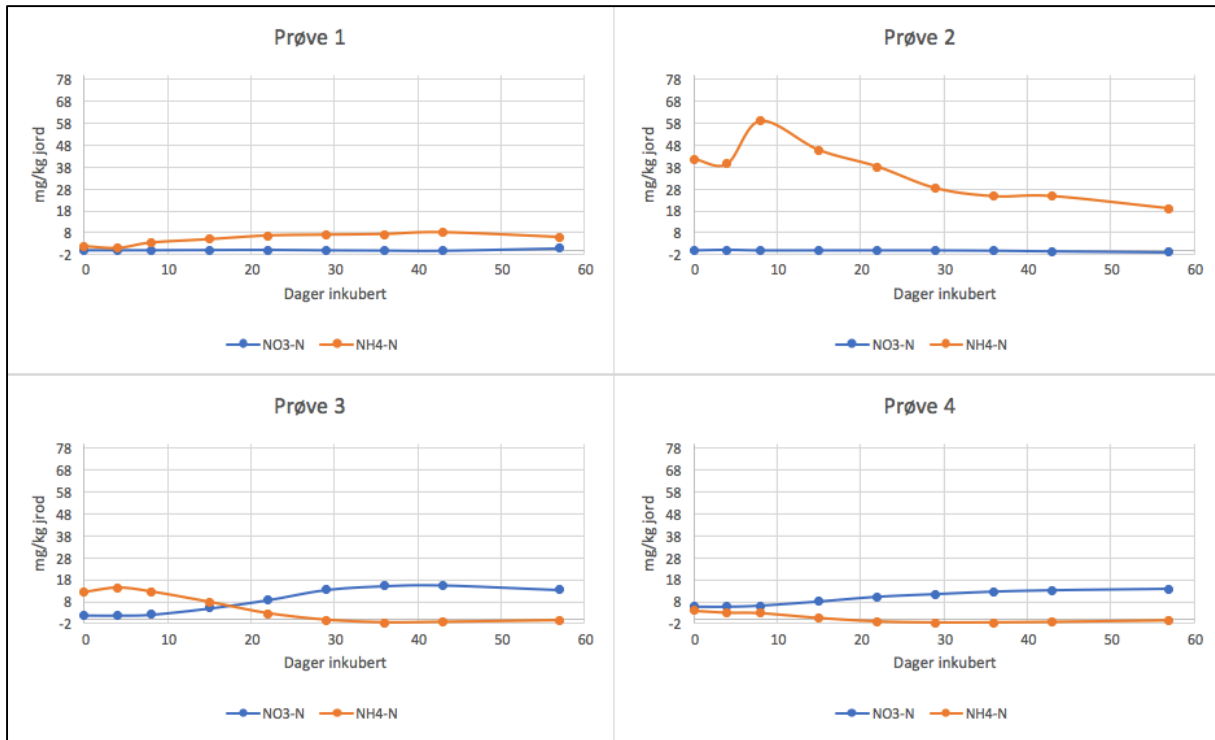
Av kurvene som viser mineraliseringen av N (Figur 7) ser man at den totale mengden mineral N ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$) ved slutten av inkuberingsforsøket var høyest i prøve 2 og lavest i prøve 1. I prøve 2 var det en reduksjon i innholdet av mineral N ved oppstarten av forsøket, men innholdet økte raskt fra dag 5 og nådde et toppunkt på 59 mg mineral N/kg jord ved dag 8. Etter dag 8 viser kurven en gradvis reduksjon i innholdet av mineral N og ved dag 56 var innholdet av mineral N nede på 18,4 mg/kg jord. For prøve 1, 3 og 4 var mineraliseringen betydelig lavere enn for prøve 2, generelt lav, langsom og det var liten forskjell fra dag 0 til dag 56. For prøve 1 var det i tillegg en liten reduksjon ved starten av forsøket. Ved slutten hadde prøve 3 og 4 likt innhold av mineral N (~13 mg mineral N/kg jord) og prøve 1 hadde et innhold på 7 mg mineral N/kg jord.



Figur 7: Innhold av mineral N ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$) (mg/kg jord) ($n=2$) under aerob inkubering i 56 dager ved 16°C for jord uten tilsetning (kontroll) og fiskeslamprøve 1-4.

Hvordan utviklingen i innholdet av NH_4^+ og NO_3^- har vært gjennom forsøket er vist i Figur 8. Prøve 1 var den eneste som hadde en kontinuerlig økning i $\text{NH}_4\text{-N}$ gjennom hele forsøksperioden. Innholdet av $\text{NO}_3\text{-N}$ i prøve 1 og 2 forandret seg lite, mens innholdet av $\text{NO}_3\text{-N}$ økte for prøve 3 og 4. Samtidig som $\text{NO}_3\text{-N}$ -innholdet økte i prøve 3 og 4, minket $\text{NH}_4\text{-N}$ innholdet.

Da konsentrasjonen av $\text{NH}_4\text{-N}$ gjennomgående var høyere enn konsentrasjonen av $\text{NO}_3\text{-N}$, vil mineraliseringsforløpet for prøve 1 og 2 i hovedsak være styrt av $\text{NH}_4\text{-N}$ innholdet (Figur 8).



Figur 8: Utviklingen til $\text{NO}_3\text{-N}$ og $\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/kg jord) ($n=2$) under aerob inkubering i 56 dager ved $16\text{ }^\circ\text{C}$, beregnet som differansen med og uten tilsetning av fiskeslamprøve 1-4.

4 Diskusjon

I diskusjonen vil det legges vekt på gjødselvirkingen til de ulike typene av fiskeslam. Det vil tatt utgangspunkt i fiskeslammets kjemiske egenskaper, og hvordan og hvorfor de varier vil bli forsøkt forklart. Det vil så bli satt fokus på sammenhengen mellom biomasseproduksjon og mineraliseringen av organisk N i fiskeslam og plantetilgjengelig N. Deretter vil balansen mellom makronæringsstoffene, og innholdet av næringsstoffer og sporstoffer diskuteres. Mineraliseringsforløpet til N i fiskeslam vil bli diskutert mer detaljert. Det vil så bli gitt anbefalinger til bruk, bruksbegrensninger og forslag til videre studier.

4.1 Kjemisk innhold i fiskeslamprøve 1-4

Totalt innhold av N i de ulike typene av fiskeslam varierte mellom 2,3-11 % TS (Tabell 7), der de komposterte fiskeslamtypene (prøve 3 og 4) hadde lavest N-innhold. Lavere innhold av N i de komposterte fiskeslamprøvene skyldes trolig fordamping av ammoniakk (NH_3) i komposteringsprosessen (Stentiford og de Bertoldi 2010). I samtlige fiskeslamtyper var hoveddelen av det totale N i organisk form ($> 90\%$). Nitrogen i organisk form må mineraliseres før det blir plantetilgjengelig. Studier har vist at det er en sammenheng mellom mengde mineralisert N og den totale mengden N i det organiske materialet (Janssen 1996; Hartz et. al., 2000; Ng'ang'a et. al., 2014). Mineraliseringshastigheten er vanligvis negativt korrelert med C/N-forholdet i organisk materiale (Janssen 1996), hvor N regnes å være lettest plantetilgjengelig ved et C/N-forhold < 25 . Da alle fiskeslamtypene hadde et lavt C/N-forhold ($< 13,5$) (Tabell 7) og et relativt høyt totalinnhold av organisk N, ble de alle vurdert å kunne ha et godt potensiale som N-gjødsel. Dette gjaldt spesielt for fiskeslamprøve 1 og 2 som hadde høyest innhold av N på hhv. 6,3 % og 11 % og lavest C/N-forhold (3,6 – 5,9). Resultater fra flere pottforsøk (Ytrestøyl et. al., 2016; Brod et. al., 2011, 2017) har vist at N-gjødslingseffekten av tørket fiskeslam som har gjennomgått en kompostering/tørkeprosess (Global Enviro) har vært god. I fiskeslammet brukt i de refererte arbeidene, var fraksjonen av organisk N svært stor ($> 98\%$), og mineraliseringen rask nok til å forsyne plantene med plantetilgjengelig mineral N.

Prøvene 3 og 4, som er kompostert, hadde lavest totalinnhold av N (2,3 % og 3 % TS), og det høyeste C/N-forholdet (13,5 og 9,7), som trolig gjør at disse prøvene vil ha den laveste gjødselvirkingen i dette studiet. Mineraliseringshastigheten er ofte lav for komposterte organiske gjødselvarer (Hartz et. al., 2000). Som regel fører kompostering til at de lettest

nedbrytbare fraksjonene av organisk materiale brytes raskt ned og næringsstoffer frigjøres, noe som gjør at innholdet av næring i det komposterte sluttproduktet kan være lavt. Dette var imidlertid ikke tilfellet for prøve 3 og 4 brukt i dette studiet. Fiskeslamprøvene 3 og 4 hadde høyere eller likt innhold av næringsstoffer (andre enn N) som prøve 1 og 2 (Tabell 7).

Det kan være relativt store variasjoner i innhold av næringsstoffer i fiskeslam. Variasjonen skyldes som oftest forskjeller i fôrspill, tid for oppsamling og lagring av fiskeslam, samt hvilken behandlingsmetode som brukes (Ytrestøyl et. al., 2016). Innhold av næringsstoffer i prøve 1 og 2 samsvarer med innholdet presentert i andre studier av fiskeslam (Naylor et. al., 2011; Ytrestøyl et. al., 2016; Brod et. al., 2011, 2012, 2017). Sammenlignet med husdyrgjødsel har fiskeslam ofte et høyere innhold av P og Ca, og et lavere innhold av K og Mg. De komposterte fiskeslamprøvene (prøve 3 og 4) hadde derimot et høyt innhold av K og Mg, som trolig kan skyldes tilsetning av strukturmateriale. Når gjødselseffekten til fiskeslam skal bestemmes må også balansen mellom makronæringsstoffene vurderes. Det må være en balanse som er tilpasset planenes behov.

Forholdet mellom makronæringsstoffene N, P og K i organiske gjødselvarer er ofte ubalansert i forhold til plantenes behov (Haraldsen et. al., 2011b). Vanligvis er det et for høyt P-innhold i forhold til N og et lavt innhold av K. For de fleste kornsorter ligger forholdet mellom N og P på 4,5 – 9 (Eghball 1996). I samtlige fiskeslamtyper bruk i dette studiet var P-innholdet høyere enn N-innholdet (Tabell 7). Dersom doseringen av fiskeslam gjøres med hensyn til N-innhold, vil store mengder P tilsettes. Dette skaper en ubalanse i næringstilførsel og planteopptak som også kan påvirke tilgjengeligheten og opptaket av andre næringsstoffer. Dette kan spesielt være tilfelle for prøve 2, 3 og 4 som hadde det laveste N/P-forholdet (Tabell 7). Det lave N/P-forholdet kan også begrense hvor fiskeslam bør brukes som gjødsel i Norge da flere steder har et høyt innhold av P i jorda (Hanserud et. al., 2016). Fosfortilførsel som overstiger plantenes behov kan føre til eutrofiering i vann og vassdrag (Rekolainen et. al., 2006; Ekholm et. al., 2005). Samtidig er P en begrenset ressurs som bør utnyttes på riktig måte.

4.2 Biomasseproduksjon, nitrogenopptak og frigjøring av nitrogen

Resultatene fra vekstforsøk 1 viste at fiskeslam kan ha en god effekt som gjødsel i planteproduksjon, men at effekten var avhengig av behandlingsmetoden av fiskeslammet. Ulike mangel- og/eller forgiftningssymptomer viste seg på plantene i alle kar, dvs. i alle

behandlingene inklusive kontroll og mineralgjødning. Vekstmediet var det samme i alle pottene, men helt optimale forhold for vekst ble altså ikke oppnådd i noen av behandlingene. Forskjellene i biomasseproduksjon (Figur 2) var i hovedsak styrt av plantenes tilgang på mineral N, men mangel eller overskudd på andre essensielle næringsstoffer vil også påvirke biomasseproduksjonen.

Hovedårsaken til forskjell i vekst mellom de ulike behandlingene var variasjoner i opprinnelig innhold av mineral N og mineraliseringshastigheten av organisk N. Behandlingene med mineralgjødning (M1 og M2) der alt N forelå i mineralform gav den høyeste biomasseproduksjon (Figur 2), og også den beste utnyttelsen av tilført N (Tabell 12). Da organisk N tilført med fiskeslammet ikke mineraliserte raskt nok til å dekke plantenes behov for mineral N, gav fiskeslamprøvene 1-4 en RAE mellom 14 og 58 %. Tilsvarende er rapportert av Brod et. al. (2011, 2012).

En god tilgang på mineral N tidlig i plantenes utvikling er viktig for spiring, generell vekst og overlevelsesgraden til skudd (Spiertz og De Vos 1983; Mossedaq og Smith 1994). I gjødselmidler hvor det meste av det totale N-innholdet foreligger i organisk form vil det være lite mineral N tilgjengelig tidlig i plantenes utvikling. Dette er en generell ulempe med organiske gjødselprodukter. Dersom det organiske gjødselmiddelet inneholder noe mineral N og mineraliseringshastigheten er høy vil likevel plantene kunne få tilstrekkelig med N også fra dette gjødselmiddelet.

Generelt gav behandlingene med den høyeste dosen av N den største biomasseproduksjonen. Dette samsvarer også med forsøk utført av Boen og Haraldsen (2011) og Haraldsen og Krogstad (2011).

I behandlingsleddet med fiskeslamprøve 4 og nitrogennivå N1 (vekstforsøk 1) var det betydelig bedre biomasseproduksjon i to av tre pottene enn det som var forventet basert på lineær regresjon mellom gjødslingsrate og N-opptak (Figur 1). Disse pottene hadde sannsynlig fått tilført mer av enkelte næringsstoff enn tiltenkt, som vil påvirke biomasseproduksjonen og konsentrasjonen av stoffer i plantematerialet. Det ble derfor knyttet stor usikkerhet til resultatene fra N-nivå 1 for prøve 4.

Tilført N i overskudd av det plantene tar opp vil bli immobilisert av mikroorganismer i jorda, gå tapt gjennom utvasking, erosjon og overflateavrenning, eller som gass (NH_3 , N_2O , NO_x , NO_2 , N_2). Tapt N gir ofte miljøproblemer (Erisman et. al., 2008), men det immobiliserte N vil gå inn i organisk N som igjen kan bli plantetilgjengelig etter mineralisering.

Beregnet ANR ligger vanligvis høyere i karforsøk i veksthus enn i naturlig kornproduksjon på friland (Dobermann 2005), f.eks. på omlag 55 % i vekstforsøk (Ladha et. al., 2005) og 33 % i kornproduksjon på friland (Raun og Johnson 1999). Lavere ANR i kornproduksjon på friland skyldes større romlig variasjon for faktorer som styrer ANR (Cassman et. al., 2002). Det er f.eks. lettere å kontrollere faktorer som kan påvirke mineraliseringshastigheten, plantenes N-opptak og vekstforhold generelt i vekstforsøk i drivhus enn i felt. For å kunne validere gjødselverdien av fiskeslam bør verdier beregnet på grunnlag av data fra veksthusforsøk bekreftes igjennom sammenligning med tall fra feltforsøk. Mineraliseringshastigheten vil variere avhengig av jordas fuktighet, temperatur, fysiske, kjemiske og biologiske egenskaper. I 2012 utførte Brod et. al. (2017) et feltforsøk på Apelsvoll og Værnes med bl.a. tørket fiskeslam. I det første forsøksåret ble det på Apelsvoll ikke funnet noen forskjell i biomassetilvekst for tilførsel av fiskeslam sammenlignet med kontroll, og det var ingen signifikante forskjeller i ANR og RAE. Store variasjoner internt, mellom gjentakene, gjorde det vanskelig å se signifikante forskjeller. I år to gav tilførsel av tørket fiskeslam en RAE på 81 %. På Værnes ble det generelt observert en bedre effekt av fiskeslam og en RAE på 66 % ble beregnet.

I pottforsøk utført av Uhlig og Haugland (2007) gav tilførsel av fiskeslam en høy ANR (opptil 50 %). Resultater fra mange studier har også vist at tilførsel av organiske gjødselmidler kan føre til at store mengder organisk N blir liggende igjen i jorda også etter høsting som fortsetter å mineralisere (Brod et. al., 2012; Delin og Engström 2010; Cordovil et. al., 2012). Selv om resultatene fra de refererte arbeidernes inkuberingsforsøk viste at mineraliseringshastigheten flatet ut etter en rask mineralisering i begynnelsen, vil mineral N kunne frigjøres fra de mer stabile fraksjonene av det organiske materialet i lang tid. Dersom mineraliseringen fortsetter og dermed frigjør mye mineral N i en periode uten plantevekst, vil mineral N gi avrenning (som NO_3^-) og gasstap (N_2O). En høyere ANR vil derfor være viktig for å redusere de negative effektene overflødig N har på miljøet (Snyder 2009; Anbessa og Juskiw 2012).

Ved lav tilførsel av N vil N-opptaket og biomassetilveksten være begrenset av tilgangen på N, dvs. N er den vekstbegrensende faktoren. Dersom N-tilførselen øker slik at den dekker plantenes behov, kan også andre næringsstoffer bli vekstbegrensende for biomassetilveksten. For den samme jorda og det samme dyrkningsystemet, vil ANR minke ved økende N-tilførsel (Tilman et. al., 2002; Dobermann 2005). I vekstforsøket her var det imidlertid liten forskjell mellom ANR for N-nivå 1 og 2 (Tabell 12). Det kan bety at andre næringsstoffer enn N kan ha vært vekstbegrensende, både ved høy og lav N-tilførsel.

Fiskeslamprøve 1 og 2

Tilførsel av fiskeslamprøve 1 og 2, gav den signifikant høyeste biomasseproduksjonen av behandlingene som mottok fiskeslam (Figur 2). Tilførsel av prøve 2 gav det høyeste innholdet av mineral N i slutten av inkuberingsforsøket (Figur 7), en rask mineralisering ved starten av inkuberingen (40 % ved dag 5, Figur 7) og gav høyest ANR (67 %) og RAE (58 %).

Fiskeslamprøve 1 hadde en lav mineraliseringshastighet og gav en RAE på 44 % og en ANR på 50 %. Brod et. al. (2017) studerte N-gjødslingseffekten til fiskeslamtyper som kan tilsvare prøve 1 og 2 i et pottforsøk. Disse viste en rask mineralisering, høy biomasseproduksjon, en ANR på omlag 44 % for tørt fiskeslam og 37 % for vått fiskeslam og RAE på omlag 64 % (tørt fiskeslam) og 57 % (vått fiskeslam). Fra andre forsøk rapporteres en RAE på 50-90 % for fiskeslam behandlet med Global Enviro (Brod et. al., 2012, 2014). Den lave mineraliseringshastigheten i fiskeslamprøve 1 kan være årsaken til at RAE og ANR ble lavere her enn i Brod et. al. (2012, 2014, 2017). I studiet utført av Brod et. al. (2017) brukte de også en forsøksjord innblandet torv. Samtlige behandlinger i vekstforsøk 2 hadde en høyere biomasseproduksjon med torv innblandet i vekstmediet (Tabell 8), hvor prøve 1 hadde 51 % større biomasseproduksjon med torvinnblanding sammenlignet med behandlingen uten innblanding av torv. Nitrogenutnyttelsen var også høyere for alle behandlingene hvor torv ble blandet inn i vekstmediet (Tabell 18).

Fiskeslamprøve 2 hadde et lavt tørrstoffinnhold og et høyt innhold av mineral N i væskefasen. Dette er trolig hovedårsaken til den høye biomasseproduksjon og N-opptaket i dette forsøksleddet. Et høyt innhold av mineral N eller en rask mineralisering ved start er viktig for å etablere planten (Baethgen et. al., 1995). Et mineraliseringsforløp som gir lavt mineral-N-innhold i starten, men som likevel når høyt til slutt, vil kunne gi planter nok N senere i veksten og dermed gjøre plantene i stand til å ta igjen plantene som hadde god tilgang på

mineral-N i begynnelsen av vekstfasen. Dette kan ha vært tilfellet for fiskeslamprøve 1, som hadde lavest innhold av mineralisert N, men likevel like høy biomasseproduksjon som fiskeslamprøve 2, som da hadde det høyeste innholdet av mineralisert N (Figur 7). Fiskeslamprøve 2 viste også tegn til immobilisering i inkuberingsforsøket (Figur 7).

Selv om fiskeslamprøve 1 gav lavest innhold av mineral N i inkuberingsforsøket (Figur 7) var likevel biomasseproduksjonen signifikant høyere for behandlingsleddet med fiskeslamprøve 1 sammenlignet med fiskeslamprøve 3 og 4 (Figur 2) som begge hadde et høyere innhold av mineral N (Figur 7). Fiskeslamprøve 1 hadde det høyeste N/P-forholdet (Tabell 7). Ettersom N/P-forholdet kan ha betydning for plantenes Zn- og Fe-opptak, kan det høye N/P-forholdet bety at Zn- og Fe-mangelen har vært minst i dette forsøksleddet og at det også er en årsak til god biomassetilvekst. Fiskeslamprøve 3 og 4 hadde det laveste N/P-forholdet (Tabell 7). Innholdet av Na i fiskeslamprøve 1 var også lavere enn i prøve 3 og 4 (Tabell 7). Dette kan ha gitt mindre K-mangel. Høyere biomasseproduksjon for prøve 1 enn for prøve 3 og 4 kan altså skyldes mangler og/eller forgiftninger som oppstod i løpet av vekstforsøket. Mangler og forgiftninger vil diskuteres nærmere i kap 4.3.

Det ble ikke her funnet noen god sammenheng mellom mineraliseringsforløpet og biomasseproduksjon, studert i inkuberingsforsøket og vekstforsøket, slik som det rapporteres fra andre studier som har studert mineraliseringsforløpet til fiskeslam (Brod et. al., 2017). En mulig forklaring kan være jorda som ble brukt i dette inkuberingsforsøket. Tørket Elverumssand inneholder lite mikroorganismer, og mineraliseringen av N vil derfor være avhengig av fiskeslammets innhold av mikroorganismer. Andre studier har også vist at det er en sammenheng mellom C/N-forhold i fiskeslammet og RAE (Janssen 1996), som heller ikke ble funnet i dette forsøket. Muligens kan andre faktorer slik som fettsyreinnhold ha spilt en rolle (Kirchmann og Lundvall 1993).

Fiskeslamprøve 3 og 4

De komposterte fiskeslamtypene viste dårlig utnyttelse av N (ANR), hadde en RAE på 14-15 % (Tabell 12) og en lav biomasseproduksjon (Figur 2). Mineraliseringshastigheten for komposterte avfallsprodukter er ofte lav (Hartz et. al., 2000; Amlinger et. al., 2003; Bar-Tal et. al., 2004; Boen og Haraldsen 2011). Prøvene 3 og 4 hadde også et lavere totalt N-innhold enn prøve 1 og 2 (Tabell 7), som kan gi lavere mineralisering (Janssen 1996). At mineraliseringshastigheten kan være lavere for komposterte avfallsprodukter ble bekreftet i

inkuberingsforsøket (Figur 7). Basert på den lave mineraliseringshastigheten, biomasseproduksjonen og N-opptaket knyttet til fiskeslamprøve 3 og 4, kan det konkluderes med at de komposterte produktene ikke har stor verdi som N-gjødsel, men det kan ikke utelukkes at disse fiskeslamtypene likevel kan ha et potensiale som jordforbedringsmiddel. Den lave mineraliseringshastigheten og det relativt høye innholdet av total N, gjør også at fiskeslamprøve 3 og 4 kan ha evne til å tilføre næring gjennom flere vekstsesonger (Seiter og Horwarth 2004), altså fungere som et mer langsomtvirkende N-gjødsel. Denne ettereffekten kan imidlertid skape avrenningsproblemer dersom mineraliseringen fører til frigjøring av ammonium og videre omdanning til nitrat, på et tidspunkt uten planteopptak. Da prøve 3 og 4 også er klassifisert i kvalitetsklasse III i Gjødselvereforskriften (2003), gir dette store begrensninger på hvor fiskeslamprøve 3 og 4 kan brukes som jordforbedringsmiddel.

Fiskeslam sammenlignet med husdyrgjødsel

I de fleste andre studier hvor gjødslingseffekten av fiskeslam er sammenlignet med husdyrgjødsel, har fiskeslam gitt høyere biomasseproduksjon og N-opptak enn husdyrgjødsel (Brod et. al., 2017; Gebauer og Eikebrokk 2006; Uhlig og Haugland 2007). Ytrestøl et. al. (2013) viste imidlertid i et pottforsøk med raigrass at i næringsfattig sandjord gav behandlingene som fikk husdyrgjødsel størst tilvekst, men at gjødslingseffekten til fiskeslam var relativt god. I vekstforsøket her var det ingen signifikant forskjell i biomasseproduksjon mellom fiskeslamprøve 1 og 2 og HDG160 (Figur 2), men ANR og RAE var høyere for behandlingene tilført fiskeslam (Tabell 12).

4.3 Kjemisk innhold i bygg, mangel- og forgiftningssymptomer

Selv om gjødslingsplanen som ble brukt (Tabell 5) skulle sikre tilstrekkelig med næring i alle behandlingsledd bortsett fra kontrollen, fikk plantene likevel symptomer på mangel og/eller forgiftning i alle behandlingsleddene. Dette kan bl.a. skyldes dårlig tilgjengelighet av enkelte næringsstoffer i vekstmediet, eller at et høyt opptak av enkelte næringsstoffer har hemmet opptak av andre næringsstoffer (antagonisme). Et for høyt opptak av enkelte mikronæringsstoffer kan også gi forgiftningssymptomer. Resultatene fra de kjemiske analysene av plantemateriale indikerer at konsentrasjonen var noe lav for Fe og Zn, og noe høy for Mn og B (Tabell 14). Den kan også ha vært noe lav for K (Tabell 13).

Nitrogenmangel og liten plantevekst kan føre til en oppkonsentrering av enkelte næringsstoffer i planten (Kvalbein og Eldhuset 2017) og føre til en forgiftning. Et for høyt

innhold av P i vekstmediet kan gi Zn- og Fe-mangel i plantene (De Kock og Wallace 1965; Loneragan et. al., 1979, 1982) og et høyt innhold av Na i vekstmediet kan gi et lavere K-opptak (Aasen 1997).

For å kunne avgjøre hvilken rolle stoffene har spilt for biomasseproduksjonen, har konsentrasjonen i plantene blitt sammenlignet med verdier oppgitt i litteraturen.

Selv om karene ble sådd samtidig, kan plantenes utviklingstrinn på et gitt tidspunkt variere i de ulike behandlingene. Et lavere innhold av noen stoffer i enkelte planter på et gitt tidspunkt kan derfor skyldes at disse var mer utviklet på dette tidspunktet, og følgelig ha et lavere innhold (mer fortynnet pga. større plante) og en annen sammensetning enn andre planter på et annet utviklingsstadium. Konsentrasjonen av flere av næringsstoffene var derfor høyere i plantene i N-nivå 1 enn i N-nivå 2, trolig på grunn av lavere vekst og da en mer konsentrert plante.

Det ble utført et vekstforsøk 2 for å se om mangel og forgiftningssymptomene var tilfeldige, og også for å studere nærmere hvordan opptaket og innhold av stoffer ble påvirket av hvor i utviklingsstadiet plantet var. Siden plantene i vekstforsøk 2 utviklet de samme symptomene som i vekstforsøk 1, var ikke symptomene tilfeldige.

Da mengdedoseringen av fiskeslam kun ble basert på fiskeslammets innhold av N, ble tilførselen av bl.a. P, Mn og B for høy (Tabell 6) i forhold til plantenes behov, noe som trolig kan være en av årsakene til symptomene som oppstod. Det ble også i tillegg tilført noe ekstra av enkelte av disse næringsstoffene gjennom basisgjødslingen (Tabell 5).

Alle behandlingsleddene lå i et pH-område som skulle tilsi at mangel eller forgiftning (Tabell 9) ikke skulle oppstå. Når det likevel oppstod mangel- og/eller forgiftningssymptomer kan det bety at pH-målingene som ble utført ikke var representative. Jordprøven som pH ble målt i ble tatt som en stikkprøve i hver potte, som muligens ikke var representativ for hele potten. Dette kan ha gitt liten sammenheng mellom tilgjengeligheten av næringsstoffer og målt pH. Det kunne med fordel vært foretatt flere stikk i samme potte, for å få en mer representativ prøve.

Bor- og manganforgiftning

Både symptomene og det kjemiske innholdet i plantene (Tabell 14) indikerte at alle behandlinger kan ha fått en B- og Mn-forgiftning. Da basisgjødslingene ble bestemt, ble det tatt utgangspunkt i at vekstmediet var en svært næringsfattig sandjord (Tabell 4). Det ble altså ikke tatt hensyn til at sandjorda kunne ha et visst innhold av mikronæringsstoffer. Det ble også antatt at fiskeslammet hadde lave verdier av B og Mn. Basert på det noe høye opptaket av B og Mn for plantene i kontroll (Tabell 14), kan det tenkes at den næringsfattige sandjorda likevel hadde relativt høye verdier av B og Mn. Sandjordas innhold, sammen med tilsatt B og Mn fra fiskeslammet, i tillegg til tilført B og Mn som basisgjødsel, kan ha ført til en forgiftning. Ettersom forgiftningssymptomene oppstod i alle ledd, er det ikke sannsynlig at forgiftningen kom fra et høyt innhold i fiskeslammet alene. Det ble tilsatt mest Mn og B i forsøksleddene med prøve 3 og 4 da dette fiskeslammet hadde det høyeste Mn- og B-innholdet (Tabell 7). Disse leddene hadde også det signifikant høyeste innholdet av B (Tabell 14) i plantematerialet. Disse behandlingsleddene gav også minst biomasseproduksjon (Figur 2). Mangan- og B-innholdet var størst i gjødslingsnivå 1, altså med lavest dose fiskeslam og N. Årsaken kan være en oppkonsentrasjon av Mn og B pga. lav vekst.

Det var likevel overraskende at det ble observert Mn- og B-forgiftning i vekstforsøket. Mangan og B er størst plantetilgjengelig ved en $\text{pH} < 5,5$ (Aasen 1997). Tilgjengeligheten av Mn styres også i stor grad av redoksforholdene, hvor 2-verdig Mn er den plantetilgjengelige tilstandsformen som da dominerer ved reduserende forhold (Aasen 1997). I sandjord vil det som oftest være oksiderende forhold, og pH i samtlige behandlinger var høyere enn 5,5. Dvs. forholdene i vekstforsøket skulle egentlig heller gi forhold for Mn- og B-mangel.

Jern- og sinkmangel

Tilsetning av store mengder P kan påvirke tilgjengeligheten og planteopptaket av Fe (De Kock og Wallace 1965) og Zn (Loneragan et. al., 1979, 1982) som kan føre til mangelsymptomer (Murphy et. al., 1981) slik det ble observert i vekstforsøkene. Stor tilførsel av P kan redusere diffusjonshastigheten til Zn inn til planteroten og kan gi økt immobilisering (binding) av Fe.

Jernmangel forårsaket av høy P-tilførsel er hyppig observert (f.eks. Sumner og Farina 1986; Fageria et. al., 1990). Immobilisering av Fe er da ofte forårsaket av dannelsen av jernfosfat

(Ayed 1970), som hindrer plantenes Fe-opptak. Et høyt plante P-opptak kan også hemme transport av Fe fra røttene til skudd i planten og dermed hemme utnyttelsen av Fe i metabolismen (Elliot og Lauchli 1985; Moraghan og Mascagni 1991). Plantene tar opp mest jern som Fe^{2+} , men også Fe^{3+} som kjelat. Da Fe^{2+} er den reduserte formen for Fe, kan også Fe-mangel skyldes oksiderende forhold i vekstmediet, som har ført til at Fe har foreligget som Fe^{3+} i jorda. Tilgangen på Fe er også avhengig av røttenes evne til å kunne senke pH og redusere Fe^{3+} til Fe^{2+} (Aasen 1997).

Siden fiskeslam generelt har et lavt N/P-forhold, og doseringen ble gjort med hensyn på innhold av N, ble det tilført store mengder P med fiskeslammet. For prøve 1 ble det tilført 1,4 ganger så mye P (Tabell 6) sammenlignet med mineralgjødselledet i gjødselplanen (Tabell 5), 3 ganger så mye for prøve 3, og 6 ganger så mye for prøve 4 (Tabell 6). Både symptomene som oppstod og konsentrasjonen i plantematerialet (Tabell 14) indikerte mangel på Fe og Zn. Konsentrasjonen av Fe og Zn var imidlertid også lav i plantematerialet fra forsøksleddet tilført mineralgjødsel (Tabell 14), og det oppstod også mangelsymptomer for Zn i dette forsøksleddet. Det er da grunn til å tro at den høye P-tilførselen med fiskeslammet har vanskeliggjort plantenes utnyttelse av Fe og Zn, ikke tilgjengeligheten og opptaket.

Konsentrasjonen av Zn i plantematerialet var høyest i behandlingsleddet tilført fiskeslamprøve 1 (Tabell 14). Konsentrasjonen lå likevel lavt og på grensen for mangel basert på grenseverdiene gitt i Tabell 2. Fiskeslamprøve 1 hadde også det høyeste N/P-forholdet, og det ble derfor tilført minst P her. Dette kan være årsaken til høyere konsentrasjon av Zn i forsøksleddet med prøve 1. Fiskeslamprøve 3 og 4 inneholdt mest Fe (Tabell 7), og plantekonsentrasjonen av Fe var høyest i disse leddene (Tabell 14), selv om N/P-forholdet var lavest i disse fiskeslamprøvene (Tabell 7). Resultatene er altså ikke entydige, men det er i hvert fall viktig å ta hensyn til N/P-forholdet når bruken av fiskeslam tilpasses på grunnlag av N-konsentrasjonen.

K-mangel

Tilførsel av tilstrekkelige mengder K er viktig for å sikre et effektivt N-opptak i planter (Streeter og Barta 1984; Blevins 1985; Ashley og Goodson 1972). Siden de kjemiske egenskapene til Na og K er like, kan Na i noen tilfeller utkonkurrere og erstatte K i noen prosesser i planten (Aasen 1997). Natrium kan likevel ikke erstatte funksjonen til K

fullstendig i plantenes metabolisme og er ikke et essensielt plantenæringsstoff. En god tilgang og høyt planteopptak av Na kan da gi symptomer på K-mangel.

I flere forsøk er saltinnholdets (NaCl) rolle for fysiologiske prosesser i bygg og andre kornsorter undersøkt, og det er funnet at når Na-konsentrasjonen i planten øker, minker K-konsentrasjonen (Saffan 2008; Khosravinejad et. al., 2009; Begum et. al., 2008). Også i andre forsøk (f.eks. Hylton et. al., 1967; Barraclough og Leigh 1993; Leigh et. al., 1986) er det funnet et lavere innhold av K i planter hvor tilgjengeligheten av Na er høy.

Innholdet av Na var høyt for samtlige fiskeslamprøver (Tabell 7). Både konsentrasjonen i plantematerialet (Tabell 15) og symptomene på plantene tilført fiskeslam tydet på K-mangel. Basert på den høye Na-konsentrasjonen i plantematerialet for kontroll (Tabell 15) kan det også virke som sandjorda har hatt et naturlig høyt innhold av Na. Høyt innhold av Na i fiskeslammet og i sandjorda kan dermed ha ført til K-mangel, på grunn av et for høyt opptak av Na. Denne K-mangelen kan da igjen ha hatt en innvirkning på N-gjødslingseffekten fra fiskeslam.

Innhold av spormetaller omfattet av gjødselvereforskriften

Alle behandlingene med fiskeslam gav et lavt innhold av Cd, Pb, Hg, Ni, Zn og Ni i plantematerialet (Tabell 16). Selv om prøve 3 og 4 havnet i kvalitetsklasse III (Gjødselvereforskriften 2003) på grunn av for høye konsentrasjoner av Zn og Cu i fiskeslammet (Tabell 7), har ikke dette ført til et for høyt innhold i plantematerialet. Det antas derfor at disse næringsstoffene har hatt lite å si for biomasseproduksjonen i vekstforsøket. Tilførsel av fiskeslam med høye spormetallkonsentrasjoner kan likevel skape høye verdier i jorda og utgjøre en potensiell risiko. Endringer i nedbørsmengde og intensitet, pH og innhold av organisk materiale kan påvirke mobiliteten til spormetaller lagret i jorda.

4.3.1 Vekstforsøk 2

Plantematerialet fra vekstforsøk 2 viste tidlig et høyt opptak av P, hvor tilførsel av fiskeslamprøve 3 og 4 gav det signifikant høyeste opptaket (Tabell 19). Prøve 3 og 4 hadde det lavest N/P-forholdet (Tabell 7). Plantene i disse behandlingene utviklet også tidlig symptomer for Zn-mangel. Det var også tydelige symptomer for mangel på K, som kan komme av det høye innholdet av Na i fiskeslammet (Tabell 7), eventuelt også i sandjorda. Det ble også observert symptomer for Mn-forgiftning i vekstforsøk 2, og innholdet var også høyt

for Mn i plantematerialet for samtlige behandlinger unntatt fiskeslamprøve 1 i N-nivå 2 (Tabell 21).

Vekstforsøk 2 viste også at fiskeslamprøve 3 og 4 hadde lavest innhold av N i plantematerialet (Tabell 17), og det var også her innholdet av B var størst i plantematerialet (Tabell 21). Dette kan underbygge påstanden om oppkonsentrering av visse mikronæringsstoffer når N-opptaket er lavt. Det var også for plantene i prøve 3 og 4 det først kom symptomer som kan tyde på B-forgiftning.

Symptomer som lignet Mg-mangel (tigerstriper) utviklet seg i vekstforsøk 2 for plantene i prøve 1, 2 og delvis 3. Innholdet av Mg i plantene i vekstforsøk 1 (Tabell 13) var derimot over grenseverdier for mangel (Aasen 1997), men var noe lavt i plantene i behandlingsledd med prøve 1 og 2. Det kan imidlertid være at andre symptomer har skygget for Mg-mangel i vekstforsøk 1.

Effekt av tilsetning av torv på næringsopptak

Tilførsel av torv i vekstmediet i vekstforsøk 2, gav alle behandlingene et høyere innhold av Fe og K i plantematerialet (Tabell 20, Tabell 22), som da jfr. de tidligere refererte arbeidene til Streeter og Barta (1984), Blevins (1985) og Ahsley og Goodson (1985) kan være en av årsakene til det høyere planteopptaket av N ved torvinnblanding (Tabell 18). Med torvinnblanding var konsentrasjonen av B i plantematerialet generelt lavere (Tabell 22). Selv om konsentrasjonen av P var høyere for leddene med torvinnblanding (Tabell 20), var likevel ikke Fe-konsentrasjonen lavere med torvinnblanding, slik Zn-innholdet (Tabell 22). Fosforkonsentrasjonen kan ha hatt størst innvirkning på Fe enn Zn i et vekstmedium med torv innblandet.

4.4 Mineraliseringforløpet og potensiale som N-gjødsel

Når organiske gjødselprodukter skal brukes i agronomisk planteproduksjon, er det viktig å kjenne gjødselsmiddelets mineral-N-ekvivalent. Tilførselen av mineral-N i agronomisk planteproduksjon bør på best mulig måte tilpasses plantenes behov for å hindre at overskuddet blir liggende igjen i jorda etter høsting og dermed kunne bli et potensielt miljøproblem med nitratutvasking eller lystgassutslipp. 50 % av nitrogenet som blir tilført som gjødsel i jordbruket i EU bli tapt gjennom ammoniakkutslipp, avrenning, erosjon og denitrifikasjon

(Roy et. al., 2002; Smil 2011). Det er svært viktig å kjenne N-gjødslingseffekten til organisk gjødsel for å hindre negative miljøeffekter. For å bestemme en mineral-N ekvivalent i en organisk gjødsel må mineraliseringshastigheten undersøkes. Denne vil variere avhengig av de kjemiske egenskapene til de organiske gjødselvarene og andre faktorer slik som temperatur, fuktighet og jordas fysiske, kjemiske og biologiske egenskaper.

Fiskeslamprøve 2 frigjorde 40 % av nitrogenet som ammonium i begynnelsen av mineraliseringsstudiet, raskt etterfulgt av en nedgang, dvs. immobilisering av N (Figur 7). Etersom prøve 2 hadde det lavest C/N-forholdet (Tabell 7) var det litt overraskende at det skjedde en immobilisering her. Fra flere studier er det imidlertid rapportert om immobilisering av N ved bruk av organiske gjødseltyper (Sims 1986; Castellanos og Pratt 1981). Organiske avfallsprodukter med likt C/N-forhold kan mineraliseres organisk N forskjellig på grunn av forskjeller i den kjemiske sammensetningen, som ikke er reflektert av C/N-forholdet. For eksempel har lignininnhold en betydning (Dinesh et. al., 2001). Kirchmann og Lundvall (1993) studerte N- og C-mineraliseringen i gris- og storfeslam i et inkuberingsforsøk. De fant en god korrelasjon mellom fettsyrekonsentrasjonen i slam og mengden immobilisert N. Konklusjonen var at innholdet av fettsyrer fungerte som en lett nedbrytbar karbonkilde for mikroorganismer og førte dermed til immobilisering av N. Qiu et. al. (2008) fant også at tilførsel av lett nedbrytbart organisk materiale ga en rask utvikling av den mikrobielle populasjonen, som førte til immobilisering av uorganisk N til mikroorganismers vevssyntese. Fiskeslam kan ha et høyt innhold av fettsyrer (Ytrestøyl et. al., 2016), og fettsyrer kan dermed være en årsak til immobilisering i prøve 2.

Dersom ammonium ikke blir tatt opp av plantene vil det oksideres (nitrifikasjon). Den dominerende prosessen for prøve 3 og 4 i inkuberingsforsøket var nitrifikasjon som øker nitratinnholdet i jorda (Figur 8). Nitrat kan også tas opp av plantene, men vil alternativt være svært utsatt for utvasking fra jord. I et potteforsøk med bygg, sammenlignet Haraldsen et. al. (2011a) N-avrenningsmønsteret knyttet til bruk av forskjellige organiske avfallsmaterialer med vanlig mineralgjødsel. Simulert intens nedbør og en påfølgende utvaskingsepisode av tilført mineralgjødsel helt i begynnelsen av plantenes utvikling, førte til at alle de organiske avfallsmaterialene hadde høyere eller lik N-gjødslingseffekt som leddene som mottok mineralgjødsel. Å gjødsle med N-rike avfallsmaterialer som krever mineralisering før N blir plantetilgjengelig kan derfor potensielt redusere nitratavrenningen sammenlignet med bruk av mineralgjødsel (Haraldsen et. al., 2011a). Haraldsen et. al. (2011a) fant også at organiske

avfallsmaterialer som hadde et høyt innhold av ammonium ga mindre utvasking av N enn nitrat holdige mineralgjødsetyper (f.eks. kalksalpter). Dette kommer av at ammonium kan bindes som kation til jordpartikler, mens nitrat bindes lite og er da svært mobilt. Alle fiskeslamprøvene i dette studiet kan regnes som ammoniumholdige gjødsetyper og det kan antas at tilførsel av fiskeslam ikke utgjør en stor fare for nitratavrenning.

Basert på den lave mineraliserings hastigheten til prøve 1, 3 og 4 (Figur 7) kan disse fiskeslamtypene egne seg som et mer langsomtvirkende gjødsel til planter som har en lang vekstsesong og som utnytter mineral N over en lang periode, slik som gress, roer og kålvekster. Ettervirkningen i de neste vekstsesongene kan også være av betydning. Prøve 2 kan derimot være best egnet for planteslag som tar opp mesteparten av næringen i en kort periode, slik som mange kornslag (Rothamsted Research 2008). Nitrogenimmobiliseringen i prøve 2 vil redusere utnyttelsen av N i slammet i det lange løp, men N bundet i den mikrobielle biomassen vil igjen kunne bli plantetilgjengelig når mikroorganismene dør og da igjen blir en del av et organisk N som mineraliseres.

4.5 Muligheter og begrensninger ved bruk av fiskeslam som gjødsel

Resultatene fra dette studiet viser at fiskeslam kan ha et potensiale som N-gjødsel. Et for høyt innhold av P i forhold til N kan imidlertid være problematisk og kan gi mangel på andre næringsstoffer, og kan gjøre det hensiktsmessig å ikke bare dosere gjødsemengden mhp. N-innhold. Fiskeslam fra oppdrettsanlegg genereres i hovedsak ved kysten i nordvest Norge hvor landbruket allerede har et høyt innhold av P på grunn av høyt husdyrhold (Hanserud et. al., 2016). Fiskeslam har altså et innhold av P som overskrider P-behovet til de fleste vekstene som dyrkes i Norge (Hamilton et. al., 2016). Fiskeslam kan dermed bedre utnyttes som P-gjødsel, som eksportvare.

Det er mange utfordringer ved håndtering og spredning av fiskeslam. Transport av flytende fiskeslam er kostbart og energikrevende. Spredning av et litt klumpete og uhåndterlig fiskeslamprodukt i agronomisk planteproduksjon kan være vanskelig og tilgangen til egnet gjødseleksprekningsutstyr er ofte begrenset i korndyrkningsområder. Tørrere gjødseleverer derimot, kan spres med kalkspredere. Pulverprodukter med lav tetthet og partikkelstørrelse kan imidlertid gi støvproblemer, og disse er det også vanskelig å spre jevnt. Pelleterte gjødsetyper har imidlertid god holdbarhet, produserer mindre støv og er lettere å spre jevnt

med passende og tilgjengelig utstyr. I et arbeid av Brod et. al. (2018) ble det vist hvordan pelleterte gjødseltyper basert på organisk avfall og aske direkte kunne lages ved rullepelletering, og at den pelleterte gjødseltypen egnet seg for spredning vha. konvensjonelle mineralgjødselpredere.

Når organiske avfallsprodukter ønskes brukt som gjødsel i agronomisk planteproduksjon i Norge, må noen forholdsregler tas mhp. innhold av sporstoffene Cd, Pb, Hg, Ni, Zn, Cu og krom (Cr), omfattet av gjødselvareforskriften (Gjødselvareforskriften 2003). Av alle slamtypene undersøkt her, var det bare prøve 1 som havnet innenfor kvalitetsklasse 0 og kan da brukes på jordarealer, private hager, parker, grøntarealer osv. Den eneste begrensningen for kvalitetsklasse 0 er at mengden ikke må overstige plantenes behov for næringsstoffer. Prøve 2 lå innenfor kvalitetsklasse II som betyr at dersom det skal brukes på jordbruksarealer, er mengden begrenset til 2 tonn TS per dekar per 10 år. Prøve 2 i kvalitetsklasse II kan imidlertid brukes på grøntarealer og lignende der det ikke dyrkes mat- eller fôrplanter. Den skal da blandes ut i jorda på et lag på maks 5 cm i tykkelse. Prøve 3 og 4 havnet i kvalitetsklasse III og kan da ikke brukes på jordbruksarealer, men kun på grøntarealer der det ikke dyrkes mat- og fôrplanter. Der skal de legges ut i lag på maks 5 cm tykkelse hvert 10. år. Gjødselvareforskriften stiller også krav om stabilisering og hygienisering for å forhindre ubehagelig lukt og spredning av smittestoffer. Bortsett fra prøve 2 var alle de andre fiskeslamtypene stabiliserte. Den ustabiliserte prøve 2 kan gi luktproblemer ved bruk.

Mattilsynet gjennomfører f.t. en revisjon av enkelte mengdebegrensninger i Gjødselvareforskriften (2003). I revisjonsarbeidet er det fokus på å fjerne unødvendige strenge grenseverdier slik at det stimuleres til gjenbruk av organisk avfall, slik som f.eks. fiskeslam fra oppdrettsnæringen (Landbruksdirektoratet, Mattilsynet og Miljødirektoratet 2018). I Gjødselvareforskriften (2003) stilles det også krav til at kommunen må få melding på forhånd når slam ønskes levert og brukt i agronomisk planteproduksjon. Denne meldeplikten har vanskeliggjort og forsinket omsetningen av gjødselprodukter basert på organisk avfall. I den reviderte utgaven er det foreslått å fjerne denne meldeplikten. I tillegg er det foreslått å endre kravet knyttet til perioden etter spredning hvor det ikke er tillatt å dyrke grønnsaker, potet og frukt, fra 3 år til 10 måneder. Det er også foreslått at grenseverdiene for spormetallkonsentrasjonene (Tabell 1) oppgis per kg fersk prøve og ikke lengre på tørrstoffbasis, noe som også vil forenkle bruken av organisk avfall som ikke er avvannet. På den andre siden er det derimot foreslått strengere krav til hygienisering. Fiskeslam f.eks. blir i

dag ofte levert ubehandlet direkte til jordbruket. Hygieniseringskravet vil kunne begrense denne muligheten. I forhold til prøvene tatt med i dette studiet vil det da være fiskeslamprøve 2 som ikke kan brukes direkte pga. manglende hygienisering.

Dersom håndtering og spredning, vurderes sammen med gjødselseffekten og kvalitetsklasse i henhold til gjødselvarerforskriften, vil prøve 1 ha størst potensiale som gjødsel. Prøve 1 hadde også det høyeste N/P-forholdet. Vekstforsøket viste imidlertid at fiskeslam generelt, og heller ikke prøve 1, kan erstatte mineralnæring. Inkuberingsforsøket viste også en lav mineraliseringshastighet for prøve 1. Det er behov for videre undersøkelser for å underbygge resultatene fra pottforsøket for å optimalisere næringsbalansen i forhold til ulike planters behov.

4.6 Videre forskning

Dersom resirkulering av organisk avfall som gjødsel i agronomisk planteproduksjon skal sikre god gjenbruk av ressurser og miljørisikoen skal minimeres, må forholdene mellom N og P, og N og K være riktig balansert i forhold til plantenes behov. For P må også plantetilgjengeligheten undersøkes bedre. Det er allerede gjort flere forsøk for å finne fram til en bedre næringsbalanse i organiske gjødselvarer. Det er utført pottforsøk med blandinger av ulike N- og P-rike gjødselvarer (f.eks. fiskeslam eller kjøttbeinmel) med K-rik bunnaske (Brod et. al., 2012, 2014, 2018). Så langt har ikke resultatene vist noen vesentlig forskjell mellom organisk gjødsel tilført alene, eller i kombinasjon med bunnaske. I studiet av Brod et. al. (2018) viste det seg at N/P- og N/K-forholdet fortsatt var for lavt i forhold til plantenes behov, selv om næringsbalansen var betydelig forbedret sammenlignet med tidligere forsøk. Det ble foreslått tilførsel av mer lett tilgjengelig N i form av mineral N eller urea ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) for å kunne bedre balansen. Ubalansen kan også motvirkes ved å inkludere belgvekster i en avlingsrotasjon og på den måten øke tilfanget av lett tilgjengelig N for plantene. Mangel på entydige resultater viser behovet for å fortsette undersøkelser om hvordan balansen av næringsstoffer kan optimaliseres for bedre utnyttelse av bl.a. fiskeslam som gjødsel i agronomisk planteproduksjon.

I dette studiet ble primært N-gjødslingseffekten av fiskeslammet testet, men det høye innholdet av P og det lave N/P-forholdet gjør at fiskeslam kan ha et stort potensiale som P-gjødsel. Tilførsel av sekundære P-kilder fører imidlertid ikke alltid til en effektiv resirkulering av P. Ved tilførsel av et gjødselprodukt med en høy andel tungtløselig P som ikke er

plantetilgjengelig, vil P kunne akkumulere som partikkelbundet (ikke-labile form) i jorda (Brod et. al., 2015a). Partikkelbundet P kan gi en miljøutfordring da den ved erosjon kan transporteres ut i vann og vassdrag og gi eutrofiering (Rekolainen et. al., 2006; Ekholm et. al., 2005). Partikkelbundet, ikke-labilt P kan frigjøres og bli plantetilgjengelig, men prosessen går ofte for sakte til å imøtekomme plantenes behov (Syers et. al., 2008). Fiskeslammets potensial som P-gjødsel er derfor i stor grad styrt av tilgjengeligheten av P. Fosfor i kompostert fiskeslam (Global Enviro) har vist seg å være relativt labilt og plantetilgjengelig (Brod et. al., 2012, 2014, 2015ab) og moderat tilgjengelig i vått fiskeslam (Føreid 2017). I et potteforsøk ble fiskeslammets RAE mhp. P redusert fra 91 % til 47 % når pH ble hevet fra 5,5 til 6,9 (Brod et. al., 2015a). Fiskeslamtypene i forsøket inneholdt alle kalsiumfosfat hvor løseligheten av de stabile kalsiumfosfatene økte med synkende pH. Dette viser behovet for videre undersøkelser om hvilke faktorer og hvordan de ulike faktorene påvirker løseligheten av P i organiske gjødselprodukter med hensikt å oppnå best plantetilgjengelighet og dermed best ressursutnyttelse.

I vekstforsøket her ble det brukt en sandjord. Den er næringsfattig, har lav kationbyttekapasitet og pH blir lett lav. Det er enkelt å studere effekten av tilført næring i en sandjord, men den er ikke egentlig representativ for jorda på arealer med kornproduksjon i Norge. Dersom et vekstforsøk 3 skulle vært gjennomført, kunne det vært interessant å studere effekten av fiskeslam som gjødsel på en jordtype som var mer representativ for kornarealene i Norge, dvs. hvordan gjødselverdien av fiskeslammet ble påvirket av variasjoner i jordas tekstur og innhold av organisk materiale. Det skulle også blitt dosert ned etter hvor mye fiskeslammet inneholdt av andre næringsstoffer enn N.

5 Konklusjon

Resultatene fra vekstforsøket med bygg som forsøksvekst viste at fiskeslam fra oppdrettsnæringen (settefiskanlegg) kan erstatte opptil 58 % av mineral-N-gjødsel, men at N-gjødslingseffekten var avhengig av behandlingsmetode og mineraliseringshastigheten av det organiske N-innholdet i fiskeslammet. Da doseringen av fiskeslam ble gjort med hensyn på dets totale innhold av N, førte et ugunstig N/P-forhold til at tilførselen av P var for høy i forhold til plantenes behov noe som igjen kan ha gitt mangel på Fe og Zn i plantene. Tilførsel av Mn og B, i tillegg til det fiskeslammet inneholdt naturlig, i kombinasjon med liten vekst pga. N-mangel kan være årsaken til en oppkonsentrasjon av Mn og B i plantene. Et høyt innhold av Na i fiskeslammet kan ha gitt K-mangel.

Resultatene fra inkuberingsforsøket indikerte at organisk N i fiskeslam ikke mineraliseres raskt nok til å forsyne plantene med nok plantetilgjengelig N, men mineraliseringsforløpet varierte avhengig av behandlingsmetode. Vått fiskeslam (prøve 2) hadde høyest innhold av mineral N, hadde også den høyeste mineraliseringshastigheten ved start, men viste tegn til immobilisering ved dag 5. Tørt fiskeslam (prøve 1) hadde lavest mineraliseringshastighet, men var den eneste fiskeslamprøven som hadde en økning i innholdet av ammonium gjennom hele inkuberingsperioden. De komposterte fiskeslamprøvene (prøve 3 og 4) hadde begge lav mineraliseringshastighet og mineral N i form av ammonium ble raskt nitrifisert til nitrat.

Tørket fiskeslam (prøve 1) og vått fiskeslam (prøve 2) gav den høyeste biomasseproduksjonen og N-utnyttelsen. Dersom håndtering og spredning, vurderes i kombinasjon med gjødselseffekten og kvalitetsklasse i henhold til gjødselvereforskriften, kan det se ut som fiskeslamprøve 1 har størst potensiale som gjødsel. Prøve 1 hadde også det høyeste N/P-forholdet og et lavt innhold av Na. Da alle typene fiskeslam hadde et P-innhold som overskrider P-behovet til de fleste vekstene som produseres på norske jordsmonn, kan fiskeslam imidlertid være best egnet som P-gjødsel og eksport til utlandet.

Videre forskning for å finne frem til bedre kombinasjoner av N, P og K i fiskeslam er ønskelig, og det vil være viktig å bekrefte resultatene fra dette studiet gjennom feltforsøk og i jordtyper som er mer representativ for kornarealene i Norge, dvs. hvordan gjødselverdien av fiskeslam påvirkes av variasjoner i jordas tekstur og innhold av organisk materiale.

6 Referanser

- Aasen, I. (1997). Mangelsjukdomar og andre ernæringsforstyrrelser hos kulturplanter. 2 utg. Institutt for jord- og vassfag. NLH: Landbruksforlaget.
- Aasen, I. og Johansen. (2015). JORD230 Øvelse 2015 Tiltrekking av planter med spesifikke symptom på mangel av enkelte næringsstoff.
- Amlinger, F., Götz, B., Dreher, P., Geszti, J. og Weissteiner, C. (2003). Nitrogen in biowaste and yard waste compost: Dynamics of mobilisation and availability - a review. *European Journal of Soil Biology*, 39 (3): 107-116.
- Anbessa, Y. og Juskiw, P. (2012). Review: Strategies to increase nitrogen use efficiency of spring barley. *Canadian Journal of Plant Science*, 92: 617–625.
- Animaliebiproduktforskriften (2016). Forskrift om animalske biprodukter som ikke er beregnet på konsum. Nærings- og fiskeridepartementet, Landbruks- og matdepartementet.
- Ashley, D. A. og Goodson, R. D. (1972). Effects of Time and Plant K Status on ¹⁴C-Labeled Photosynthate Movement in Cotton. *Crop Science*, 12 (5): 686-690.
- Aulakh, M. S., Khera, T. S. og Doran, J. W. (2000). Mineralization and denitrification in upland, nearly saturated and flooded subtropical soil II. Effect of organic manures varying in N content and C/N ratio. *Biology and Fertility of Soils*, 31 (2): 168–174.
- Ayed, I. A. (1970). A Study of the Mobilization of Iron in Tomato Roots by Chelate Treatments. *Plant and Soil*, 32 (1): 18-26.
- Baethgen, W. E., Christianson, C. B. og Lamothe, A. G. (1995). Nitrogen-Fertilizer Effects on Growth, Grain-Yield, and Yield Components of Malting Barley. *Field Crops Research*, 43 (2-3): 87-99.
- Bakken, L. R. og Dörsch, P. (2007). Nitrous Oxide Emission and Global Changes: Modeling Approaches. I: Bothe, H., Ferguson, S. J. og Newton, W. E. (ed.), *Biology of the nitrogen cycle*, s. 381-396. Amsterdam: Elsevier.
- Bar-Tal, A., Yermiyahu, U., Beraud, J., Keinan, M., Rosenberg, R., Zohar, D., Rosen, V. og Fine, P. (2004). Nitrogen, Phosphorus, and Potassium Uptake by Wheat and Their Distribution in Soil following Successive, Annual Compost Applications. *Journal of Environmental Quality*, 33 (5): 1855-1865.
- Begum, F., Saifuzzaman, M. og Sultana, W. (2008). Evaluation of wheat germplasm against salinity. *Bangladesh Journal of Scientific and Industrial Research*, 43 (2): 223-234.

- Blevins, D. G. (1985). Role of Potassium in Protein Metabolism in Plants. I: Munson, R. D. (ed.) *Potassium in Agriculture*, s. 131-162. Madison, WI: American Society of Agronomy.
- Blytt, L. D., Haraldsen, T. K., Helness, H., Paulsrud, B. og Ulgernes, Y. (2011). Håndtering av slam fra rensing av avløp i settefiskanlegg. *Sintef Byggforsk*, Rapport SBF2011F0081.
- Blytt, L. D., Brod, E., Øgaard, A. F., Johannessen, E., Estevez, E. M. E. og Paulsrud, B. (2017). Bedre utnyttelse av fosfor. *Miljødirektoratet*, M-846.
- Boen, A. og Haraldsen, T. K. (2011). Fertilizer effects of increasing loads of composts and biosolids in urban greening. *Urban Forestry & Urban Greening*, 10: 231-238.
- Bremner, J. M. og Mulvaney, C. S. (1982). Nitrogen-total, I: Page, A. L., Miller, R. H. og Keeney, D. R. (ed.) *Methods of Soil Analysis Part 2 Agronomy 9*, s. 595-624. Madison, WI: American Society of Agronomy Inc.
- Brod, E. (2011). Combined waste resources as NPK fertiliser: Results from a pot experiment. Masteroppgave, Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Brod, E., Haraldsen, T. K. og Breland T. A. (2012). Fertilisation of organic waste resources and bottom wood ash: Results from a pot experiment. *Agricultural and Food Science*, 21 (4): 332-347.
- Brod, E., Haraldsen, T.K. og Krogstad, T. (2014). Combined waste resources as compound fertiliser to spring cereals. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B - Soil & Plant Science*, 64 (4): 329–340.
- Brod, E., Øgaard, A. F., Hansen, E., Wragg, D., Haraldsen, T. K. og Krogstad, T. (2015a). Waste products as alternative phosphorus fertilisers part I: inorganic P species affect fertilisation effects depending on soil pH. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 103 (2): 167–185.
- Brod, E., Øgaard, A. F., Haraldsen, T. K. og Krogstad, T. (2015b). Waste products as alternative phosphorus fertilisers part II: predicting P fertilisation effects by chemical extraction. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 103 (2): 187–199.
- Brod, E., Oppen, J., Kristoffersen, A. Ø., Haraldsen, T. K. og Krogstad, T. (2017). Drying or anaerobic digestion of fish sludge: Nitrogen fertilisation effects and logistics. *Ambio*, 46 (8): 852-864.
- Brod, E., Toven, K., Haraldsen, T. K. og Krogstad, T. (2018). Unbalanced ratios in pelleted compound recycling fertilizers. *Soil Use and Management*.

- Barraclough, P. B. og Leigh, R. A. (1993). Critical plant K concentrations for growth and problems in the diagnosis of nutrient deficiencies by plant analyses. I: Barrow N. J. (ed) *Plant nutrition – from genetic engineering to field practice*, vol. 54. Dordrecht: Springer.
- Cassman, K. G., Dobermann, A. og Walters, D. T. (2002). Agroecosystems, nitrogen-use efficiency, and nitrogen management. *Ambio*, 31 (2): 132-140.
- Castellanos, J. Z. og Pratt, P. F. (1981) Mineralization of manure nitrogen - correlation with laboratory indexes. *Soil Science Society of America Journal*, 45 (2): 354–357.
- Cayuela, M. L., Sinicco, T., Fornasier, F., Sanchez-Monedero, M. A. og Mondini, C. (2008). Carbon mineralization dynamics in soils amended with meat meals under laboratory conditions. *Waste Management*, 28 (4): 707-715.
- Chapin, F. S., Matson, P. A. og Mooney, H. A. (2002). *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. New York: Springer.
- Constantinides, M. og Fownes, J. H. (1994). Nitrogen mineralization from leaves and litter of tropical plants: relationship to nitrogen, lignin and soluble polyphenol concentrations. *Soil Biology Biochemistry*, 26 (1): 49–55.
- Cordell, D., Drangert, J.-O. og White, S. (2009). The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change* 19 (2): 292–305.
- Cordovil, C. M., Goss, M. J., Coutinho, J. og Cabral, F. (2012). Estimating short- and medium-term availability to cereals of nitrogen from organic residues. *Journal of Plant Nutrition*, 35 (3): 366–383.
- Dawson, C. J. og Hilton, J. (2011). Fertiliser availability in a resource-limited world: Production and recycling of nitrogen and phosphorus. *Food Policy*, 36 (1): 14-22.
- De Kock, P. C. og Wallace, A. (1965). Excess Phosphorus and Iron Chlorosis. *California Agriculture*, 19 (12): 3-4.
- Delin, S. og Engström, L. (2010). Timing of organic fertiliser application to synchronise nitrogen supply with crop demand. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Plant Soil Science*, 60 (1): 78–88.
- Delin, S. (2011). Fertilizer value of nitrogen in hen and broiler manure after application to spring barley using different application timing. *Soil Use and Management*, 27 (4): 415-426.
- Dinesh, R., Suryanarayana, M. A., Nair, A. K. og Chaudhuri, S. G. (2001). Leguminous Cover Crop Effects on Nitrogen Mineralization Rates and Kinetics in Soils. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 187 (3): 161-166.

- DKNVS og NTVA. 2012. Verdiskaping basert på produktive hav i 2050. Tilgjengelig fra: https://www.sintef.no/globalassets/upload/fiskeri_og_havbruk/publikasjoner/verdiskapingbasert-pa-produktive-hav-i-2050.pdf (lest 07.04.2018).
- Dobermann A. R. (2005): Nitrogen Use Efficiency – State of the Art. University of Nebraska, Lincoln.
- Dragicevic, I., Sogn, T. A. og Eich-Greatorex, S. (2018). Recycling of biogas digestates in crop production – soil and plant trace metal content and variability. Upublisert, sendt til: *Frontiers in Sustainable Food Systems*.
- Eghball, B. (1996). Phosphorus and nitrogen based manure and compost applications. *Manure Matters*, 2, 9.
- Ekholm, P., Turtola, E., Grönroos, J., Seuri, P. og Ylivainio, K. (2005). Phosphorus loss from different farming systems estimated from soil surface phosphorus balance. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 110 (3-4): 266–278.
- Elliott, G. C. og Lauchli, A. (1985). Phosphorus Efficiency and Phosphate Iron Interaction in Maize. *Agronomy Journal*, 77 (3): 399-403.
- EN ISO 11732: 1997, Water quality – Determination of Ammonium Nitrogen by Flow Analysis Methods and spectrophotometric detection.
- EN 12880: 2000, Determination of dry mater and water content on a mass basis in sediment, sludge, soil and waste – Gravimetric method.
- EN 13137: 2001, Characterization of waste – Determination of total organic carbon (TOC) in waste, sludge and sediments.
- EN 13654-1: 2001, Jordforbedringsmilder og dyrkningsmedier – Måling av nitrogen – Del 1: Modifisert Kjeldahl-metode.
- EN ISO17852mod: 2006, Water quality – Determination of mercury – Method using atomic fluorescence spectrometry.
- Erisman, J. W., Galloway, J. A., Sutton, M. S., Klimont, Z. og Winiwater, W. (2008). How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience*, 1: 636–639.
- Fageria, N. K., Baligar, V. C. og Wright, R. J. (1990). Iron Nutrition of Plants: An Overview on the Chemistry and Physiology of Its Deficiency and Toxicity. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 25: 553-570.
- FAO. 2013. World aquaculture production of fish, crustaceans, molluscs, etc., by principal producer in 2013. Tilgjengelig fra: <http://www.fao.org/fishery/docs/STAT/summary/a-4.pdf> (lest 07.04.2018).

- Forurensningsforskriften (2004). Forskrift om begrensning av forurensning. Klima- og miljødepartementet.
- Føreid, B. (2017). Phosphorus availability in residues as fertilizers in organic agriculture. *Agricultural food science*, 26 (1): 25-33.
- Gebauer, R. (2004). Mesophilic anaerobic treatment of sludge from saline fish farm effluents with biogas production. *Bioresource Technology*, 93 (2): 155-167.
- Gebauer, R. og Eikebrokk, B. (2006). Mesophilic anaerobic treatment of sludge from salmon smolt hatching. *Bioresoure Technology*, 97 (18): 2389-2401.
- Gjødselvereforskriften. (2003). Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav. Landbruks- og matdepartementet, Klima- og miljødepartementet & Helse- og omsorgsdepartementet.
- Hamilton, H. A., Brod, E., Hanserud, O. S., Gracey, E. O., Vestrum, M. I., Bøen, A., Steinhoff, F. S., Müller, D. B. og Brattebø, H. (2016). Investigating cross-sectoral synergies through integrated aquaculture, fisheries and agriculture phosphorus assessments: A case study of Norway. *Journal of Industrial Ecology*, 20 (4): 867–881.
- Hanserud, O. S., Brod, E., Øgaard, A. F., Müller, D. B. og Brattebø, H. (2016). A multi-regional soil phosphorus balance for exploring secondary fertilizer potential: The case of Norway. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 104 (3): 307–320.
- Haraldsen, T. K., Andersen, U., Krogstad, T. og Sørheim, R. (2011a). Liquid digestate from anaerobic treatment of source-separated household waste as fertilizer to barley. *Waste Management and Research*, 29 (12): 1271-1276.
- Haraldsen, T. K., Pedersen, P. A. og Grønlund, A. (2011b). Mixtures of bottom wood ash and meat and bone meals as NPK fertilizer. I: Insam, H. og Knapp, B. A. (ed.) *Recycling of biomass Ashes*, s. 33-44. Heidelberg: Springer.
- Haraldsen, T. K. og Krogstad, T. (2011). Efficiency of organic NPK fertilizers combining N-rich organic wastes and bottom wood ash. NJF seminar 443: Utilisation of manure and other residues as fertilizers, Falköping, Sverige, 29-30 November 2011 (NJF Report Vol. 7 No. 8). NJF, Stockholm, s. 48-51.
- Hartz, T. K., Mitchell, J. P. og Giannini, C. (2000). Nitrogen and Carbon Mineralization Dynamics of Manures and Composts. *HortScience*, 35 (2): 209-212.
- Havlin, J. L., Tisdale, S. L., Beaton, J. D. og Nelson, W. L. (2005). Soil Fertility and Fertilizers. I: Yarnell, D. (ed.), s. 137-141. New Jersey: Pearson Education.
- Hillestad, M., Åsgard, T. og Berge, G. M. (1999). Determination of digestibility of commercial salmon feeds. *Aquaculture*, 179 (1-4): 81-94.

- Hylton, L. O., Ulrich, A. og Cornelius, D. R. (1967). Potassium and sodium interrelations in growth and mineral content of Italian ryegrass. *Agronomy Journal*, 49 (4): 311-314.
- ISO 13395, Water quality – Determination of nitrite nitrogen and nitrate nitrogen and the sum of both by flow analysis (CFA and FIA) and spectrometric detection.
- Janssen, B. H. (1996). Nitrogen mineralization in relation to C:N ratio and decomposability of organic materials. *Plant and Soil*, 181 (1): 39-45.
- Khosravinejad, K., Heydari, R. og Farboodnia, T. (2009). Effect of salinity on organic solutes contents in barley. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 12 (2): 158-162.
- Kirchmann, H. og Lundvall, A. (1993). Relationship between N immobilization and volatile fatty acids in soil after application of pig and cattle slurry. *Biology and Fertility of Soils*, 15 (3): 161–164.
- Kolstad, K., Grisdale-Helland, B. og Gjerde, B. (2004). Family differences in feed efficiency in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture*, 241 (1-4): 169-177.
- Kvalbein, A. og Eldhuset, T. D. (2017). Optimal gjødsling av planter – om sammenhenger mellom næringstilgang, vekst og kvalitet. *Bioforsk bok*, 3 (7).
- Ladha, J. K., Pathak, H., Krupnik, T. J., Six, J. og van Kessel, C. (2005). Efficiency of fertilizer nitrogen in cereal production: retrospects and prospects. *Advances in Agronomy*, 87: 85-156.
- Landbruksdirektoratet, Mattilsynet og Miljødirektoratet. (2018). Oversendelse av forslag til revidert forskrift om gjødsel mv. av organisk opphav. Tilgjengelig fra: <https://www.landbruksdirektoratet.no/no/miljo-og-okologisk/jordbruk-og-miljo/gjodsling/regelverk/forslag-til-nye-forskrifter-levert-gj%C3%B8dselst%C3%B8rre-ressurs-mindre-ulempe> (lest: 23.04.2018).
- Leigh, R. A., Chater, M., Storey, R. og Johnston, E. A. (1986). Accumulation and subcellular distribution of cations in relation to the growth of potassium-deficient barley. *Plant, Cell & Environment*, 9 (7): 595-604.
- Likens, G. E., Wright, R. F., Galloway, J. N. og Butler, T. J. (1979). Acid Rain. *Scientific American*, 241 (4): 43-51.
- Loneragan, J. F., Grove, T. S., Robson, A. D., Snowball, K. (1979). Phosphorus Toxicity as a Factor in Zinc-Phosphorus Interactions in Plants. *Soil Science Society of America Journal*, 43 (5): 966-972.
- Loneragan, J. F., Grunes, D. L., Welch, R. M., Aduayi, E. A., Tengah, A. Lazar, V. A. og Cary, E. E. (1982). Phosphorus Accumulation and Toxicity in Leaves in Relation to Zinc Supply. *Soil Science Society of America Journal*, 46 (2): 345-352.

- Lunestad, B-T. og Rimstad, E. (2011). Uttalelse vedrørende hygieniske sider ved å bruke slam fra klekkeri og settefiskanlegg, og slam fra oppdrettsnæringen som gjødsel og jordforbedringsmiddel. Uttalelse fra faggruppe for hygiene og smittestoffer i Vitenskapskomiteen for Mattrygghet. VKM, dok. nr. 10-106, 18s.
- Moraghan, J. T. og Mascagni, H. J. (1991). Environmental and Soil Factors Affecting Micronutrient Deficiencies and Toxicities. I: Luxmoore, R. J. (ed.) *Micronutrients in Agriculture, 2nd Ed*, s. 371-425. Madison, WI: Soil Science Society of America.
- Mossedaq, F. og Smith, D. H. (1994). Timing nitrogen application to enhance spring wheat yields in a mediterranean climate. *Agronomy Journal*, 86 (2): 221–226.
- Murphy, L. S., Ellis, R. og Adriano, D. C. (1981). Phosphorus-Micronutrient Interaction Effects on Crop Production. *Journal of Plant Nutrition*, 3 (1-4): 597-613.
- Naylor, S. K., Moccia, R. D. og Durant, G. M. (2011). The Chemical Composition of Settleable Solid Fish Waste (Manure) from Commercial Rainbow Trout Farms in Ontario, Canada. *North American Journal of Aquaculture*, 61 (1): 21-26.
- Ng'ang'a, P. K., Jezik, K. M. og Freyer, B. (2014). Determination of nitrogen release by organic fertilizers as influenced by fertilizer type and soil characteristics. *International Journal of Agronomy and Agricultural Research*, 4 (4): 56-64.
- NS 4764: 1980, Vannundersøkelse – Tørrstoff og glødetest i vann, slam og sedimenter.
- NS-EN 12176: 1998, Karakterisering av slam – Måling av pH.
- NS EN ISO 10304-1: 2009, Vannundersøkelse – Bestemmelse av oppløste anioner med væskechromatografi – Del 1: Bestemmelse av bromid, klorid, fluorid, nitrat, nitritt, fosfat og sulfat.
- NS EN ISO 11885: 2009, Vannundersøkelse – Bestemmelse av utvalgte elementer ved induktiv koblet plasma-optisk emisjonsspektrometrisk analyse.
- NS EN ISO 17294-2: 2016, Vannundersøkelse – Bruk av induktivt kobletplasmamassespektrometri (ICP-MS) – Del 2: Bestemmelse av utvalgte elementer inkludert uraniums isotoper.
- Nybruket, S., Paulsrud, B. og Nedland, K. T. (2003) Erfaringer med hygienisering av slam i Norge. *VA – forsk rapport*, 32.
- Oehme, M., Aas, T. S., Olsen, H. J., Sørensen, M., Hillestad, M., Li, Y. og Åsgård, T. (2014). Effects of dietary moisture content of extruded diets on physical feed quality and nutritional response in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture Nutrition*, 20: 451-465.

- Qiu, S., McComb, A. J. og Bell, R. W. (2008). Ratios of C/N and P in soil water direct microbial immobilisation-mineralisation and N availability in nutrient amended sandy soils in southwestern Australia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 127 (1-2): 93–99.
- Raun, W. R. og Johnson, G. V. (1999). Improving nitrogen use efficiency for cereal production. *Agronomy Journal*, 91 (3): 357-362.
- Raven, P. H., Evert, R., F. og Eichhorn, S. E. (2005). Biology of plants. I: Weiss, V. (ed.) New York: W. H. Freeman and Company.
- Rekolainen, S., Ekholm, P., Heathwaite, L., Lehtoranta, J. og Uusitalo, R. (2006). I: Boardman, J., Poesen, J. (ed.) Soil Erosion in Europe. John Wiley & Sons.
- Rosten, T. W., Azeague, K. og Toldnes, B. (2013). Primærrensing og aktuelle løsninger for slambehandling i norske settefiskanlegg. *SINTEF Fiskeri og Havbruk*. Rapport A2445.
- Rothamsted Research (2008). Guide to the Classical and other Long-term Experiments, Datasets and Sample Archive, *Rothamsted Research*, Harpenden, Herts, UK.
- Roy, R. N., Misra, R. V. og Montanez, A. (2002). Decreasing Reliance on Mineral Nitrogen – Yet More Food. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 31 (2): 177-183.
- Roy, M. D., Chhonkar, P. K. og Patra, A. (2011). Mineralization of nitrogen from ¹⁵N labeled crop residues at varying temperature and clay content. *African Journal of Agricultural Research*, 6 (1): 102–106.
- Saffan, S. E. S. (2008). Effect of salinity and osmotic stresses on some economic plants. *Research Journal of Agriculture and Biological Sciences.*, 4: 159-166.
- Salomonsson, L., Jonsson, A., Salomonsson, A. C og Nilsson, G. (1994). Effects of organic fertilizers and urea when applied to spring wheat. *Acta Agriculturae Scandinavia, Section B-Soil and Plant Science*, 44 (3): 170-178.
- Schindler, D. W. (1977). Evolution of phosphorus limitation in lakes: Natural mechanisms compensate for deficiencies of nitrogen and carbon in eutrophied lakes. *Science*, 195: 260-262.
- Seiter, S. og Horwath, W. R. (2004). Strategies for managing soil organic matter to supply plant nutrients. I: Magdoff, F. og Weil, R. R. (ed.) *Soil organic matter and sustainable agriculture*, s 269-293. New York: CRC Press.
- Smil, V. (2011). Nitrogen cycle and world food production. *World Agriculture*, 2: 9-13.
- Sims, J. T. (1986). Nitrogen transformations in a poultry manure amended soil: temperature and moisture effects. *Journal of Environmental Quality*, 14 (1): 59–63.

- Snyder, C. S. (2009). Nitrogen use efficiency: Global challenges, trends and the future. Nutrient use efficiency. I: *Proceedings of the XVIII Latin American Congress of Soil Science*, s. 10-17, 16-20th November 2009, Costa Rica.
- Spiertz, J. H. J. og De Vos, N. M. (1983). Agronomical and physiological aspects of the role of nitrogen in yield formation of cereals. *Plant and Soil*, 75 (3): 379–391.
- StataCorp. (2013). *Stata Statistical Software: Release 13*. College Station, TX: StataCorp LP.
- Statistisk sentralbyrå. (2017). Akvakultur. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/statistikker/fiskeoppdrett/aar> (lest 23.04.2018).
- Stentiford, E. og de Bertoldi, M. (2010). Composting: Process. I: Christensen, T. H. (ed.) *Introduction to Waste Management*, vol 2, s. 515-533. Chichester: John Wiley & Sons.
- Streeter, J. G. og Barta, A. L. (1984). Nitrogen and Minerals. I: Tesar, M. B. (ed.) *Physiological Basis of Crop Growth and Development*, s. 175-200. Madison, WI: American Society of Agronomy.
- Sullivan, D. M. og Miller, R. O. (2001). Compost quality attributes, measurements, and variability. I: Stofella, P. J. og Kahn, B. A. (ed.) *Compost utilization in horticultural cropping systems*, s. 95–120. Boca Raton: Lewis Publishers.
- Sumner, M. E. og Farina, M. P. W. (1986). Phosphorus Interactions with Other Nutrients and Lime in Field Cropping Systems. *Advances in Soil Science*, 5: 201-236.
- Syers, J. K., Johnston, A. E. og Curtin, D. (2008). Efficiency of Soil and Fertilizer Phosphorus Use: Reconciling Changing Concepts of Soil Phosphorus Behaviour With Agronomic Information, Food and agriculture organization of the united nations (FAO), Rome.
- Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R. og Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418: 671-677.
- Trinsoutrot, I., Recous, S., Bentz, B., Linères, M., Chèneby, D. og Nicolardot, B. (2000). Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under non-limiting nitrogen conditions. *Soil Science Society of America Journal*, 64 (3): 918-926.
- Uhlig, C. og Haugland, E. (2007). Gjødelskvalitet av fiskeslam og fiskeensilasje fra landbaserte røyeoppdrett for dyrking av timotei (*Phleum pratense*). *Bioforsk FOKUS*, 2: 53-56.
- Wichuk, K. M. og McCartney, D. (2010). Compost stability and maturity evaluation – a literature review. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 37 (11): 1505-1523.

- Ytrestøyl, T., Løes, A., Kvande, I., Martinsen, S., Berge, G. M. (2013). Utnyttelse av slam fra akvakultur i blandingsanlegg for biogassproduksjon: teknologi og muligheter. *Nofima*, Rapport 12.
- Ytrestøyl, T., Aas, T. S., Nerdal, K. S. og Berge, G. M. (2016). Karakterisering av slam fra tre kommersielle settefiskanlegg gjennom et produksjonsår. Hovednæringsstoff, mineraler og tungmetaller, *Nofima*, Rapport 33.
- Ødegaard, H. (2012). Vann- og avløpsteknikk. Oslo: Norsk Vann.



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway