

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet  
Fakultet for miljøvitenskap og teknologi  
Institutt for matematiske realfag

Masteroppgave 2016  
30 stp

# Forbedring av plantetilgjengelig fosfor i kjemisk renset slam med økonomiske betraktninger

Improvement of Plant Available Phosphorus in  
Chemically Treated Sludge with Economic  
Considerations.

Kari Motrøen Gjelten  
Industriell økonomi



## Forord

Denne oppgaven er skrevet som avsluttende oppgave av min mastergrad i industriell økonomi med fordypning i vann- og miljøteknikk ved Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet (NMBU).

Jeg vil takke mine veiledere, professorene Harsha Chandima Ratnaweera og Tore Krogstad for svært god hjelp og veiledning underveis. Takk også til Lelum Duminda M. Manaperuma og Xiaodong Wang for hjelp til gjennomføring av forsøk og analyser samt til Tron Magne Gjelten for tilbakemeldinger på scenarioanalysen. Alle labteknikere på IMV som har analysert planteprøvene har vært til stor hjelp og det samme har Kurt Johansen, som med sine råd, kunnskap og hjelp har vært en stor bidragsyter til at forsøket har blitt gjennomført.

Hannah Katrina Cariño har vært med meg og gjennomført forsøket og jeg vil takke henne for et godt samarbeid gjennom hele våren.

Jeg vil også takke alle jeg har vært i kontakt med i forbindelse med scenarioanalysene, HIAS IKS, Vestfjordens Avløpsselskap, Tønsbergfjordens avløpsutvalg IKS, Movar IKS, IVAR IKS, Sentralrenseanlegg Nord-Jæren, Libir IKS og Bekkelaget renseanlegg, samt Sveinung Folkvord fra HØST for at dere har tatt dere tid til å hjelpe meg og svare på mine spørsmål. Og ikke minst vil jeg takke Lars Morten Opseth og SKP med alle ansatte for god hjelp under hele forsøket og utlån av vekstrom og utstyr.

Til slutt vil jeg takke venner, kjæreste og familie for god støtte, tålmodighet og råd gjennom masterperioden. Jeg hadde ikke kommet i mål med denne oppgaven uten noen av dere.

Ås, 13. mai 2016

---

Kari Motrøen Gjelten



## Sammendrag

Som beskrevet av Cordell et al. (2009) med flere nærmer en fosforkrise seg, det vil si at råfosfatreservene som benyttes i dagens mineralgjødselproduksjon kan komme til å tømmes i løpet av det neste århundret. Da må alternative kilder vurderes, og ettersom slam fra avløpsrensaneanlegg inneholder alle nødvendige næringsstoffer som trengs til plantedyrking vil det kunne være et substitutt for mineralgjødsel.

Gjødseleffekten til 8 ulike aluminiumbaserte slamtyper har blitt undersøkt gjennom pottforsøk for å undersøke hvordan ulikt slam gir ulike avlingsresultater og om polymer kan bedre andelen plantetilgjengelig fosfor i slammet. Slammet ble tilført raigressfrø i to ulike vekstmedier, torv og vermikulitt. Slammet ble kjemisk felt ved hjelp av to ulike doser med koagulanter, PAX<sub>18</sub> (prepolymerisert aluminium hydroxyl klorid) og AIS (aluminiumsulfat), og en type polymer. Forsøket ble gjennomført over 4 måneder i et vekstrom hos Senter for klimaregulert planteforskning (SKP) med totalt 3 høstinger, hvor det høstede gresset ble analysert for næringsinnhold, samt at tørrvekten ble veid.

Fosforopptaket varierte både fra høsting til høsting og mellom de ulike slamtypene og det samme gjorde avlingsresultatet, dog ikke like mye. På grunn av feilvurderinger gjort underveis, var ikke resultatene fra plantene som ble dyrket i vermikulitt sammenliknbare med torvplantene, og derfor ble det lagt mest vekt på resultatene fra sistnevnte planter. Sommert, totalt fosforopptak viste at AIS dose 1 (den laveste av to doser) var den type kjemisk renseslam som ga best resultat, men den var fortsatt langt unna resultatene som mineralgjødsling ga. Polymer viste seg å ha en hemmende effekt på planteveksten. Hva dette skyldtes er usikkert, så derfor bør liknende forsøk gjennomføres for å kunne konkludere med sikkerhet.

De fleste norske rensaneanlegg har, på grunn av en viss skepsis rundt bruk av slam i jordbruket, til nå vært nødt til å påta seg store deler av kostnadene som påløper ved distribusjon av slam. På bakgrunn av dette ble det gjennomført to scenarioanalyser, en for dagens situasjon og en for et fremtidig scenario. I det første scenariet ble kostnadene rundt alternative slamdisponeringsmetoder undersøkt, men kostnadene knyttet til disse alternativene er høyere enn kostnadene ved å sende slam til jordbruk og dermed ikke særlig aktuelle dersom jordbruk er et alternativ. Fremtidsscenarioet konkluderer at om fosforkrisen rammer, vil tilgangen til råfosfat synke, prisen øke og etterspørselen etter slam fra avløpsrensaneanlegg vil stige i takt med dette og gjøre at slammet trolig får en helt annen betydning enn hva det har i dag.

## Abstract

According to several sources, such as Cordell et al. (2009), a phosphorus-peak will occur within the next 30 years, and the reserves of phosphate rock will run dry, probably during the next century. It is therefore important to explore other phosphorous sources, and sludge from wastewater treatment plants may be an option as it contains all the necessary nutrients that is needed in agriculture.

The fertilizing effect of 8 different types of aluminium based sludge was investigated in a pot experiment to see how the yield differs when different types of sludge is added as fertilizer. And also to see whether polymers contribute to a higher fraction of plant available phosphorous in the sludge. Seeds of rye grass were added to the sludge which then was sown in either vermiculite or peat soil. The sludge was chemically precipitation using two different doses of the coagulants, AIS (aluminium sulphate) and PAX<sub>18</sub> (prepolymerized aluminium hydroxyl chloride) and one polymer. The experiment was conducted at the centre for plant research in controlled climate (SKP) for 4 months, during which the plants was harvested 3 times and the dry weight were measured and the content of nutrients was analysed.

The results varied from harvest to harvest and also between different the types of sludge. Due to misjudgements during the experiment, the results from the plants grown in the vermiculite was not comparable to the results from the plants grown in peat soil, and therefore the conclusion in this thesis is based in the results from the plants grown in peat soil. Total absorbed phosphorous showed that AIS dose 1 (the lowest of two doses) was the sludge-combination that gave the best yield, but still it was nowhere close to the results from the plants grown with mineral fertilizer. The adding of polymers to the sludge inhibited the growth of the plants. The reason why is unclear and so further experiments should be conducted.

Due to the scepticism of the use of sludge in agriculture, most of the wastewater treatment plants in Norway have to cover most of the cost of sludge disposal. Two scenarios, one for the present situation and one for the future, were investigated. The costs of alternative sludge disposal methods were investigated in the first scenario. It was concluded that in order to minimize the costs, agriculture was the best alternative. The future scenario concludes that demand of sludge will increase in the future if the phosphate rock reserves are depleted, since the price of phosphate rock will increase as the access decreases.

# Innholdsfortegnelse

1	Innledning.....	1
2	Litteraturstudie .....	3
2.1	Kjemisk rensing .....	3
2.1.1	Fellingsmidler, koagulanter og flokkulanter .....	3
2.1.2	Flokkulering .....	5
2.1.3	Slamseparasjon.....	5
2.2	Avløpsslam og slambehandling.....	5
2.3	Slamdisponering .....	6
2.3.1	Jordbruk.....	7
2.3.2	Kompost .....	7
2.3.3	Forbrenning .....	8
2.3.4	Deponi .....	8
2.3.5	Tørking .....	8
2.3.6	Biogass .....	9
2.4	Slam i jordbruket .....	9
2.5	Fosfor i slam .....	10
2.6	Slamdisponering globalt .....	12
2.7	Hydroponi.....	13
3	Materiale og metoder .....	15
3.1	Bakgrunn .....	15
3.2	Vekstmedium.....	15
3.3	Avløpsslam .....	15
3.4	Gjennomføring av forsøk.....	17
3.4.1	Pottforsøk .....	19
3.4.2	Hydroponisk forsøk.....	19
3.4.3	Høsting .....	21

3.5	Analyser.....	21
3.5.1	Fosfor- og nitrogenanalyse av slam .....	21
3.5.2	ICP analyser av gresset .....	21
3.5.3	pH-måling av torv og vermikulitt.....	22
3.6	Beregninger .....	22
3.6.1	Beregning av koagulantdose: .....	22
3.6.2	Beregning av nødvendig mengde slam: .....	22
4	Resultater.....	23
4.1	Koagulantenes renseseffekt.....	23
4.2	Avlingsresultat og NUE.....	24
4.3	Utnyttelsesgrad av fosfor.....	27
4.4	Konsentrasjon av næringsstoffer og metaller i avlingene .....	29
4.5	Totalt fosforopptak .....	30
5	Diskusjon.....	31
5.1	Renseeffekt av fosfor.....	31
5.2	Avlingsresultat fra slam i forhold til mineralgjødning.....	32
5.3	Avlingsforskjeller mellom koagulant med og uten polymer .....	33
5.4	Fosforopptak .....	34
5.5	Ulik veksteffekt grunnet ulike koagulanter .....	36
5.6	Resultatforskjeller grunnet tilsatt mineralnitrogen .....	37
5.7	Miljøeffekter ved bruk av slam .....	38
5.8	Feilkilder.....	39
6	Scenarioanalyse med økonomiske betraktninger .....	41
6.1	Scenarier utarbeidet fra dagens situasjon .....	42
6.1.1	Antakelser.....	42
6.1.2	Kostnadsalternativer.....	43
6.1.3	100 % av slam til hver av de fire ulike alternativene .....	44



6.1.4	Fordeling av slam i samsvar med landsgjennomsnitt.....	44
6.1.5	Redusert mengde slam som sendes til jordbruk .....	45
6.1.6	Diskusjon.....	46
6.2	Framtidsscenarier.....	49
6.2.1	Antakelser.....	50
6.2.2	Scenarier.....	50
6.2.3	Diskusjon.....	51
7	Konklusjon .....	53
8	Litteraturliste .....	54
	Vedlegg A .....	I
	Vedlegg B.....	X



# 1 Innledning

Fosfor er et essensielt næringsstoff for dyrking av planter og grønnsaker og i mange år har mineralgjødsel blitt brukt til å erstatte en andel av næringsstofftapet en avling medfører i matjorda. Matproduksjonen har i dag lite fokus på å sørge for et effektivt fosforkretsløp, hvilket vil medføre et fremtidig problem og flere studier har kommet frem til at fosforreservene kan være tomme i løpet av det neste århundret og prisen forventes derfor å øke i løpet av de neste tiårene. Fosforreservene er ikke-fornybare og det finnes ikke et økonomisk alternativ til fosforrik malm som (råfosfat) kan dekke verdens fosforbehov (Bøen & Bechmann, 2010).

Det vil derfor bli viktig å flytte fokuset fra råfosfat til resirkulert fosfor, det vil si fosfor som forekommer i husdyrgjødsel og slam. Avløpsslam er kjent for å inneholde essensielle næringsstoffer, som nitrogen og fosfor, og organisk materiale som ved tilføring gir god plantevekst og avling. Slam fra renseanlegg som benytter biologisk rensing har vist seg å være like effektivt som mineralgjødsel, mens slam fra kjemiske renseanlegg har gitt mer varierende resultater. Det rår en viss skepsis rundt bruk av slam på grunn av manglende kunnskap og viten rundt sammensetningen av mikroorganismer og forurensninger i slammet, og da spesielt kjemisk slam siden kjemikaliene blir videreført til slammet, og blir tilført matjorda ved gjødsling.

I dag lagrer og transporterer de fleste norske renseanlegg slammet for bøndene uten vederlag, og noen dekker til og med spredningskostnadene. Dette viser en ikke-eksisterende betalingsvilje og tvil hos bøndene knyttet til kvaliteten til slam, samt at det i dag ikke finnes et økonomisk likeverdig alternativ for renseanleggene for å bli kvitt slammengdene avløpsvannet akkumulerer. På tross av tvilen er jordbrukerne villig til å motta slammet, da det er vist at slam fører til et forbedret jord og reduserer avrenningen, samt gir gratis tilførsel av næringsstoffer.

Første del av oppgaven omfatter en teoridel hvor temaene kjemisk rensing, slambehandling og –disponering, fosfor i slam og hydroponi redegjøres for.

Målet med oppgaven vil være å undersøke om kjemisk renseslam kan konkurrere med mineralgjødsel når det kommer til avlingsresultat og fosforopptak. I tillegg sees det på om resultatene varierer ut i fra hvilke koagulanter som benyttes i slammet og om tilstedeværelse av polymerer i slammet har en effekt på resultatene. For å undersøke om resultatene varierer

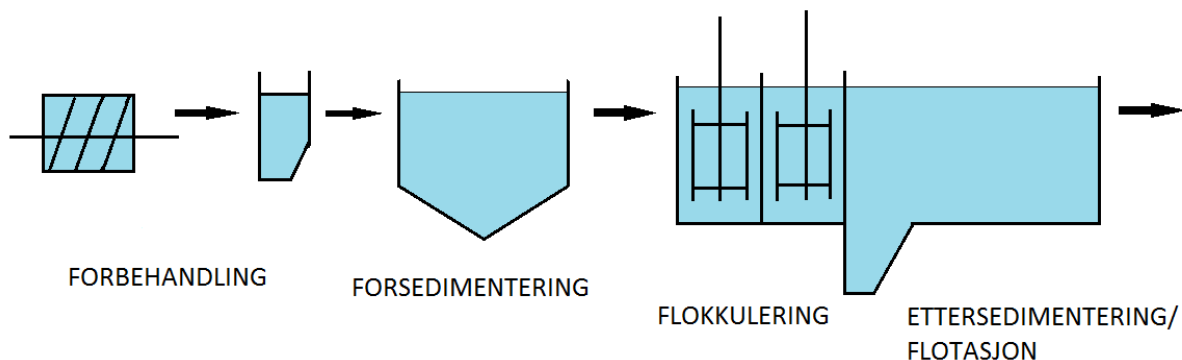
avhengig av hvilke vekstmedier som benyttes, vil to parallelle forsøk gjennomføres der vermikulitt og torv fungerer som vekstmedier. Til slutt blir økonomiske aspekter ved slamdisponering utforsket gjennom to scenarioanalyser. Den første scenarioanalysen undersøker dagens alternative slamdisponeringsmetoder og de kostnader som påløper når et renseanlegg benytter seg av disse og den andre scenarioanalysen ser på fremtidig fosforpris og hvilken betydning dette vil ha for slam.

## 2 Litteraturstudie

### 2.1 Kjemisk rensing

I Norge renses over to tredjedeler av det kommunale avløpsvannet enten ved kjemisk rensing eller med en kombinasjon av kjemisk og biologisk rensing, og i den forbindelse benyttes uorganiske koagulanter som aluminium- og jernbaserte produkter for å skape en utfelling av organisk materiale og fosfor (Ratnaweera 2013). Grunnen til at majoriteten av rensesanleggene benytter kjemisk rensing skyldes i hovedsak at det på 1970-tallet oppstod eutrofiering i flere av de store innsjøene og fjordene, på grunn av for stor fosforbelastning. Kjemisk rensing er den metoden som best fjerner fosfor fra avløpsvannet, og dette ble grunnen til at de fleste norske rensesanlegg valgte denne metoden fremfor biologisk rensing (Ødegaard et al. 2014).

I kjemiske rensesanlegg blir det etter en forbehandling av avløpsvannet tilsatt kjemikalier som har til hensikt å få fosforet og partiklene i vannet til å koagulere og felle ut. De utfelte kolloidene er så små at de må bygges opp gjennom omrøring, også kalt flokkulering før de separeres ved sedimentasjon, flotasjon, siling eller ved andre metoder (Ødegaard et al. 2014).



Figur 2.1: Skjematisk oppbygning av kjemisk rensanlegg.

Figur 2.1 viser et kjemisk rensanlegg med sekundærfelling. I Norge har de fleste kjemiske rensesanlegg primærfelling, selv om det har vist seg at sekundærfelling har bedre renseseffekt (Ødegaard et al. 2014).

#### 2.1.1 Fellingsmidler, koagulanter og flokkulanter

Fellingsmiddel er det vanligste ordet som brukes i Norge for å beskrive de kjemikaliene som tilsettes i kjemisk rensing, men et velkjent synonym er koagulant. Tradisjonelt har uorganiske koagulanter, som jern- eller aluminiumbaserte salter, blitt brukt, men kalk er også et velprøvd alternativ. En flokkulant er et kjemikalie som øker flokkuleringshastigheten, øker bindingen

mellom fnokkene (de utfelte partiklene) og bedrer separerbarheten. I hovedsak er det organiske polymerer som benyttes som flokkulanter (Ødegaard et al. 2014).

Polymerer brukes normalt i vannrensing og ikke i kommunal avløpsrensing, siden fjerning av løst fosfor ved bruk av polymerer ikke er effektivt. En kombinasjon av polymerer og koagulanter kan teoretisk sett oppnå en like god renseeffektivitet som en høyere koagulantdose, ved at polymeren fjerner en større andel av det partikulære materialet og den metallbaserte koagulantene dermed kan konsentrere seg om å øke molforholdet mellom koagulant og fosfor. I henhold til teorien skal dette føre til at en økt andel av plantetilgjengelig fosfor forekommer i slammet i forhold til om det kun ble benyttet en metallbasert koagulant. (Ratnaweera 2015)

Fosforfjerning ved tilsetning av metallsalter kan forekomme på ulike måter (Metcalf & Eddy 2014): Formasjon av vannløselig treverdige jern eller aluminiumoksider som vil virke som et substrat til fosforadsorpsjon, inkorporering av fosfor til en vannløselig oksidstruktur, dannelse av blandede kationfosfater og av treverdige jernfosfat eller aluminiumfosfat

Hovedreaksjonene etter at aluminium eller jern er blitt tilsatt som fellingsmiddel kan beskrives med følgende forenklede likninger (Ødegaard et al. 2014):



Metallet reagerer både med fosfat og selve vannet og feller ut metallfosfat og hydroksid. pH har avgjørende betydning for løseligheten i de utfelte produktene, og lavest mengde med restprodukter vil oppnås ved en pH mellom 5 og 6 (Ødegaard et al. 2014).

Ulempene ved bruk av metallbaserte koagulanter er at formene koagulantene danner ikke kan kontrolleres og temperaturendringer i råvannet kan redusere koagulantenes renseeffekt. Råvannet må også gjerne pH-justeres både før og etter koagulering for at renseprosessen skal bli mest mulig effektiv, hvilket medfører økte driftskostnader for renseanlegget, spesielt om pH-nivået i råvannet varierer mye gjennom døgnet. (Jiang & Graham 1998)

Som fellingsmiddel viser erfaring at aluminiumioner er de mest effektive når det kommer til å felle ut fosfor i form av fosfater sammenliknet med jern og kalk. For å kunne benytte aluminium som koagulant må pH-en være mellom 5 og 8,5, der optimal verdi er 5,6-6,5 (Gilberg et al. 2003). De aluminiumbaserte fellingsmidlene som brukes mest i Norge er aluminiumsulfat (AIS), AVR og prepolymerisert aluminiumklorid (PAX) (Ødegaard et al.

2014). AIS er en enkel koagulant å tilføre råvannet ved koagulering og medfører lave kostnader, mens PAX, som er dyrere, fungerer bedre enn AIS ved lavere doser, et større pH-område og takler temperatursvingninger bedre (Tzoupanos & Zouboulis 2008).

### **2.1.2 Flokkulering**

Flokkulering gjennomføres for å øke volumet til de utfelte partiklene fra reaksjonstrinnet, slik at det blir lettere å separere dem og for å oppnå dette ønsker man at partiklene skal kolliderer sammen. Flokkuleringsteknikker kan deles inn i mekanisk omrøring, slamteppe og kjemisk flokkulering med organiske polymerer (Ødegaard et al. 2014).

### **2.1.3 Slamseparasjon**

Sedimentering kan benyttes både før og etter koaguleringen, avhengig av råvannets sammensetning. Prosessen går ut på at råvannet føres inn i den ene enden av bassenget og strømmer gjennom det, og før vannet når den andre enden av bassenget felles partiklene ut og det rensede vannet renner ut. Flotasjon går ut på at slampartiklene separeres ved at de fester seg til gassbobler som stiger til overflaten og legger seg som et slamteppe som kan skrapes av. Siling og filtrering er alternativer kun hvis avløpsvannet er tynt og vil kreve en lav doseringsmengde (Ødegaard et al. 2014).

## **2.2 Avløpsslam og slambehandling**

Avløpsslam er restproduktet som oppstår når avløpsvannet blir renset i rensenanlegget og består av organiske og uorganiske komponenter, bakterier eller kjemiske utfellingsprodukter avhengig av om rensenanlegget bruker kjemisk eller biologisk rensing (Barlindhaug 2009a). Bruken av slam har variert gjennom tidene fra å bli brukt som gjødsel, for så å bli dumpet på fyllinger på grunn av dårlig lukt før ressurspotensialet igjen ble tilkjennegitt. I Norge brukes slam i hovedsak som gjødsel i jordbruket, men kan også benyttes til å produsere biogass, der gassen kan brukes til oppvarming, strømproduksjon og drivstoff, sendes til grøntanlegg eller deponeres (Blytt 2008).

Slammet fra et avløpsrensanlegg inneholder store deler vann, helt opp til 99% og det vil lukte og kan i verste fall være smittefarlig. For å holde smittefare og lukt så lav som mulig hygieniseres og stabiliseres slammet før det blir sendt ut som gjødsel. Først vil slammet avvannes slik at tørrstoffnivået heves til minst 20 % før det stabiliseres, enten permanent ved at det lettest nedbrytbare organiske stoffet omsettes biologisk, eller midlertidig der man hindrer igangsettingen av nedbrytningen ved å tilsette kjemikalier, som kalk (Ødegaard et al.

2014.). Til slutt hygieniseres slammet gjennom høy temperatur over et gitt tidsrom og reduserer dermed smittefaren (Barlindhaug 2009b).

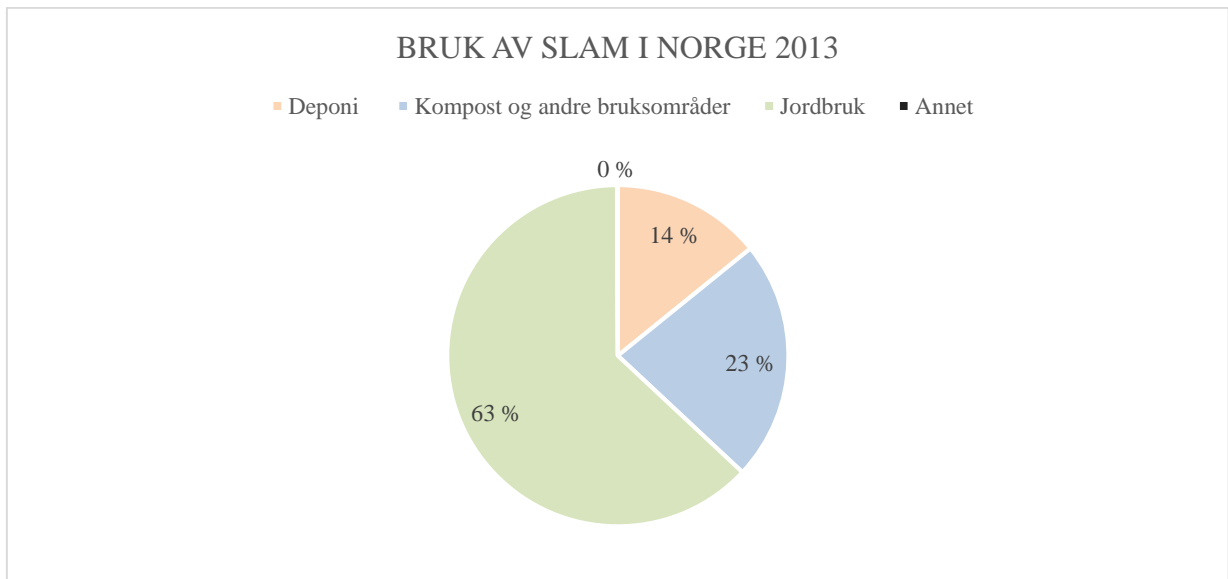
Slammet må behandles i henhold til offentlige forskrifter og myndighetene har som målsetning at mest mulig blir gjenbrukt, ved at det benyttes som gjødsel i jordbruket eller på grøntarealer. (Barlindhaug 2009b) Dagens regelverk medfører at det stort sett kun er på kornarealer slam kan bli benyttet (Øgaard 2012). Kravene renseanlegget må overholde for å kunne sende ut slammet til gjødselbruk finnes i *Forskrift om gjødselvarer mv av organisk opphav* og slammet, så vel som renseanlegget, må overholde den krevde kvaliteten. Det er mattilsynet som har i oppgave å føre tilsyn til at forskriften overholdes og på grunn av strenge kvalitetskrav, er norsk slam noe av det reneste slammet i Europa (Blytt 2008).

Slam som kommer fra renseanlegg deles inn i 4 kvalitetsklasser ut i fra hvor mye tungmetaller det inneholder. Klassene er fra 0 til III, der 0 beskriver slammet med høyest kvalitet, altså lavest tungmetallinnhold. Klasse III-slam kan kun brukes på grøntarealer, mens de tre andre klassene kan brukes i jordbruket, men med ulike mengder per arealenhet. Hvert år produserer norske renseanlegg 86 000 tonn slam som tilfredsstillende klasse 0 til II, og omtrent 25 000 daa jordbruksarealer blir tilført behandlet slam (Blytt 2008). Slam som tilfredsstillende klasse II kan tilføres med 2 tonn slamtørrstoff/dekar/10 år, der det er vanlig å fordele mengden ut årlig. Årlig renses omtrent 2000 tonn fosfor fra norsk avløp og mellom 50 og 60 % blir resirkulert tilbake til det naturlige kretsløpet i jordbruket, og tanken er at dette fosforet skal erstatte en andel av de 8-9000 tonn fosfor som årlig forbrukes gjennom mineralgjødsling. Grunnen til at andelen mineralfosfor ikke reduseres i dag er på grunn av usikkerheten som råder rundt hvor stor andel av fosforet som befinner seg i slammet er plantetilgjengelig (Øgaard 2012).

## **2.3 Slamdisponering**

Renseanlegg har flere alternativer når det kommer til å bli kvitt slammet, som jordbruk, forbrenning, deponi og kompostering. Som vist i Figur 2.2 går nesten to tredjedeler av slammet som produseres i Norge, til jordbruket. Forbrenning av slam er en uønsket metode siden næringsstoffene ikke blir resirkulert, og alternativ bruk av slam blir dermed deponi, kompostering og tørking. I Norge benyttes deponi som en siste løsning, siden problemene vedrørende metoden er store. Kompostering og tørking brukes for å forbedre slammet slik at det kan blandes inn i en jordblanding og sendes til grøntanlegg eller jordbruket.





**Figur 2.2: Bruksområder til slam i Norge i 2013 (Eurostat. 2014).**

### **2.3.1 Jordbruk**

Slam blir benyttet i jordbruk for å utnytte næringsstoffene og det organiske materialet som befinner seg i slammet. Alle land i Vest-Europa og USA har lovgivning som gir veiledning til hvordan slammet skal brukes i jordbruk, selv om lovgivningen varierer fra land til land avhengig av om fokuset ligger på tungmetaller eller tørrstoff. Slammet lagres enten først hos rensesanlegget eller sendes direkte ut til jordbrukeren, som selv tar ansvar for lagring, før det spres ut en til to ganger i året (Bresters et al. 1998).

Fordelene ved å bruke slammet som gjødsel er at næringsstoffene som er tilstede i slammet blir godt utnyttet, det organiske materialet forbedrer humuslaget i jorden, det eksisterer gode reguleringer for bruk av slam til dette området og ofte er jordbruk det beste økonomiske alternativet for rensesanlegget. De tilhørende ulempene er at siden slammet kun behøves to ganger i året må enten rensesanlegget eller jordbrukeren investere i et slamlager og rensesanlegget er avhengig av at hver enkelt jordbruker fortsetter å bruke slam som gjødsel hvilket krever en betydelig administrasjon ved avtaleinngåelse. Det er mangel på kunnskap angående mikroforurensninger og patogene organismer i slammet og deres påvirkning på matkjeden (Bresters et al. 1998).

### **2.3.2 Kompost**

Kompostering av slam skal biologisk stabilisere slammet samtidig som forurensningsrisikoen kontrolleres, for at næringsstoffene og det organiske materialet i slammet senere kan utnyttes i jordbruket eller til annet bruk. Komposteringen involverer aerob nedbrytning og en redusering av vanninnholdet i slammet (Bresters et al. 1998).

Fordelene ved kompostering i forhold til å spre slammet med en gang er at volumet og vanninnholdet blir redusert og kontrollen av komposten fører til et bedre endeprodukt, både når det kommer til næringsstoffer, det organiske materialet i slammet og hygienisk kontroll før bruk i jordbruket. Ulempene er at kompostering er dyrere enn direkte bruk av slammet, luftingen krever energi og for at kompostering skal være lønnsomt må det finnes et marked som er villig til å benytte det komposterte slammet (Bresters et al. 1998).

### **2.3.3 Forbrenning**

Forbrenning av slam står for omtrent 15 % av Europas bruk av slam, og siden andre metoder blir mer og mer kontrollert er det forventet at denne andelen skal øke, selv om investeringskostnaden er høy og reguleringene er strenge når det kommer til behandling av asken og avgassene. Forbrenning brukes stort sett på slam som er for dårlig til å brukes i jordbruket (Bresters et al. 1998).

Fordelene ved forbrenning er at slamvolumet reduseres kraftig, aske og inert materiale kan resirkuleres som fyllmateriale, det er lav sensitivitet for slamkompostering, systemene er pålitelige og lukt fra slammet blir minimalisert. Ulempen er at forbrenningsovnene er kostbare og kan bare rettferdiggjøres ved store slamvolumer (Bresters et al. 1998).

### **2.3.4 Deponi**

Deponi er en metode som kun brukes når man ikke har noen andre alternativer for å kvitte seg med slammet, siden deponier alltid fører til forurensning i grunnen. Derfor er det viktig at deponiet befinner seg på tørre områder, slik at grunnvannet ikke blir forurenset, og at området blir kontinuerlig rekultivert, at det eksisterer overflatebeskyttelse og avhendingen av avfallet er organisert (Bresters et al. 1998).

### **2.3.5 Tørking**

For tørking av slam finnes det ikke spesifikke forhold som må oppfylles, men generelt øker kostnadene per tonn når slammengden reduseres. Det er store variasjoner i hvor mye vann som fjernes fra slammet per time, og variasjonene skyldes størrelsen på renseanlegget, tørrstoff i slammet, hvilken renseprosess som brukes, om slammet er utrånnet eller ikke og tørrstoffinnholdet i det tørkede slammet. Kvaliteten til slammet avhenger av innhold av organisk materiale, plantetilgjengelige næringsstoffer, patogene mikroorganismer, evnen til å holde på vann og tungmetallinnhold. Det finnes to hovedtørketyper: direkte og indirekte tørkere. De direkte tørkerne har direkte kontakt mellom slammet og den varme gassen, mens i

de indirekte tørkerne overføres varme til slammet indirekte ved varmekonduksjon gjennom en varmeoverføringsoverflate (Bresters et al. 1998).

Tørking er en mer energikrevende prosess enn mekaniske metoder og før tørkingen må slammet avvannes ordentlig. Tørkeanlegg er dyre anlegg, men resulterer i volumreduksjon som igjen medfører reduserte kostnader ved transport og lagring. Tørket slam har mange bruksområder, som gjødsel i jordbruk, drivstoff til kraftverk og jordblandingsstoff til grøntanlegg og deponier (Bresters et al. 1998).

### **2.3.6 Biogass**

Slam fra avløpsrenseanlegg besitter et biogasspotensiale på grunn av innholdet av organisk materiale, hvilket har ført til at en del norske renseanlegg enten sender slammet til biogassanlegg eller bygger egne biogassanlegg. Biogass er en metanholdig gassblanding som dannes ved anaerob nedbrytning av organisk materiale (Løvaas 2009). Biogassproduksjon genererer en biorest som inneholder alle næringsstoffene som befant seg i råstoffet, og når avløpsslam benyttes som energikilde må bioresten følge de bruksbegrensningene som er gitt i *Gjødselvereforskriften* (Briseid 2007). Bioresten fra slam har samme bruksområder og egenskaper som avløpsslam, da ingen av næringsstoffene forsvinner i biogassprosessen (Nesheim 2010).

## **2.4 Slam i jordbruket**

Ensidig jordbruk tapper jordene for mer organisk materiale enn det blir tilført og for å oppveie dette tapet må jorden gjødsles. I de bynære områdene på Østlandet og i Trøndelag har det blitt satset på matproduksjon, som korn, og derfor har man så og si ikke husdyrhold i disse distriktene. Dermed har ikke bøndene tilgang til husdyrgjødsel og må få tak i organisk gjødsel fra andre kilder for å bevare matjordlaget. Organisk gjødsel, som slam, har en mer langsom virkning på plantenes næringsopptak enn mineralgjødsel og forsyner plantene gjennom større deler av vekstsesongen og vil gi en effekt over flere år. En kombinasjon av mineralgjødsel og slam vil gi en bedre og mer komplett effekt enn om man kun bruker en av typene (Blytt 2008).

Ved tilføring av slam til jord har det blitt observert at de fysiske, kjemiske og biologiske egenskapene i jorda forbedres og medfører økt plantevekst på grunn av sitt næringsrike innhold. Slammet øker humusinnholdet i jorda og det organiske stoffet som blir tilført vil øke romvekten, jordas evne til å holde på vann og vil dermed gi en økt vanninfiltrasjon (Mtshali et al. 2014).

Mellom 1950 og 1980 ble det tilført så mye gjødsel at fosfortilførselen var omtrent 2,5 kg per dekar mer enn den andelen fosfor som ble fjernet sammen med avlingen. Konsekvensene av dette så man i nærliggende resipienter, i form av eutrofiering, som førte til retningslinjer for bruk av gjødsel og frem til midten av 1990-tallet ble fosfortilførselen nesten halvert i mineralgjødsel. I 2009 var det fortsatt et fosforoverskudd i jordbruket på omtrent 11 000 tonn på landsbasis, der 1000 tonn havnet i vassdragene (Bøen & Bechmann 2010).

For omgivelsene rundt er det viktig å unngå overgjødning, siden avrenning med høyt innhold av organisk stoff og næringsstoffer, som fosfor og nitrogen, kan gi alvorlige konsekvenser for nærliggende vassdrag og innsjøer (Blytt 2008). Vassdrag og innsjøer er også endepunktet for det rensede kommunale avløpsvannet og ved store vannmengder vil de bli utsatt for urensset avløpsvann som går i overløpet. Årlig står avløpsvann og avrenning fra jorder for 2000 tonn tilført fosfor per år i Norges vassdrag og innsjøer, som kan bidra til eutrofiering og vekst av giftige alger og vil gi en redusert vannkvalitet (Bøen & Bechmann 2010).

Som mål på hvor mye lett plantetilgjengelig fosfor som befinner seg i jord brukes målestokken P-AL. P-AL-innholdet sier hvor mye fosfor som kan vaskes ut med en svak syreblanding, som ammoniumlaktat og eddiksyre, og skal i teorien korrelere med fosformengden som er lett tilgjengelig for plantene som befinner seg i jorda. For at metoden skal være gyldig bør pH-nivået befinne seg mellom 5,5 og 6,5, og den vil også variere avhengig av jordtypen. (Jordlaboratoriet i Bø. År ukjent)

## 2.5 Fosfor i slam

Fosfor har kjemisk symbol P og forekommer ved normale temperaturer som P<sub>4</sub>-molekyler. I naturen har vi ikke fritt fosfor, det forekommer i stedet som hydroksidapatitt og fluoridapatitt, altså som fosfor-stein (i denne oppgaven kalt råfosfat) som er en ikke-fornybar kilde. I cellene til alle levende organismer er det kjemisk bundet fosfor og fosfor er derfor et essensielt grunnstoff for mennesker, dyr og planter. Fosfor benyttes i blant annet vaskemidler, legemidler og gjødsel (Kofstad & Pedersen 2015). Det er flere litteraturstudier som har kommet frem til at de globale fosforreservene vil ta slutt i løpet av det neste århundret, og det er derfor viktig å se seg om etter alternative kilder som kan erstatte fosforgjødsel (Cordell et al. 2009). Her kommer slam inn i bildet. Menneskers og dyrs avføring inneholder en rekke næringsstoffer, blant annet fosfor, og derfor er det en stor interesse for å få utnyttet disse næringsstoffene gjennom å resirkulere dem tilbake til jorden.

Fosfor som befinner seg i jord deles inn i organisk og uorganisk fosfor, der det organiske fosforet ikke er tilgjengelig for planter. Igjen befinner fosforet seg både i vannet i jorden og i selve jordmolekylene, der det vannløselige, uorganiske fosforet er det fosforet som er umiddelbart tilgjengelig for planter. Uorganisk fosfor befinner seg hovedsakelig i to former:  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  og  $\text{HPO}_4^{2-}$ , som er formene av fosfor som plantene tar opp. Vannet som befinner seg i jord inneholder generelt omtrent 0,05 mg/L uorganisk, med andre ord plantetilgjengelig, fosfor som tilsvarer omtrent 15 gram fosfor per hektar. Konsentrasjonen av løselige fosfationer styres av to forskjellige uorganiske reaksjoner: utfelling-oppløsning som innebærer formering og oppløsning av utfellinger, og adsorpsjon-desorpsjon går ut på adsorpsjon og desorpsjon av ioner og molekyler fra overflaten til mineralpartikler (New Zealand Institute of Chemistry. År ukjent). Mellom 20 og 50 % av det totale fosforet som befinner seg i jorden er organisk bundet fosfor, som kommer fra nedbrytningen av døde planter (Krogstad & Løvstad 1987).

De ulike formene for fosfor fjernes gjennom ulike mekanismer i kjemisk utfelling. Det løse fosfatet fjernes først og fremst ved utfelling, da som aluminiumfosfat eller jernfosfat, avhengig av hvilken koagulant som benyttes. Dobbeltlagskomprimering, adsorpsjon-ladningsnøytralisering, brobygging og omsvøping, som er de fire hovedfellingmekanismene, fjerner det partikulære fosforet. Ut i fra likningen:  $\text{Al}^{3+} + \text{PO}_4^{3-} \rightarrow \text{Al}(\text{PO})_4 \downarrow$  blir det støkiometriske molforholdet 1:1 mellom aluminium og fosfat. I realiteten er forholdet 1:1,8 siden koagulantene fjerner partikulært materiale i tillegg til å fjerne fosfor fra avløpsvannet, samt at en del av koagulantene er inert, det vil si at den ikke reagerer (Ratnaweera 2013).

Overgjødningen som har foregått i jordbruket i mange år har bidratt sterkt til uttømmingen av verdens ikke-fornybare fosforressurser og flere studier har kommet frem til at råfosfatet kan være oppbrukt i løpet av det neste århundret og som en konsekvens vil prisen stige de neste tiårene. For å forsøke å oppveie denne effekten vil bruken av resirkulert fosfor som et substitutt for mineralgjødsel bli stadig viktigere. Resirkulert fosfor er slam fra renseanlegg og husdyrgjødsel, og har lenge blitt brukt, men det har rådd en viss skepsis mot bruken av slam ved gjødning av matjord siden slammets fullstendige innhold ikke kan kartlegges fullstendig (Bøen & Bechmann 2010).

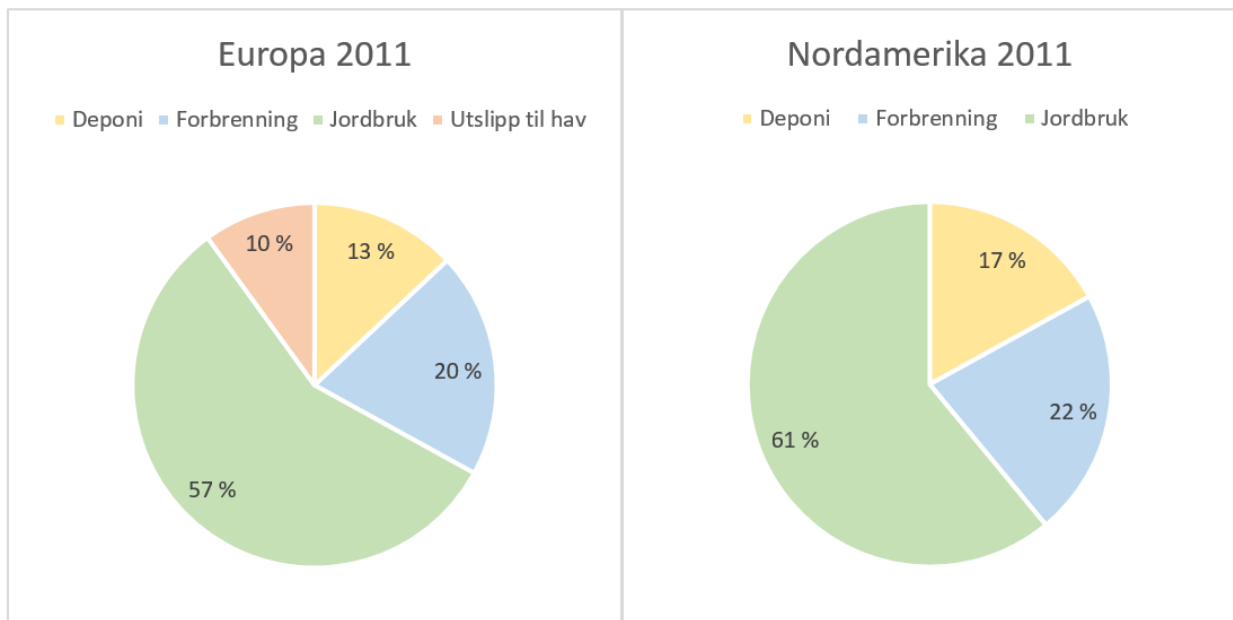
I Norge inneholder det kommunale avløpsvannet omtrent 3100 tonn fosfor per år, der 2500 tonn går til kommunale renseanlegg, mens resten kommer fra spredt bebyggelse og behandles i blant annet minirensanlegg. Mellom 1700 og 2000 tonn fosfor felles ut i slam årlig, mens

den resterende andelen slippes ut til resipienten. Fosformengden i slammet kan i teorien dekke 1 million dekar med kornareal (Grønlund 2006).

## 2.6 Slamdisponering globalt

Utviklingsland har generelt få renseanlegg, og de som finnes fungerer ikke optimalt. Så når det er snakk om slam og slamdisponering globalt vil det i denne oppgaven bli henvist til deler av verden der landene har gjennomgående god rensing av avløpsvann og god behandling av slammet, som i for eksempel Europa og Nord-Amerika.

Globalt skiller man gjerne mellom U- og I-land og deres ulike måter å behandle avføring og slam på. I U-land holder man på avføringen i latriner og groper før det transporteres vekk, enten til bruk eller avfallsplasser. I I-land ender avføringen hos renseanlegg, septiktanker og liknende før det behandlede slammet transporteres enten til bruk eller avfallsplasser. Hovedforskjellen mellom disse to metodene er at i I-land brukes vann til å transportere avføringen fra private residenser til renseanlegget eller liknende, mens i U-land forholder avføringen seg relativt tørr hele veien. Bruk av endeproduktet har i hovedsak tre alternativer, deponi, forbrenning og jordbruk, men i disse tre alternativene har man igjen mange ulike muligheter (LeBlanc et al. 2008).



Figur 2.3: Bruk av slam i Europa og Nord Amerika (Kroiss et al. 2011. Figur 18).

Figur 2.3 viser at jordbruk er den rådende disponeringsmetoden av slam, men i motsetning til i Norge, benyttes forbrenning som et alternativ, selv om dette kan føre til at næringsstoffene i slammet ikke kan resirkuleres. I kakediagrammet for Europa inneholder kakebiten med jordbruk også bruk av slam til rekultivering, der 40 % av 57 % er brukt til jordbruk.

Som i Norge, er man i resten av verden bekymret for bruken av slam som gjødsel, i all hovedsak på grunn av mulig innhold av tungmetaller, selv om mange studier viser at tungmetallinnholdet er svært lavt når slammet blir tilført i henhold til lovgivende krav. Kravene befatter kvalitetskontroll, overvåking og dokumentering av slammet for å holde risikoen for at farlige mengder tungmetaller skal havne i jorden og plantene skal holdes så lav som mulig. Selv om slammet er trygt å bruke, er bøndene så skeptisk til å bruke det også utenfor Norge at slammet må gis bort for at renseanleggene kan bli kvitt det (Kroiss et al. 2011).

Tørket slam har høyt energiinnhold, 11-17 MJ/kg, og forbrennes for å utnytte energien som brukes blant annet i sementindustrien og i kullkraftverk. Forbrenningen av slammet kan foregå med eller uten fosforgjenvinning. Deponier som fylles med slam fører til gassutslipp av CH<sub>4</sub> og CO<sub>2</sub> og fører til tap av fosforet slammet inneholder. Derfor har det blitt utarbeidet en europeisk lovgivning for å redusere bruk av organisk materiale i deponiene (Kroiss et al. 2011).

## 2.7 Hydroponi

Ordet hydroponi stammer fra de greske ordene hydro og ponos, som betyr vann og arbeid, og viser til plantedyrking i vann eller uten jord. Denne metoden har eksistert i tusenvis av år, men er og har vært lite brukt i Norge. (Hydroponi – Gartnerbutikken på nett 2008). Ved hydroponisk dyrking tilsettes de næringsstoffene som behøves i riktig mengde og ved riktig tidsintervall, som gir en fordel fremfor tradisjonell dyrking i jord, der man ikke i detalj kjenner eksisterende næringsstoffer (Simply Hydro 2008a).

Som vekstmedium finnes det mange ulike alternativer, blant annet steinull, vermikulitt, perlitt, sand og grus. Poenget med vekstmediet er at det ikke skal inneholde noe næring som plantene kan ta til seg, siden all næringen skal komme fra næringsløsningen slik at det er lett å kontrollere hva plantene tar opp (Simply Hydro 2008a). Det eksisterer 6 basisteknikker for å dyrke planter hydroponisk: veke, vannkultur, Ebb and Flow, drypp, N.F.T (Nutrient Film Technique) og aeroponisk, som det igjen finnes mange variasjoner av (Simply Hydro 2008b).

Veke-systemet er den enkleste av de hydroponiske metodene, siden den ikke har noen bevegelige deler og næringsløsningen blir tilført vekstmediet gjennom en veke fra et reservoar under. Som vekstmedium er det vanlig å bruke blant annet vermikulitt eller perlitt (Simply Hydro 2008b).

Vannkultur-systemet har en plattform som flyter direkte på næringsløsningen og har en luftpumpe som distribuerer oksygen til planterøttene (Simply Hydro 2008b).

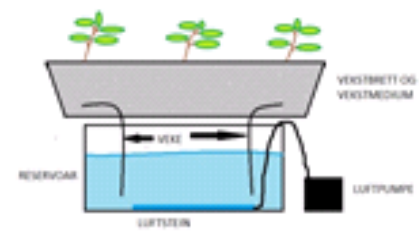
Ebb and Flow-systemet består av å pumpe næringsløsningen inn og ut av vekstbrettet med jevne intervaller, gjerne ved bruk av en dykket pumpe. Intervallene avhenger av størrelsen på plantene, temperaturen, fuktigheten og type vekstmedium (Simply Hydro 2008b).

Dryppe-systemet fungerer ved at en pumpe pumper næringsløsning gjennom dryppeledninger som ender ved hver sin plante og drypper dråper med næringsløsning på dem. Den overflødige næringsløsningen blir sendt tilbake i reservoaret (Simply Hydro 2008b).

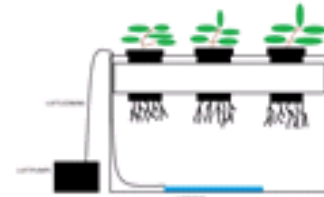
N.F.T-systemet er det systemet de fleste forbinder med hydroponi. Systemet har en konstant flom av næringsløsning i vekstbrettet som flyter over røttene til plantene og deretter tilbake til reservoaret. Vekstmedium blir vanligvis ikke benyttet (Simply Hydro 2008b).

Aeroponi-systemet benytter vanligvis bare luft som vekstmedium og røttene blir sprayet med næringsløsning med jevne intervall (Simply Hydro 2008b).

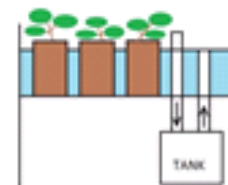
#### VEKE



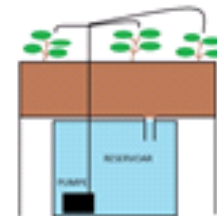
#### VANNKULTUR



#### FLOW&DRAIN



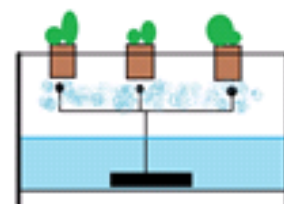
#### DRYPP



#### NFT



#### AEROPONISK



Figur 2.4: Basisteknikker for hydroponisk plantedyrking.



## **3 Materiale og metoder**

### **3.1 Bakgrunn**

Slammet ble produsert i TF fløy IV, mens resten av forsøket ble gjennomført i botanisk klimalaboratorium hos SKP (Senter for klimaregulert planteforskning). Analyser av raigrasset ble gjort ved instituttene IPM, institutt for plante- og miljøvitenskap, og IMT, institutt for matematiske realfag og teknologi, i deres laboratorier.

### **3.2 Vekstmedium**

Det ble benyttet to jordmedier for å se om resultatene var unisone. I pottene ble det tilsatt ugjødslet og ukalket naturtorv av merket Tiur og i beholderne ble det brukt vermikulitt, som er et sterilt, mineralsk stoff. Vermikulitten er av merket Agra-perlite av produsenten Pull Rhenen, og er uorganisk vulkansk stein. Raigraset som ble brukt var italiensk og av merket Macho. Pottene hadde et volum på 3 liter, mens beholdernes volum var på 0,45 liter. Plantene ble dyrket frem i botanisk klimalaboratorium hos SKP, i et klimarom som i 16 timer i døgnet, fra klokken 06.00 til klokken 22.00, hadde en temperatur på 18 °C og den resterende tiden en temperatur på 15 °C for å skape optimale vekstforhold. Lysintensiteten var 250  $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$  generert av to typer lamper: HQI og SON-T.

### **3.3 Avløpsslam**

Det ble hentet inn 800 liter avløpsvann fra Drøbak renseanlegg, som fikk tilført 100 liter svartvann fra laboratoriet i TF fløy IV på NMBU (Norges miljø- og biovitenskapelige universitet) og 100 liter springvann. Det resulterende avløpsvannet ble benyttet til å generere 8 typer slam ved hjelp av 2 koagulanter, 2 koagulantdoser og 1 type polymer. I Norge bruker majoriteten av de kjemiske avløpsrensningene aluminiumbaserte koagulanter ved felling og derfor ble det valgt to ulike aluminiumbaserte koagulanter til å gjennomføre forsøket. Prepolymerisert aluminium hydroxyl klorid (PAX<sub>18</sub> heretter kun kalt PAX) som er en koagulant som fungerer godt ved pH mellom 6,5 og 7,5, og aluminiumsulfat (AIS) som fungerer godt ved pH mellom 6,0 og 7,0. Polymeren som ble brukt var SNF-4350 SSH (heretter kun kalt polymer), en organisk polymer med positiv ladning (kationisk), som ble tilsatt i 4 av de 8 slamtypene.

**Tabell 3.1: Koagulant- og polymerdoser i slammet.**

	AIS		PAX <sub>18</sub>	
	(ml/100 l)	(mg Al/l)	(ml/100 l)	(mg Al/l)
Dose 1	55	15,37	23	15,41
Dose 2	70	19,56	32	19,72
Dose 1 + polymer	55 + 500		23 + 500	
Dose 2 + polymer	70 + 500		32 + 500	

Koagulantdosene, se Tabell 3.1, ble beregnet av en PhD-student ved NMBU, Lelum Duminda M. Manaperuma, og dosene var basert på forstudier som fant den optimale dosen av aluminium i avløpsvann. Dose 1 for PAX og AIS har samme aluminiuminnhold, og det samme gjelder for dose 2.



**Figur 3.1: De ulike stegene i slamproduksjonen. Øverst til høyre rask miksing. Nederst til høyre langsom miksing. Øverst til venstre sedimentering. Nederst til venstre ferdig slam.**

Det ble produsert omtrent 10 liter av hvert slam for å sikre tilstrekkelige mengder ved gjødsling av plantene. For å produsere de 10 literne ble det benyttet 100 liter avløpsvann som fikk tilsatt de ulike koagulatene og polymeren før vannet ble mikset hurtig i 5 minutter, langsomt i 15 minutter og så sedimenterte fnokkene i en time. Alle stegene vises i Figur 3.1 og for ytterligere beskrivelse av tillagingen av de ulike slamtypene se Tabell A.1 i vedlegg A.

Fosforinnholdet i råvannet og i de 8 slamtypene ble analysert, samt at nitrogeninnholdet i slammet også ble analysert, vist i Tabell 3.2. Resultatene fra analysene ble brukt til å beregne hvor mye slam som skulle tilsettes i torven og vermikulitten, da alle plantene skulle få tilsatt en teoretisk lik fosformengde. Hvordan fosfor- og nitrogeninnholdet i slammet ble analysert og funnet er beskrevet i delkapittel 3.5.1.

**Tabell 3.2: Innhold av nitrogen og fosfor i produsert slam**

	Totalt Fosfor (mg P/l)	Totalt Nitrogen (mg N/l)
Avløpsvannet	189,14	-
AIS Dose 1	122,4	112
AIS Dose 2	151,2	177
AIS Dose 1 polymer	128	34,4 *
AIS Dose 2 polymer	168,8	121
PAX Dose 1	140,8	108
PAX Dose 2	110,4	107
PAX Dose 1 polymer	154,4	132
PAX Dose 2 polymer	140,8	141

\*Glemt å tilsette et kjemikalie, men siden innholdet av nitrogen ikke ble målt videre i forsøket ble ikke denne feilen rettet opp.

### 3.4 Gjennomføring av forsøk

Det ble gjennomført 42 potteforsøk og 42 hydroponiske forsøk for å undersøke om resultatene som presenteres senere i oppgaven var unisone, eller om ulike vekstmedier ga ulike resultater for slamavlingene. Hver plante fikk tilført nitrogen, kalium, magnesium og mikronæringsstoffer, hvor mye er beskrevet i Tabell 3.3 for torvplantene og Tabell 3.4 for vermikulittplantene. For hvert av vekstmediene, torv og vermikulitt, var 15 av de 42 plantene kontroll, det vil si at de fikk tilført ulike mengder av mineralfosfor i stedet for å få tilført slam. Det ble plantet 3 replikaer per slamtype og fosforkonsentrasjon for å oppnå et resultat med tilfredsstillende sikkerhet.

3 potter/beholdere fikk ikke tilsatt eksternt nitrogen for å undersøke om nitrogenmangel oppstod, hvor mye dette hemmet veksten og om opptaket av andre næringsstoffer også ble påvirket. Slamtypene som ble benyttet for å undersøke nitrogeneffekt var dose 1 av AIS, dose 1 av AIS med polymer og dose 1 av PAX<sub>18</sub>.

Det ble brukt vanlig springvann til å vanne prøvene, fremfor deionisert vann. Dette ble valgt for enkelthetens skyld og vil mest sannsynlig ikke medføre forskjellig vekst plantene imellom, siden alt vannet er hentet fra samme sted.

I kontrollpotteplantene ble det tilsatt en stigende fosfordose på 0 kg P/daa (kg fosfor per dekar), 1,5 kg P/daa, 3 kg P/daa, 6 kg P/daa og 9 kg/daa, der den optimale dosen ble satt til 6 kg P/daa, som tilsvarer 30 mg fosfor per liter eller 90 mg fosfor per potte. Dette er en dobling av hva som er vanlig i jordbruket, og for gress er det mer vanlig å bruke en fosfordose som tilsvarer 2 kg P/daa. På grunn av kunstig gode betingelser i vekstrommet som fører til kraftigere vekst enn hva man vil oppnå på et jorde, var det nødvendig med høye doser for å unngå næringsmangel. Prøvene som skulle ha slam som fosforkilde fikk tilført et volum som tilsvarer den optimale fosfordosen, 6 kg P/daa, og ble beregnet ut i fra fosforinnholdet i hver av slamtypene. Beregningsmetoden er nærmere beskrevet under avsnitt 3.6.2.

I kontrollplantene som ble dyrket i vermikulitt, ble det tilsatt stigende fosfordoser, henholdsvis på 0 kg P/daa, 3,33 kg P/daa, 6,67 kg P/daa, 13,33 kg P/daa og 20 kg P/daa og slammet ble tilført i en mengde som tilsvarer 13,33 kg P/daa. Grunnen til den høye dosen i forhold til torvplantene, var at da slam- og mineralfosformengdene som skulle tilsettes ble beregnet, skulle beholderne ha et volum på 1 liter. På grunn av mangel på beholdere ble det i stedet valgt beholdere med volum på 0,45 liter. At mengdene som ble tilsatt skulle ha blitt redusert ble ikke observert før langt ut i forsøksperioden, og på grunn av tidsmangel det ble valgt å gå videre med disse prøvene fremfor å lage nye. Selv om resultatene ikke er direkte sammenliknbare med resultatene fra torvplantene vil trendene kunne sammenliknes.

Alle plantene ble rotert hver andre eller tredje dag, samtidig som de ble vannet, for å eliminere eventuelle klimaforskjeller i vekstrommet grunnet ulik lysintensitet, fuktighet eller temperatur i ulike områder i rommet.

### 3.4.1 Potteforsøk

Hver av pottene rommet 3 liter og i disse ble det tilsatt 1,1 kg torv og 0,25 gram med raigressfrø. Torv ble brukt som vekstmedium for å minimere internt fosforbidrag fra vekstmediet. Deretter ble næringsstoffene tilført og det ble vannet med springvann til alle pottene veide 2 kg, før slammet ble tilsatt, der mengdene som ble tilført beskrives i Tabell 3.3. Etter at plantene begynte å spire ble plantene vannet 3 ganger i uka til en vekt lik 1,8 kg, som tilsvarer 60 % av kapasiteten til torven. For å sikre like vekstforhold ble det tilsatt samme konsentrasjon av næringsstoffer i alle pottes, bortsett fra fosfor og slam.

Tabell 3.3: Næringsstoffer og slam tilsatt ved planting av torvplantene. D1 betegner dose 1 og D2 dose 2. uN står for uten nitrogen og poly for polymer.

Potte	Slamtype	N (ml)	P (ml)	Slam (ml)	Mg (ml)	K (ml)	Mn+Cu (ml)	Bo (ml)	Zn (ml)	Fe+MO (ml)
1-3	Kontroll 1	25	0	-	25	25	25	25	25	25
4-6	Kontroll 2	25	7,5	-	25	25	25	25	25	25
7-9	Kontroll 3	25	15	-	25	25	25	25	25	25
10-12	Kontroll 4	25	30	-	25	25	25	25	25	25
13-15	Kontroll 5	25	45	-	25	25	25	25	25	25
16-18	AlS D1	25	-	740	25	25	25	25	25	25
19-21	PAX D1	25	-	640	25	25	25	25	25	25
22-24	AlS D1 poly	25	-	700	25	25	25	25	25	25
25-27	PAX D1 poly	25	-	580	25	25	25	25	25	25
31-33	AlS D2	25	-	600	25	25	25	25	25	25
34-36	PAX D2	25	-	820	25	25	25	25	25	25
37-39	AlS D2 poly	25	-	530	25	25	25	25	25	25
40-42	PAX D2 poly	25	-	640	25	25	25	25	25	25
uN: 43	AlS D1	-	-	740	25	25	25	25	25	25
uN: 44	AlS D1 poly	-	-	700	25	25	25	25	25	25
uN: 45	PAX D1	-	-	640	25	25	25	25	25	25

### 3.4.2 Hydroponisk forsøk

Beholderne med volum på 0,45 liter fikk hver tilsatt 30 gram vermikulitt og 0,1 gram frø. Grunnen til redusert frømengde i forhold til torvplantene, var et betydelig redusert volum. Deretter ble slammet tilført, se Tabell 3.4, før ytterligere 10 gram med vermikulitt ble helt over og beholderen ble vannet til den veide 310 gram. Sluttvekten ble valgt ut i fra de tyngste beholderne, altså de som hadde fått tilsatt størst mengde slam. Dette var slamtype 6, PAX

dose 2 uten polymer. For kontrollprøvene, 1-15, ble det tilsatt vermikulitt og frø før full mengde nitrogen, fosfor, kalium og magnesium ble helt opp i, se Tabell 3.4. Av mikronæringsstoffene ble det tilsatt 5 ml. Deretter ble det helt i vann til prøvene veide 310 gram. Siden vermikulitt holder dårlig på næring, ble dosen med mikronæringsstoffene fordelt over 3 uker og det ble tilsatt 2 ml første uka, 2 ml andre uka og 1 ml den tredje uka av hver løsning.

**Tabell 3.4: Næringsstoffer og slam tilsatt ved planting av vermikulittplantene. D1 betegner dose 1 og D2 dose 2. uN står for uten nitrogen og poly for polymer.**

Beholder	Slamtype	N (ml)	P (ml)	Slam (ml)	Mg (ml)	K (ml)	Mn+Cu (ml)	Bo (ml)	Zn (ml)	Fe+MO (ml)
1-3	Kontroll 1	8,3	0	-	8	8	5	5	5	5
4-6	Kontroll 2	8,3	2,5	-	8	8	5	5	5	5
7-9	Kontroll 3	8,3	5	-	8	8	5	5	5	5
10-12	Kontroll 4	8,3	10	-	8	8	5	5	5	5
13-15	Kontroll 5	8,3	15	-	8	8	5	5	5	5
16-18	AlS D1	8,3	-	250	8	5	5	5	5	5
19-21	PAX D1	8,3	-	210	8	5	5	5	5	5
22-24	AlS D1 poly	8,3	-	230	8	5	5	5	5	5
25-27	PAX D1 poly	8,3	-	190	8	5	5	5	5	5
31-33	AlS D2	8,3	-	200	8	5	5	5	5	5
34-36	PAX D2	8,3	-	270	8	5	5	5	5	5
37-39	AlS D2 poly	8,3	-	180	8	5	5	5	5	5
40-42	PAX D2 poly	8,3	-	210	8	5	5	5	5	5
uN: 43	AlS D1	-	-	250	8	5	5	5	5	5
uN: 44	AlS D1 poly	-	-	230	8	5	5	5	5	5
uN: 45	PAX D1	-	-	210	8	5	5	5	5	5

Den hydroponiske metoden som er benyttet i dette forsøket er meget forenklet i forhold til de ulike vekstmetodene beskrevet i avsnitt 2.7. Det ble kun benyttet beholdere og vanning 3 ganger i uken, der hver beholder etter vanning skulle veie 300 gram, samt tilføring av næringsstoffer ved planting og etter hver høsting. Sluttvekten etter hver vanning ble besluttet ut i fra prøving av ulike mengder, siden kapasiteten til vermikulitten var for lav til at samme beregning som for pottene kunne brukes her.

På grunn av en misforståelse fikk ikke vermikulittplantene tilsatt andre næringsstoffer enn nitrogen og fosfor/slam da plantingene ble gjennomført, som førte til lav vekst i kontrollplantene. Slammet inneholdt allerede alle næringsstoffene som trengs for å skape et godt vekstmiljø og derfor ble ikke disse plantene påvirket i samme grad av denne feilen. For å oppnå så realistiske resultater som mulig ble det avgjort at de 15 kontrollprøvene skulle plantes på nytt, mens prøvene med slam skulle få tilsatt alle næringsstoffene, med unntak av fosfor, etter første høsting for å sikre at det ikke oppstod næringsmangel i plantene.

Grunnen til at kontroll 1-5 fikk tilført mer kalium enn resten er at plantene med slam ikke fikk tilført næringsstoffer før etter første høsting, som forklart ovenfor, og for å unngå for mye kalium i prøvene ble det bestemt at dosen skulle reduseres fra 8 til 5 ml.

### **3.4.3 Høsting**

Plantingen ble gjennomført 17.12.2015 og 5 uker etter dette hadde gresset vokst så mye at det kunne høstes. Gresset ble klippet ned til kanten av pottene og det ble tilsatt nitrogen og kalium i alle pottene og beholderne for å hindre næringsmangel av andre næringsstoffer enn eventuelt fosfor. Det ble tilsatt 15 ml av nitrogen og kalium i pottene og 5 ml i beholderne. Det høstede gresset ble tørket ved 60 °C i tre dager og veid.

Til sammen ble det gjennomført 3 høstinger av gresset, 21.01.2016, 19.02.2016 og 15.03.2016. De nyplantede hydroponiske kontrollprøvene ble plantet 25.01.2016 og høstet henholdsvis 29.02.2016, 29.03.2016 og 22.04.2016.

## **3.5 Analyser**

### **3.5.1 Fosfor- og nitrogenanalyse av slam**

Det ble brukt LCK-350 og LCK-338 til å finne det totale fosfor- og nitrogeninnholdet og etter at prøvene var forberedt, ble de målt i et spektrofotometer (Hach Lange DR 3900). Da nitrogenprøvene ble analysert viste spektrofotometeret at kjemikaliene var for gamle, men siden nitrogen ikke er hovedfokuset i denne oppgaven, ble resultatene beholdt og det antas at de er omtrentlig riktige.

### **3.5.2 ICP analyser av gresset**

Etter høsting ble gresset tørket og malt til mel i en standard plantekvern med roterende slagjern. Prøvene ble veid inn i teflonrør, som var vasket med syre på forhånd for å unngå forurensning, før de ble oppløst i en blanding av 2 ml H<sub>2</sub>O og 5 ml ultrapure HNO<sub>3</sub>. Løsningen ble dekomponert i en ultraklave som inneholdt en løsning bestående av H<sub>2</sub>O, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

og H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> og foregikk i to timer ved en temperatur på 260 °C og et trykk på 50 bar. Til slutt ble hver prøve tynnet ut med deionisert vann til en 50 ml løsning som ble analysert gjennom bruk av Perkin Elmer Optima 5300 DV – Optica Emission Argon Plasma Spectrometer.

For å sikre at metoden fungerte optimalt ble det benyttet referansematerialer, der grunnstoffenes verdi var kjente. Referansematerialene var NJV 944, GBW 07603, BCR 129 og NCS 73014. Løsningene fra første høsting ble analysert for fosfor, aluminium, kalsium, kobber, jern, kalium, magnesium, mangan, natrium, svovel og sink. Løsningene fra høsting 2 og 3 ble analysert for fosfor, aluminium, kalsium, jern og magnesium.

### 3.5.3 pH-måling av torv og vermikulitt

Etter tredje høsting ble pH-en målt i torv og vermikulitt ved bruk av Orion pH meter SA 720. For å være sikre på gode resultater ble apparatet først kalibrert gjennom to bufferløsninger som hver hadde en pH på 4 og 7. Deretter ble det testet med en kontroll-løsning for å sikre at bufferne ikke var blitt forurenset. Elektroden målte pH-en i planteløsningen og ble skylt med destillert vann mellom hver løsning.

## 3.6 Beregninger

### 3.6.1 Beregning av koagulantdose:

$$\text{Dose} \left( \text{Al} - \frac{\text{mg}}{\text{l}} \right) = \text{dose koagulant} \left( \frac{\mu\text{l}}{\text{l}} \right) \times \text{tetthet Al} \times \text{Al} - \text{innhold i koagulanten} \quad (3.1)$$

ALS har en aluminiumkonsentrasjon på 4,3 %

PAX<sub>18</sub> har en aluminiumkonsentrasjon på 9 %

Aluminium har en tetthet på 1,3 kg/m<sup>3</sup>.

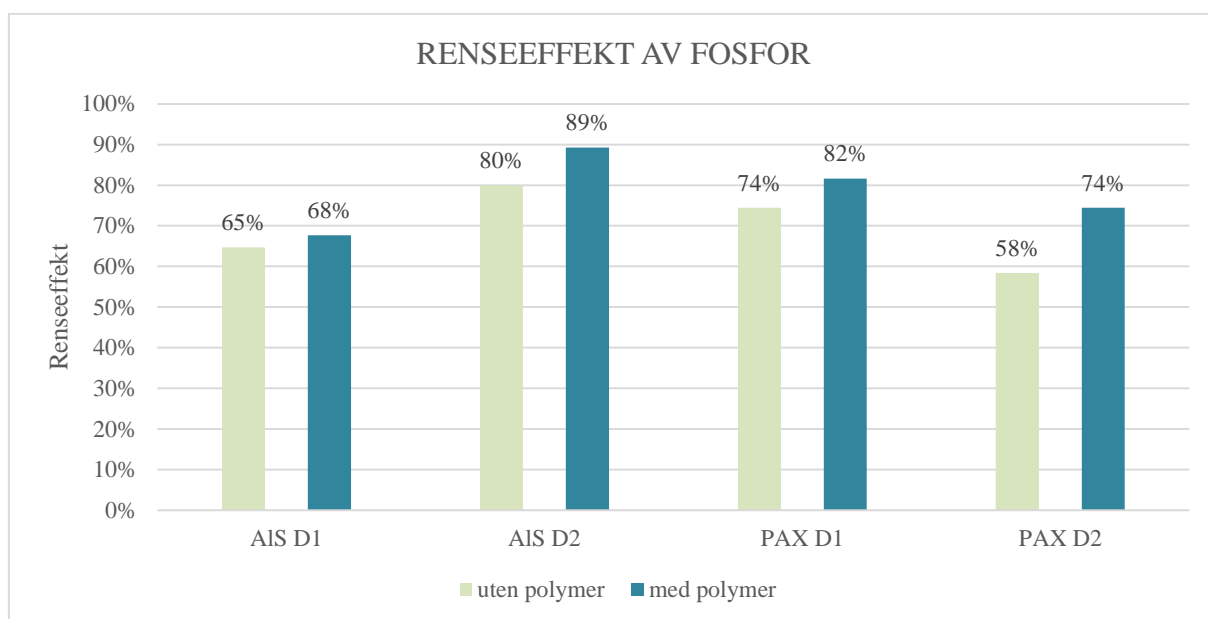
### 3.6.2 Beregning av nødvendig mengde slam:

$$\text{Nødvendig mengde slam for optimal fosfordose} = \frac{\text{Optimal fosfordose}}{\text{Målt fosforinnhold i slam}} \quad (3.2)$$



## 4 Resultater

### 4.1 Koagulantenes renseeffekt

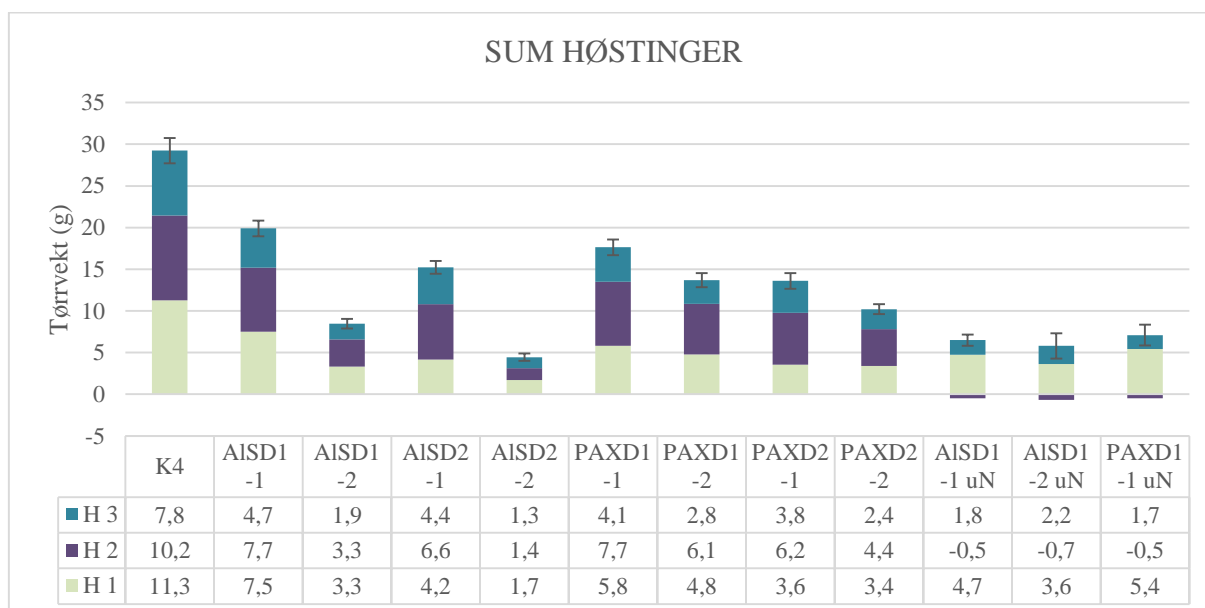


Figur 4.1: De ulike koagulantenes renseeffekt av fosfor. D1 betegner dose 1, D2 dose 2 av koagulantene.

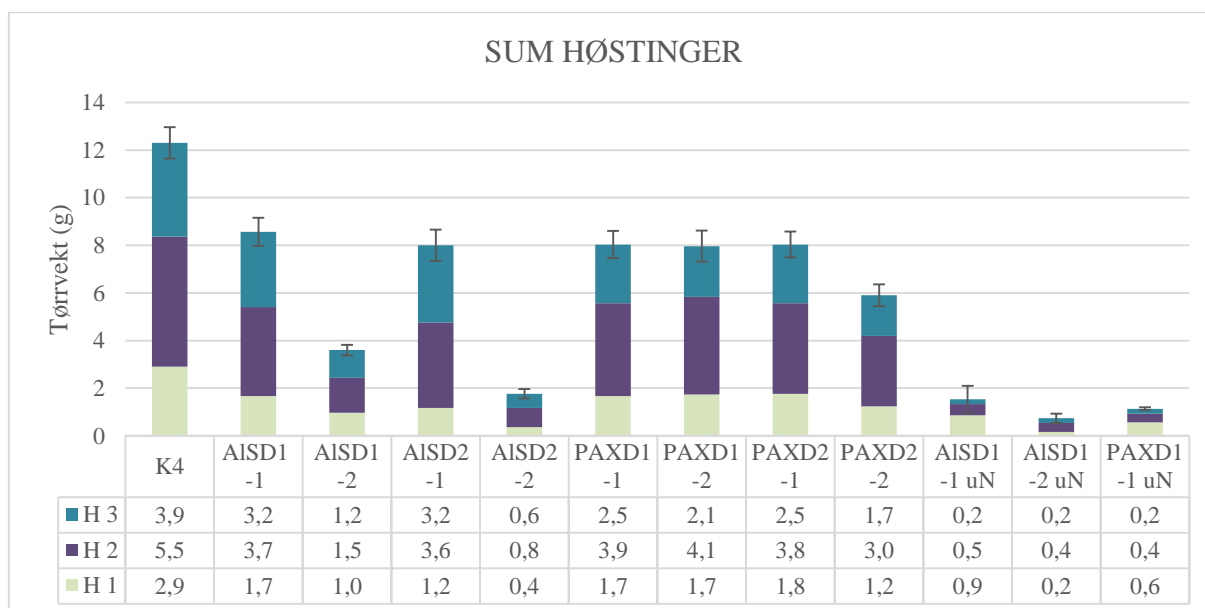
$$\text{Renseeffekt} = \frac{\text{Totalt fosforinnhold i slammet}}{\text{Totalt fosforinnhold i råvann}} \times 100 \% \quad (4.1)$$

Figur 4.1 viser at tilsetning av polymer gjennomgående fører til en økning i renseeffekten av fosfor i avløpsvannet, det vil si at mer fosfor fjernes når polymer tilsettes. AIS dose 2 er den koagulantene som oppnådde høyest renseeffekt, både med og uten tilsetning av polymer, og med en fosforrenseeffekt på henholdsvis 89 og 80 %. Den laveste renseeffekten ble oppnådd av koagulantene PAX D2 (dose 2) uten polymer, som har klart å kun fjerne 58 % av fosforet som opprinnelig var i avløpsvannet, og AIS D1 (dose 1) med polymer som felte ut 68 % av fosforet.

## 4.2 Avlingsresultat og NUE

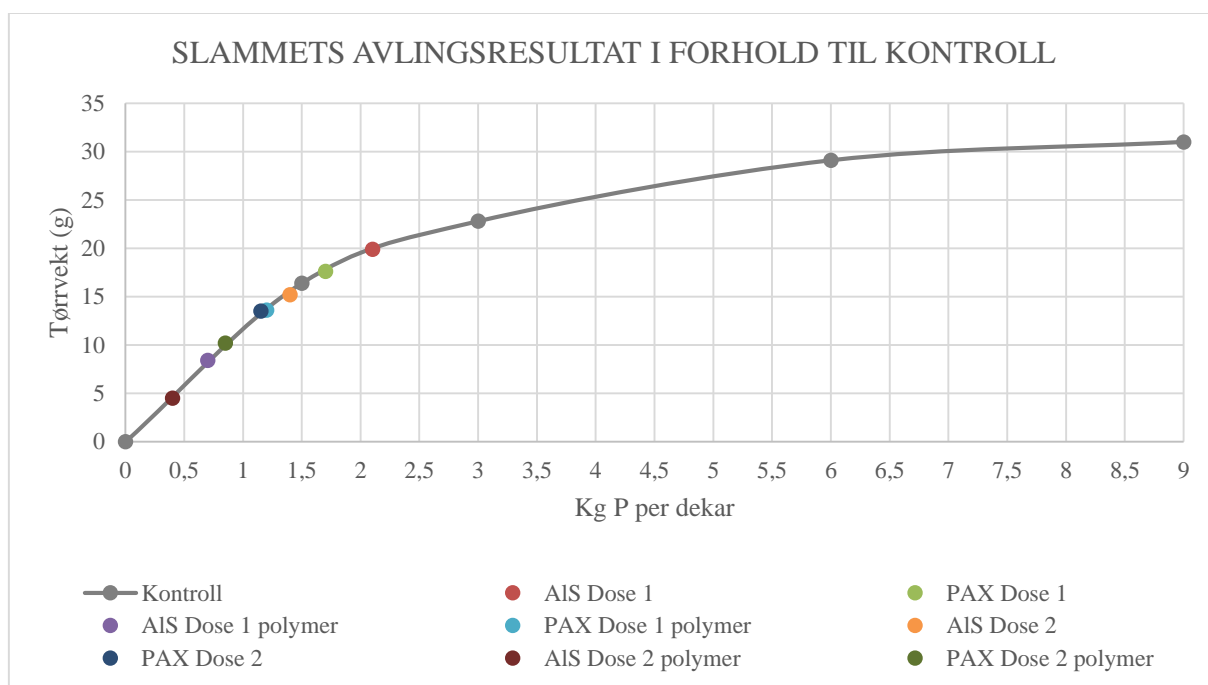


Figur 4.2: Middell sum av tørrvektene i alle høstingene for torvplantene, med standardfeil som beskriver når forskjellene mellom plantene er signifikante. Når strekene krysses på y-aksen er ikke forskjellen signifikant. D1 betegner dose 1, D2 dose 2 av koagulantene, -1 betegner slammet uten polymer, mens -2 slam med polymer. uN står for uten nitrogen og K4 er en forkortelse for kontroll 4. Bidraget fra kontroll 1 er trukket fra for å vise veksten som skyldes fosfor eller slam.



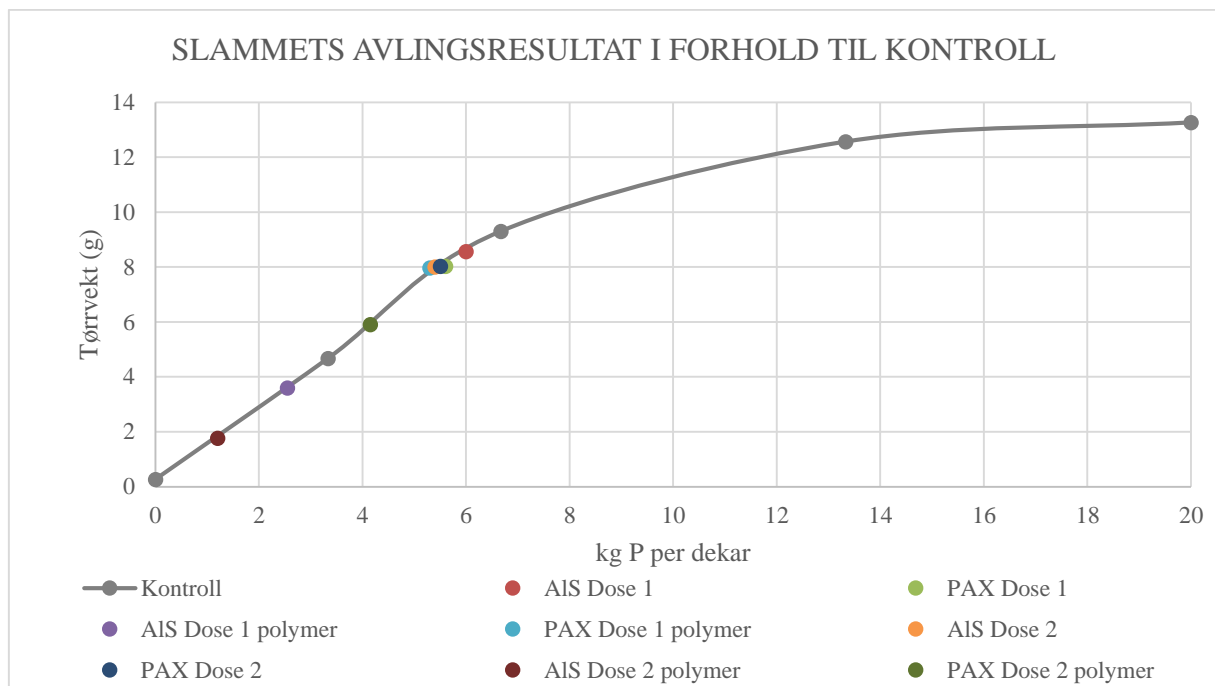
Figur 4.3: Middell sum av tørrvektene i alle høstingene for vermikulittplantene, med standardfeil som beskriver når forskjellene mellom plantene er signifikante. Når strekene krysses på y-aksen er ikke forskjellen signifikant. D1 betegner dose 1, D2 dose 2 av koagulantene, -1 betegner slammet uten polymer, mens -2 slam med polymer. uN står for uten nitrogen og K4 er en forkortelse for kontroll 4. Bidraget fra kontroll 1 er trukket fra for å vise veksten som skyldes fosfor eller slam.

Figur 4.2 og Figur 4.3 viser avlingsresultatene til torvplantene og vermikulittplantene fra alle høstingene summert og får spesifikt frem ulikhetene polymertilsetting i slam og fraværet av mineralnitrogen medfører. I Figur 4.2 har alle høstingene samme trend, der koagulantdose 1 gir et høyere avlingsresultat enn dose 2, og plantene uten polymerer har også et høyere avlingsresultat enn de med polymer. Kontroll 4, plantene som har fått tilsatt samme fosformengde som slamplantene, har alltid et bedre resultat. Gresset som ikke fikk tilsatt nitrogen vokser under en stresset situasjon, siden et nødvendig næringsstoff er fraværende, hvilket resulterer i en avling som er betraktelig redusert i forhold sine motparter med nitrogen. De samme resultatene kan stort sett observeres i Figur 4.3, som representerer vermikulittplantene. Det eneste tydelige avviket er PAX D1, der plantene med og uten polymer har oppnådd samme avlingsresultat.



**Figur 4.4: Sum av alle avlinger satt i forhold til kontrollenes resultat i torvplantene**

Figur 4.4 og Figur 4.5 viser trenden kontrollenes avlingsresultat ved alle fosfordoser frem til 9 kg fosfor per dekar og avlingsresultat til plantene som ble gjødslet med slam i forhold til denne trenden. X-aksen indikerer hvilket mineralgjødselnivå avlingsresultatet til slamplantene tilsvarer. Resultatene har blitt trukket fra kontroll 1 sitt bidrag for å fjerne alle vekstbidrag som skyldes noe annet enn slammet og mineralfosforet.



Figur 4.5: Sum av alle avlinger satt i forhold til kontrollenes resultat i vermikulittplantene

Om slammet hadde vært et effektivt substitutt til mineralgjødning skulle avlingsresultatet vært omtrent 29 gram for torvplantene og 12 gram for vermikulittplantene, som er resultatet til kontroll 4. Dette er ikke tilfellet, og den slamtypen med best avlingsresultat av torvplantene, AIS Dose 1, har et resultat som tilsvarer en mineralgjødseldose på 2,1 kg P per dekar, omtrent en tredjedel av hva det ønskede resultatet er. For vermikulittplantene er avlingsresultatet generelt bedre enn for torvplantene, da det beste resultatet tilsvarer nesten halvparten av avlingsresultatet til kontroll 4. Ut i fra Figur 4.4 og Figur 4.5 beregnes næringsstoffenes brukseffektivitet (NUE, Formel (4.2) **Feil! Fant ikke referansekilden.**) til de ulike slamtypene som vist i Tabell 4.1.

Tabell 4.1: Næringsstoffenes brukseffektivitet.

Slamtype	TORV		VERMIKULITT	
	Kg P per daa	NUE (%)	Kg P per daa	NUE (%)
AIS Dose 1	2,10	35	6,00	45
PAX Dose 1	1,70	28	5,60	42
AIS Dose 1 m/polymer	0,70	13	2,55	19
PAX Dose 1 m/polymer	1,20	20	5,30	40
AIS Dose 2	1,40	23	5,40	41
PAX Dose 2	1,15	19	5,50	41
AIS Dose 2 m/polymer	0,40	7	1,20	9
PAX Dose 2 m/polymer	0,85	15	4,15	31

$$\text{NUE (\%)} = \frac{\text{Avling gitt av de ulike slamtypene}}{\text{Avling fra planter tilført 6 kg P per dekar mineralgjødning}} \times 100 \% \quad (4.2)$$

NUE defineres som avling per enhet kg fosfor per dekar og viser hvor effektivt plantene tar opp fosforet som ble tilført fra de ulike gjødselproduktene. Effektiviteten vist gjennom avlingsresultat tilsier at mineralfosfor vil medføre mellom en dobling og tredobling i avling i forhold til slam.

### 4.3 Utnyttelsesgrad av fosfor

Tabell 4.2: Sum fosforopptak i plantene gjennom hele vekstperioden og viser differansen mellom tilført og tatt opp fosfor i plantene.

	Torvplanter				Vermikulittplanter			
	P <sub>tilført</sub> (mg/L)	P <sub>tatt opp</sub> (mg/L)	P <sub>til</sub> - P <sub>tatt opp</sub>	Utnyttelse %	P <sub>tilført</sub> (mg/L)	P <sub>tatt opp</sub> (mg/L)	P <sub>til</sub> - P <sub>tatt opp</sub>	Utnyttelse %
Kontroll 1	0	8,12	-8,12		0	3,14	-3,14	
Kontroll 2	7,5	8,69	-1,19	7,57	16,67	7,72	8,95	27,49
Kontroll 3	15	11,74	3,26	24,11	33,33	9,36	23,97	18,69
Kontroll 4	30	20,50	9,50	41,25	66,67	15,37	51,30	18,35
Kontroll 5	45	28,36	16,64	44,98	100,00	19,52	80,48	16,38
AIS D1	30	10,69	19,31	8,56	66,67	11,45	55,22	12,48
PAX D1	30	10,04	19,96	6,40	66,67	11,29	55,38	12,22
AIS D1 polymer	30	9,43	20,57	4,36	66,67	8,39	58,28	7,89
PAX D1 polymer	30	9,63	20,37	5,03	66,67	9,28	57,39	9,21
AIS D2	30	9,93	20,07	6,03	66,67	12,26	54,41	13,69
PAX D2	30	11,08	18,92	9,85	66,67	10,33	56,34	10,79
AIS D2 polymer	30	9,16	20,84	3,45	66,67	7,12	59,55	5,98
PAX D2 polymer	30	9,22	20,78	3,66	66,67	8,76	57,91	8,43

For å beregne utnyttelsesgraden av det tilførte fosforet er følgende formel benyttet:

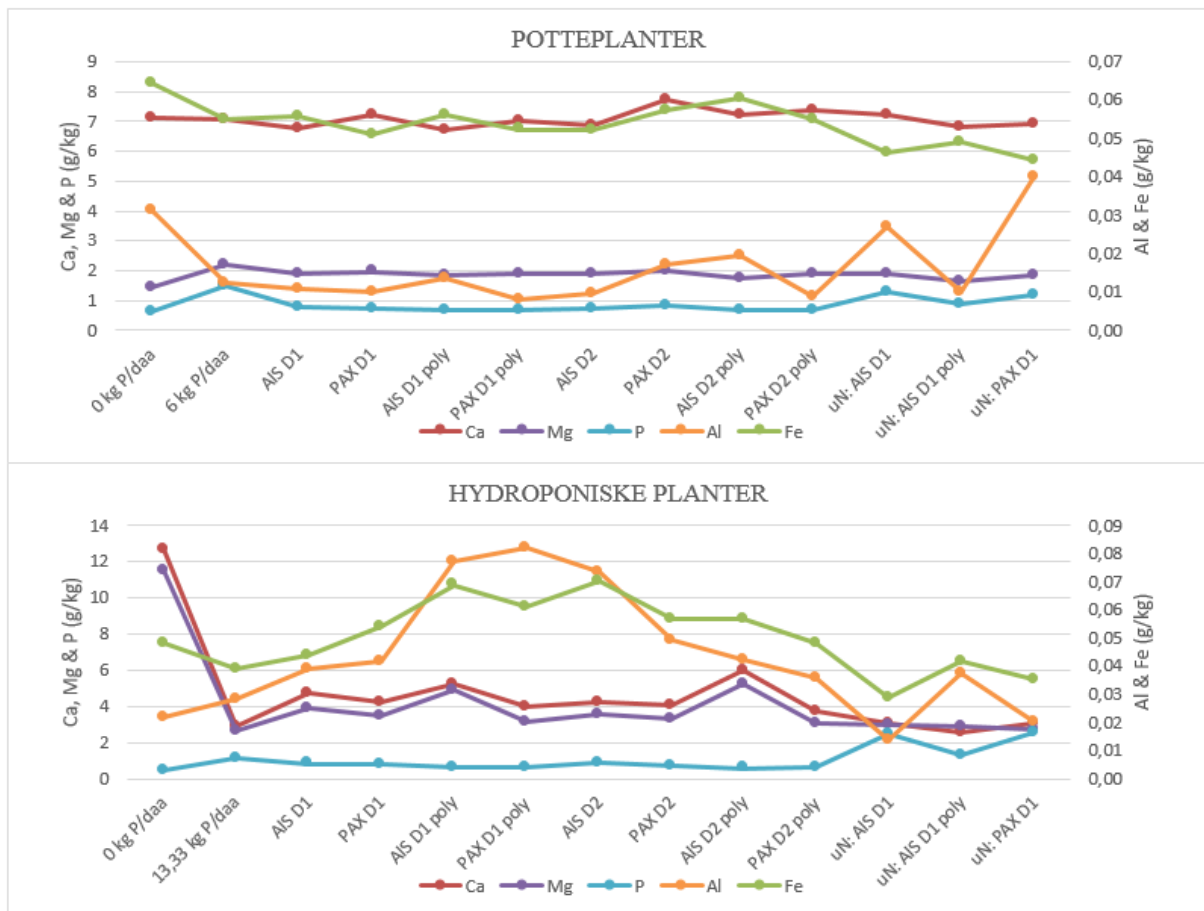
$$\text{Utnyttelsegrad (\%)} = \frac{P_{\text{tatt opp}} - P_{\text{tatt opp, kontroll 1}}}{P_{\text{tilført}}} \times 100 \% \quad (4.3)$$

Opptaket fra plantene til kontroll 1 blir trukket fra i kolonnen utnyttelse i Tabell 4.2 for å eksplisitt vise utnyttelsesgraden det tilførte fosforet gir og fjerne alle andre elementer, siden kontroll 1 fikk tilført samme næringsstoff og mengde som resten av plantene, med unntak av fosfor.

Kolonnen  $P_{\text{tilført}} - P_{\text{tatt opp}}$  i Tabell 4.2 tilsvarer ettervirkningsverdien av fosforet som er lagret i jorda etter høsting og fosforet kan muligens komme plantene til gode neste sesong, avhengig av hvor hardt fosforet er bundet. Kontroll 1 og 2 i torvplantene og kontroll 1 i vermikulittplantene har tatt opp mer fosfor enn hva som ble tilført, hvilket tolkes som at de har klart å utnytte det plantetilgjengelige fosforet som naturlig er tilstede. Resten av kontrollene har en synkende trend ved utnyttelsen av det tilsatte fosforet. Plantene som fikk tilført slam har et dårligere fosforopptak i forhold til kontroll 4, kontrollen slamplantene er direkte sammenliknbar med.

Utnyttelsesgraden viser hvor stor andel av det tilførte fosforet som er blitt tatt opp av plantene. Av slamplantene som ble dyrket i torv er det PAX D2 for som har hatt høyest opptak gjennom hele perioden, selv om den bare har klart å ta opp en fjerdedel av hva kontroll 4 tok opp. For vermikulittplantene er det AIS D1 som har hatt høyest utnyttelsesgrad, selv om PAX D2 også gjør det bra her. AIS D2 med polymer er det slammet som gir lavest utnyttelsesgrad i begge jordmediene.

## 4.4 Konsentrasjon av næringsstoffer og metaller i avlingene



Figur 4.6: Middell konsentrasjon av næringsstoffer og metaller tatt opp av gresset gjennom hele vekstperioden. D1 betegner dose 1, D2 dose 2 av koagulanten. uN betyr uten nitrogen, og betegner de 3 plantene som ikke fikk tilsatt nitrogen.

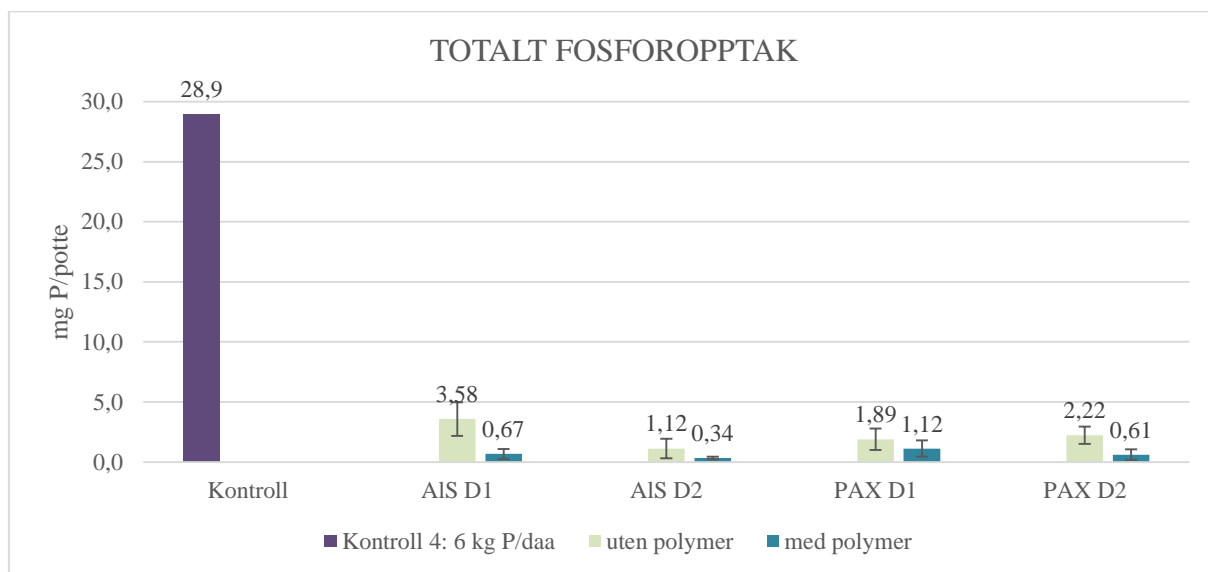
Gjennomsnittlig er fosforkonsentrasjonen på et ganske jevnt nivå mellom de ulike slammene i forhold til de andre næringsstoffene og metallene, med unntak av plantene som ikke har fått tilsatt eksternt nitrogen, se Figur 4.6. Konsentrasjonene til torvplantene og vermikulittplantene har svært få sammenfallende mønstre bortsett fra for fosfor.

Dose 2 inneholder et høyere aluminiumnivå enn dose 1, og dermed vil det være naturlig at plantene som fikk tilsatt dose 2 skal ha en høyere aluminiumkonsentrasjon, hvilket stemmer med unntak av vermikulittplantene som fikk tilsatt dose 1 med polymer. Disse plantene har høyere innhold enn resten av plantene, og det samme gjelder for jerninnholdet.

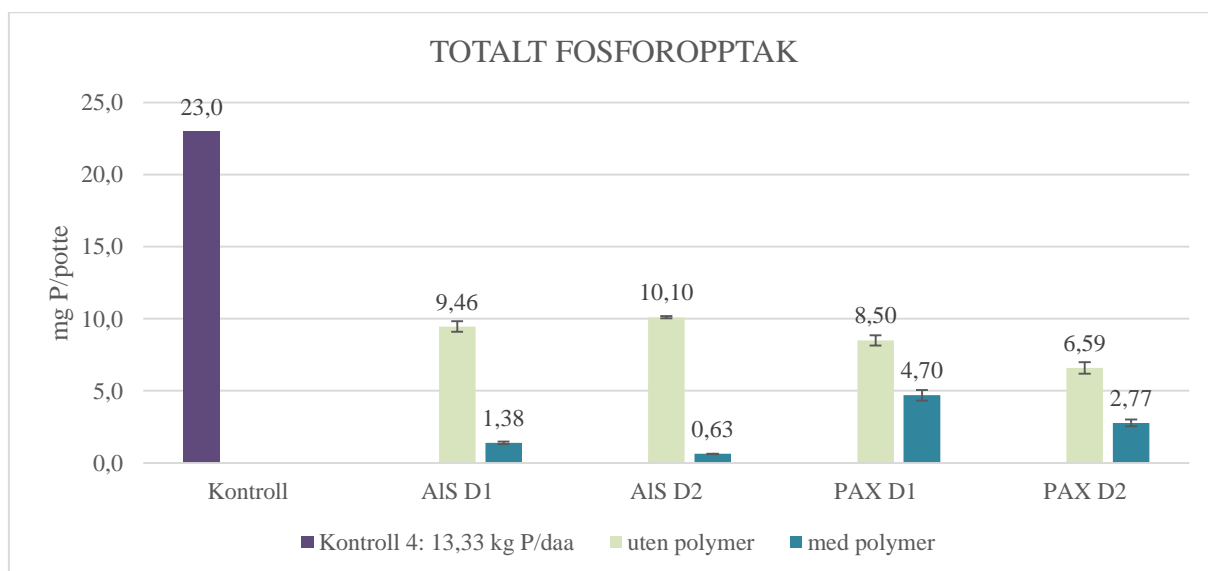
## 4.5 Totalt fosforopptak

På grunn av gode vekstbetingelser og begrenset areal er det ikke gitt at kun fosforkonsentrasjon eller avlingsresultatene alene gir et realistisk bilde, siden den kraftige veksten som oppstod, spesielt i pottene med kontroll 4 og 5, kan forårsake en fortykning i konsentrasjonen av fosfor. For å eliminere feiltolkninger benyttes totalt fosforopptak for å avkrefte eller bekrefte foregående resultater, se Formel (4.4), Figur 4.7 og Figur 4.8.

$$\text{Totalt fosforopptak} = \text{Avlingsresultat} \times \text{Fosforkonsentrasjon} \quad (4.4)$$



Figur 4.7: Summert totalt fosforopptak i torvplantene fratrukket bidraget til kontroll 1.



Figur 4.8: Summert totalt fosforopptak i vermikulittplantene fratrukket bidraget til kontroll 1.



## 5 Diskusjon

### 5.1 Renseeffekt av fosfor

Den norske forurensningsforskriften krever at renseanlegg med fosforfjerning skal ha en minstereduksjon av fosfor på 90 %. Av koagulantene som ble brukt i dette forsøket er det ingen som klarer å oppfylle dette kravet, selv om AIS dose 2 med polymer kun er ett prosentpoeng unna. Antakeligvis vil renseseffekten til koagulantene være høyere ved et renseanlegg siden råvannet først forbehandles, der organisk materiale fjernes, før det kommer til den kjemiske rensingen. Siden en koagulant fjerner både organisk materiale og fosfor, vil et slikt trinn gi koagulanten større kapasitet til å fjerne mer fosfor og renseseffekten vil øke.

D1 (dose 1) er lavere enn D2 (dose 2), som beskrevet i avsnitt 3.3, og bør teoretisk ha en lavere renseseffekt. Dette stemmer for AIS-koagulanten, der renseseffekten er høyere for D2 enn D1. For PAX-koagulanten er det motsatt, da PAX D1 har et bedre rensesresultat enn PAX D2. Grunnen kan være at Al-ionene i PAX D2 har fjernet en større andel partikulært materiale som vil ha redusert kapasiteten til å fjerne fosfor, da hver av Al-ionene ikke har mulighet til å fjerne både fosfor og partikulært materiale.

Manamperuma et al. (2015) fant at når koagulanter med lavt OH/Al-forhold, som AIS, ble tilsatt i lave doser var fosforrenseseffekten betydelig bedre enn for en koagulant med høyt OH/Al-forhold, som PAX. Forskjellen ble mindre når koagulantdosen økte og OH/Al-forholdet i koagulanten var ikke lenger relevant for renseseffekten. Dette stemmer ikke overens med Figur 4.1, da AIS har lavere renseseffekt enn PAX for dose 1 og høyere renseseffekt for dose 2. Dette kan tyde på at andre faktorer enn kun OH/Al-forholdet i koagulanten spiller inn. For eksempel kan pH-en i råvannet ha påvirket renseseffekten til koagulantene, eller så kan en høyere andel av Al-ionene i AIS D1 ha vært inert. Eventuelt kan fosformålingen som ble foretatt ha vært feil. Det ble bare tatt en fosforanalyse for hver av de 8 typene slam og råvannet, hvilket medfører at en feilmåling ikke vil ha blitt oppdaget.

## 5.2 Avlingsresultat fra slam i forhold til mineralgjødning

Fosforet som befinner seg i mineralgjødning består stort sett av plantetilgjengelig fosfor, det vil si løst uorganisk fosfor. I avløpsvannet befinner det seg både organisk og uorganisk fosfor. Organisk fosfor er ikke plantetilgjengelig, og kun en andel av uorganisk fosfor er umiddelbart tilgjengelig for planter. Ved utfelling vil koagulantene reagere med det løse uorganiske fosforet og gjøre det mindre plantetilgjengelig enn det var i utgangspunktet. Dermed blir andelen tilgjengelig fosfor i slam betydelig mindre enn hva den er i mineralfosfor.

Ut i fra dette resonnementet er resultatene, der kontrollplantene har produsert en betydelig høyere avling enn slamplantene, i tråd med hva som skulle forventes. Slamplantenes avlingsresultat varierer også innad, og om man drar tankegangen enda lengre kan det forventes at en høyere dose koagulant vil resultere i lavere avling. Dette stemmer overens med resultatene presentert i Tabell 4.1, der NUE er høyere for dose 1 enn for de tilsvarende slamtypene med dose 2. Resultater funnet i liknende forsøk samsvarer også med denne teorien, for eksempel fant Bøen (2010) at et økende innhold av aluminium og jern i slammet førte til en lavere andel av plantetilgjengelig fosfor.

Øgaard (2013) fant at forskjellen i avling mellom slam og mineralfosfor ble redusert etter første høsting, da rotsystemet var utviklet, hvilket samsvarer til en viss grad med resultatene fra dette forsøket. For de fleste plantene ble avlingsforskjellen i forhold til kontroll 4 redusert jo lenger forsøket varte, men dette gjaldt ikke vermikulittplantene som ble gjødslet med AIS D1 og D2 med polymer. Avlingsresultatet deres var størst ved første høsting i forhold til kontroll 4 og de to kommende høstingene. Dette er også de to plantene med klart lavest avling, hvilket tyder på at vekstforholdene var spesielt dårlige. Grunnen kan være at andelen plantetilgjengelige næringsstoffer i slammet var så lav at plantene ikke klarte å utnytte dem. Når disse plantene også var blant de som ikke fikk tilført eksternt næringsstoff før etter første høsting kan rotsystemet allerede ha vært så underutviklet at det ikke klart å utnytte den ekstra næringen.

Gjennomgående hadde vermikulittplantene en høyere NUE enn torvplantene, hvilket indikerer at de har klart å ta opp næringsstoffene mer effektivt enn det torvplantene har. Eventuelt kan det skyldes at vermikulittplantene fikk tilsatt over en dobbelt mengde av næringsstoffer i forhold til torvplantene og at fosformangelen ikke var like fremtredende.

### 5.3 Avlingsforskjeller mellom koagulant med og uten polymer

Som nevnt i avsnitt 2.1.1, kan kombinasjonen av polymerer og koagulanter teoretisk sett øke andelen plantetilgjengelig fosfor i slammet og gi et høyere avlingsresultat enn om slammet behandles med en høyere dose koagulanter.

Ut i fra Figur 4.1 stemmer det at andel fosfor i slammet øker ved tilsetning av polymer, siden renseseffekten av nettopp fosfor er høyest når både koagulant og polymer tilsettes. Figur 4.2 og Figur 4.3, gir derimot et helt annet bilde på situasjonen. Her er avlingsresultatene best for plantene som fikk tilsatt slam som var blitt rensset med kun koagulanter, altså uten polymerer. Spesielt for slamplantene med AIS som koagulant ble avlingsforskjellen mellom plantene med og uten polymer stor, selv om PAX gir samme trend. Den samme situasjonen gjenspeiles i Figur 4.7 og Figur 4.8 som viser plantenes totale fosforopptak.

Ved kjemisk felling har koagulantene to bruksområder: å felle ut partikulært materiale og fosfor som finnes i avløpsvannet. Om andelen av partikulært materiale er større enn fosforandelen, vil koagulantene felle ut mer partikler enn fosfor, og vice versa. For å skape et overskudd med fosfor ble det derfor tilsatt polymerer som teoretisk kun reagerer med partikulært materiale og skape et fosforoverskudd til koagulantene. Dermed vil fosforandelen i slammet bli større enn om polymeren ikke tilsettes, og trolig vil også andelen plantetilgjengelig fosfor økes. Ut i fra resultatene som ble gitt i dette forsøket, ble ikke dette oppnådd, hvilket det kan være flere grunner til.

Det finnes tre ulike metoder som kan brukes når koagulant og polymer skal tilsettes råvannet:

- 1) Polymer – omrøring til polymer reagerer – koagulant – omrøring – sedimentering
- 2) Polymer og koagulant tilsettes samtidig – omrøring – sedimentering
- 3) Polymer – omrøring – sedimentering – koagulanter – omrøring – sedimentering

I dette forsøket ble metode nummer 2 brukt, hvilket kan ha ført til at polymeren fungerte mot sin hensikt. En koagulant reagerer med partiklene og fosforet i løpet av sekunder, mens polymeren ikke reagerer før etter flere minutter. Dermed har ikke polymeren reagert før koagulantene er ferdig med sine reaksjoner, og har kun hatt som effekt å øke fnokkenes størrelse. Hadde det i stedet blitt benyttet en av de andre metodene kunne resultatet ha blitt annerledes, siden polymeren hadde fått tid til å reagere med det partikulære materialet i råvannet før koagulanttilsetningen og dermed redusert partikkelmengden koagulantene skulle fjerne.

En alternativ forklaring kan være at polymeren har bundet seg til koagulanten og fosforet eller bare fosforet og skapt en innkapsling. Polymeren brukt i dette forsøket er kationisk og kan ha reagert med det løse fosforet som en jordpartikkel eller koagulant og bundet seg til fosforet hvilket har medført utfelling. Denne innkapslingen eller utfellingen vil ha hindret planterøttene i å trenge inn til fosforet og utnytte det, hvilket har gitt plantene enda mindre plantetilgjengelig fosfor å utnytte.

Kuboi & Fujii fant i 1985 at kationiske polymerer, i motsetning til anioniske og ioniske polymerer, var giftige for plantene, spesielt sammen med kopper, og symptomene var hemmet vekst, brune røtter og klorose, det vil si at bladene ble gule. I dette forsøket ble det ikke observert at gresset med polymer var mindre grønt enn de andre plantene, men veksten var desidert redusert, spesielt ALS-plantene hadde lav vekst i forhold til ALS-plantene uten polymer. Hvordan tilstanden til røttene var, ble ikke undersøkt. Ved lave kopperkonsentrasjoner fant Kuboi & Fujii (1985) at klorose ikke forekom på alle typer vekster, men misfarging av røttene og inhibert vekst ble observert. Det samme kan ha forekommet i dette forsøket, da kopperkonsentrasjonen ikke var nevneverdig høy.

## 5.4 Fosforopptak

Av fosforet som ble tilført gjennom slammet er en stor andel blitt liggende igjen i torven og vermikulitten, vist i Tabell 4.2. Mesteparten av dette fosforet er ikke tilgjengelig for plantene, men en viss mengde kan være plantetilgjengelig fosfor som plantene ikke utnyttet på grunn av overflod. Dersom dette hadde vært et feltforsøk ville fosforet som er plantetilgjengelig blitt liggende til neste vekstsesong.

Det lett å anta at fosforet som befinner seg i slammet og ikke er plantetilgjengelig i dag vil bli liggende i jorda og bli mer tilgjengelig etter som årene går, enten gjennom mineralisering av organisk fosfor, eller ved at bindingen mellom aluminium og fosfor vil brytes. Denne antakelsen vil mest sannsynlig ikke stemme på grunn av det sure pH-nivået som er vanlig i norsk jord, samt at fosforet som befinner seg i slam er tungtløselige forbindelser. Sur pH påvirker bindingene mellom aluminium og fosfor slik at de krystalliseres og blir sterkere. Mineralisering av fosfor vil kun skje dersom det oppstår fosformangel i jorda, og denne prosessen er svært langsom. Jorden i Norge er også rik på jern- og aluminiumoksider som binder fosfor og i gjennomsnitt blir kun 50 % av tilført fosforgjødsel tatt opp av plantene. Kjemikalier fra slammet som ikke enda har reagert med fosfor eller partikulært materiale kan felle ut noe av fosforet som forekommer naturlig løst i jorda (Krogstad et al. 2004).

Polymer medfører både redusert avling og fosforkonsentrasjon, men innad i grupperingene polymer og ikke-polymer varierer det hvilken slamtype som gir høyest resultat, samtidig som resultatene mellom torv- og vermikulittplantene ikke er unisone. Derfor er det nyttig å benytte totalt fosforopptak, da dette gir et mer helhetlig bilde når avling og fosforkonsentrasjon multipliseres. Lav vekst kan føre til høye næringskonsentrasjoner i plantene som kan føre til at man trekker konklusjonen at gjødslingsmiddelet som resulterer i høyest fosforkonsentrasjon er det som også gir størst avlingsresultat.

Resultatene som her er gitt er i tråd med tidligere, liknende forsøk. Blant annet Ugeland et al. (1998) fant at andelen tilgjengelig fosfor ble redusert når slam stabilisert med metaller ble brukt som et substitutt for mineralgjødsel. Krogstad et al. (2005) fant at fosforopptaket ble redusert ved bruk av kjemisk slam, men at andre alternative slamprodukter, som biologisk slam og kjemisk slam som var kalkbehandlet hadde like godt eller bedre fosforopptak som mineralgjødsel. Zapata & Zaharah (2002) beskrev hvordan tilsetning av vannløselig, uorganisk fosforgjødsel i kjemisk felt slam økte andelen av plantetilgjengelig fosfor i slammet. Dette kan være veien å gå for jordbrukere som benytter slam, siden mineralgjødseleandelen reduseres.

Øgaard (2013) undersøkte ettervirkning av slamtilførsel på nyetablert vekst, og så at på grunn av større uttapping av fosfor ved bruk av mineralgjødsel, fikk flere slamtyper et bedre eller omtrentlig likt resultat som kontrollplantene. Dette kan tydes som at fosforeffekten i plantene i dette forsøket ikke er helt borte og om et liknende eksperiment hadde blitt gjennomført kunne dette blitt bekreftet eller avkreftet. I artikkelen ble også funnet at økende innhold av aluminium og jern i slammet ga avtakende fosforopptak, hvilket samsvarer med resultatene overfor, unntatt for PAX som ikke fikk tilsatt polymer. Her er fosforopptaket høyere for PAX D2 enn D1 som kan skyldes en oppkonsentrering av fosfor i plantene grunnet lav vekst, siden Figur 4.7 og Figur 4.8, som viser totalt fosforopptak, ikke viser samme trend.

Ideell pH for å sikre god plantevekst vil variere fra planteslag og jordtype, og jorden raigresset skal dyrkes i anbefales å ha en pH mellom 6,3 og 7,0 ved dyrking i mineraljord (Franzefoss Minerals. År ukjent), mens pH-en kan være lavere i torvjord siden totalinnholdet av jern og aluminium er så lavt at fosforet ikke vil binde seg til dem (Bjørnå 2012). pH-en i vermikulitt er vanligvis rundt 7,0 (Schundler. År ukjent). Når pH-en overstiger 6,5 vil blant annet mangan og sink bli mindre tilgjengelig og det samme kan skje med fosfor dersom jorden er kraftig kalket siden fosforet bindes med kalsium, danner kalsiumfosfat, og blir

utilgjengelig for planter (McKinnon & Hansen. År ukjent). pH-en i vermikulitten var over 7,0 og dermed kan en del av fosforet og kalsium ha dannet kalsiumfosfat. Om dette gjør fosforet utilgjengelig eller ikke avhenger av om kalsiumfosfatet er i form av mono-kalsiumfosfat eller tri-kalsiumfosfat. Mono-kalsiumfosfat er løselig, mens tri-kalsiumfosfat er ikke-løselig (New Zealand Institute of Chemistry. År ukjent).

For å øke andelen plantetilgjengelig fosfor i slam der aluminium eller jern er brukt ved felling kan kalk tilsettes i slambehandlingen, når slammet hygieniseres. Øgaard et al. (2008) fant at kjemisk felt slam som var blitt kalkbehandlet både inneholdt mer tilgjengelig fosfor enn slam uten kalk og økte jordas innhold av tilgjengelig fosfor.

## **5.5 Ulik veksteffekt grunnet ulike koagulanter**

ALS D1 og PAX D1 har samme aluminiuminnhold, og det samme gjelder ALS D2 og PAX D2. På grunn av koagulantenes renseseffekt av fosfor ble det tilsatt en større mengde slam av ALS D1 enn PAX D1 og en lavere mengde av ALS D2 enn PAX D2. Dermed kan det antas at plantene som har fått tilsatt en større mengde vil ha en høyere aluminiumkonsentrasjon, hvilket stemmer for torvplantene, sett ut i fra Figur 4.6. For vermikulittplantene er det motsatt, men aluminiumkonsentrasjonen mellom de ulike plantene er svært varierende i denne kurven, og det må ha forekommet en reaksjon som har fått konsentrasjonen til å øke for noen av plantene. Hvilken reaksjon kan ikke forklares i denne oppgaven, og derfor antas det at torvplantene gir et mer realistisk bilde for hvordan situasjonen vil være om liknende forsøk gjentas.

Sett i forhold til hverandre har ALS D1 et høyere totalt fosforopptak enn PAX D1. For dose 2 har PAX den høyeste verdien for torvplantene, mens i vermikulittplantene har ALS fått et bedre resultat. Når det kommer til plantene med polymer har PAX oppnådd et mer tilfredsstillende resultat enn ALS for begge dosene.

Manamperuma et al. (2015) fant at PAX ga et høyere avlingsresultat enn ALS som ble forklart gjennom at ALS hadde et lavere OH/Al-forhold enn PAX, og dermed en sterkere elektrostatiske interaksjon mellom aluminiumionene og fosforet hvilket førte til lavere plantetilgjengelighet. Som beskrevet ovenfor varierer avlingsresultatet ut i fra dosene som ble tilført, men dette kan forklare hva som har skjedd for plantene som fikk tilført slam med polymer og D2 uten polymer. I denne artikkelen ble det også funnet at tilsetning av polymer medførte økt avling, hvilket ikke ble resultatet i dette forsøket. Hvorfor resultatene ble annerledes er diskutert i avsnitt 5.3.

## 5.6 Resultatforskjeller grunnet tilsatt mineralnitrogen



Figur 5.1: Torvplanter før høsting 1, 2 og 3.

Figur 4.2 og Figur 4.3 viser at ved å ikke tilsette ekstra nitrogen hemmes veksten betraktelig, og jo lenger tidshorison, jo større blir forskjellen mellom de to avlingene. Dette tyder på at det meste av nitrogenet som befinner seg i slammet er organisk bundet og ikke vil bli tilgjengelig før etter noen år (Blytt 2008). Plantene som har fått tilsatt eksternt nitrogen hadde sin største vekstperiode etter første høsting, mens for plantene uten ekstra nitrogen hadde resultatene en negativ utvikling. Ut i fra Figur 5.1 kan det observeres at nitrogenmangelen ble sterkere jo lenger forsøket varte og plantene uten nitrogen er de tre plantene helt til venstre i alle tre bildene. Det øverste bildet, fra før høsting 1, viser at plantene uten nitrogen vokste bedre enn plantene som ikke fikk tilsatt fosfor, som er plantene helt til høyre, og omtrent like godt som slamplantene som fikk tilsatt nitrogen. Dette tyder på at plantene utnyttet og brukte opp det løse nitrogenet som fantes naturlig i slammet fort, siden planteveksten er synlig redusert ved høsting 2 og spesielt høsting 3, der planteveksten ikke lenger er synlig bedre enn planten uten fosfor. Ved siste høsting opplevde plantene 43 til 45 nitrogenmangel, og dette kan bekreftes ved at plantefargen er mye lysere grønn enn de resterende plantene i tillegg til lav vekst.

Figur 4.6 viser at konsentrasjonene i plantene uten nitrogen var lavere for jern, kalsium og magnesium, mens for fosfor var konsentrasjonen høyere. I avsnitt 4.4 ble det forklart at lav vekst kan medføre en oppkonsentrasjon av næringsstoffer, og det samme kan ha forekommet her for fosforet. Aluminiumkonsentrasjonen varierte veldig mellom plantene med og uten

nitrogen og mellom de ulike slamplantene og vekstmediene, men som illustrert i Figur 4.6 varierte denne kurven stort for alle plantene og spesielt for vermikulittplantene.

## 5.7 Miljøeffekter ved bruk av slam

Selv om slam et dårlig substitutt for mineralgjødsel når det kommer til avlingsresultater, gir slam andre fordeler ved tilføring. Strukturen bedres på grunn av næringsrikt organisk materiale som gir næring og organisk stoff til jordbakterier og sopper. Dette bidrar til økt holdeevne av vannet, drenering, tilgjengelighet av næringsstoffer og at planterøttene får luft og gode vekstforhold. Alt i alt forbedres jordstrukturen betraktelig, noe som gir mindre avrenning og i sin tur reduserer erosjon og jordtap (Blytt 2008). Dermed er det viktig at jordbrukerne er klar over alle effekter bruk av slam kan gi, og ikke bare fokuserer på konkrete avlingsresultater. Jordbrukssektoren står for en betydelig andel av fosfor- og nitrogenutslippet til norske vassdrag og sjøer på grunn av nettopp avrenning, som igjen kan føre til eutrofiering. Denne faktoren bør det bli satt et større fokus på og at slam har en reduserende avrenningseffekt kan virke inn som et insentiv på sektoren for å forbedre holdningen rundt bruken av slam i jordbruket.

Ifølge Krogstad et al. (2004) vil løst organisk materiale, på grunn av sitt innhold av dissosierte syrer som har negativ ladning, kappes med fosforet om bindingen i jorda og til og med kunne løse ut uorganisk fosfor som allerede er bundet i jorda. Slam inneholder ofte store andeler organisk materiale, og kan dermed ved spredning i jord fremme denne effekten.

Når slam tilføres jordbruksarealer blir mengden begrenset av tungmetallinnholdet, der klasse II tillater 2 tonn slamtørrstoff per dekar hvert tiende år og jo lavere innhold av tungmetaller, jo mer slam er det tillatt å spre per dekar. En mengde på 2 tonn tørrstoff per dekar hvert tiende år tilsvarer 15-65 kg fosfor per dekar avhengig av slammet, mens en kornavling fjerner 1,5-2,0 kg fosfor per dekar. Dette gir at fosformengden i jorda vil økes betraktelig og på grunn av usikkerhet rundt hvor stor andel av fosforet i slammet som er plantetilgjengelig er det vanlig praksis å tilføre mineralgjødsel i tillegg. For å oppnå reell resirkulering av fosfor må andelen av plantetilgjengelig fosfor i slammet være høy nok til at avlingsresultatene fra slam alene kan konkurrere med de mineralgjødsel produserer. Baksiden er at risikoen for utskylling av fosfor øker sammen med andel løst fosfor og at fosforet dermed vil havne i lokale vassdrag, spesielt med de slammengdene som er tillatt å tilføre i dag (Øgaard 2012).

Norge har satt inn tiltak for å minimere innholdet av tungmetaller i avløpsvannet, og dermed slammet, og derfor har norsk slam generelt et lavt tungmetallinnhold i forhold til mange andre



land. Derimot har ikke Norge satt en grense når det kommer til innhold av organiske mikroforurensninger, i motsetning til land som Danmark og Frankrike, selv om risikoanalyser og intern kontroll kreves (Jantsch 2015). Ved risikoanalyser og intern kontroll vil man kun oppdage de mikroforurensninger som det letes etter og ingen andre. Om en mikroforurensning ikke letes etter kan det ikke sies at den ikke er der, samt at det stadig oppdages nye som aldri før har blitt bevist eksisterer i slam. Derfor er det ikke underlig at bønder kan være skeptiske rundt bruk av slam, når verken de eller renseanlegget har mulighet til å kartlegge slammet komplette sammensetning.

## 5.8 Feilkilder

Ideen bak bruk av to ulike vekstmetoder var å undersøke om resultatene var unisone for flere typer vekstmedier og dersom vermikulittplantene hadde gitt et annet resultat enn torvplantene, kunne konklusjonen blitt at slam fungerer bedre i visse vekstmedier. Rådgiverne som var med på å preparere forsøket hadde god erfaring med pottforsøk, men lite erfaring med hydroponiske forsøk. Derfor ble det bestemt å gjennomføre begge forsøkene helt likt og i tråd med tidligere erfaringer rundt forsøk som hadde blitt gjort med torv som vekstmedium. Sett i ettertid var dette et valg som ikke ga de beste vekstmulighetene for plantene som vokste i vermikulitten. Vermikulitt er et vulkansk mineral som er næringsfattig og holder dårlig på næringen og generelt i hydroponiske forsøk er dette grunnen til at plantene kontinuerlig eller med hyppige intervaller får tilsatt næring for å skape optimale vekstforhold. I dette forsøket fikk plantene tilført næring hver femte uke eller senere, hvilket fungerer godt for planter som vokser i torv, men for plantene som vokste i vermikulitt kan denne sjeldne næringsstofftilførselen ha hindret veksten.

Næringsmengdene som ble tilført i vermikulittplantene var mer enn en dobling av hva som ble tilført i torvplantene grunnet en feilkalkulering som ble gjort ved forsøksstart. For mye næringsstoffer kan føre til en hemmet vekst og det ble observert en svartaktig farge på noen av plantene som er en effekt av overgjødning. Konsekvensen i verste fall er at resultatene fra vermikulittplantene ikke er reelle og at resultatene hadde blitt annerledes dersom metoden hadde vært en annen.

Trolig har de overnevnte faktorene ført til variasjonene som kan observeres mellom vermikulitt- og torvplantene og derfor er det i diskusjonen blitt lagt mest vekt på resultatene fra torvplantene der trendene ikke har vært like.

Alle analyser har en viss feilmåling. Da råvannet og slammet ble analysert for nitrogen- og fosforinnhold ble det kun gjennomført en analyse, så om det ble gjort noen feil ved prepareringen av analysene, eller om spektrofotometeret gjorde en feilmåling, kan ikke dette oppdages, siden det ikke finnes noen andre resultater å sammenlikne med.

Koagulert slam inneholder alle mikroorganismer som allerede er i avløpsvann, som sopp, og med mindre slammet blir hygienisert kan soppen påvirke plantene, enten ved at plantene infiseres eller at plantenes opptak av næringsstoffer påvirkes. Slammet brukt i dette forsøket ble ikke hygienisert før det ble tilført plantene, hvilket kan være en medvirkende faktor som førte til lavere plantevekst for slamplantene enn for de resterende plantene.

Omgivelsene plantene har hatt i vekstrommet har vært optimale for å skape en så kraftig avling som overhode mulig, hvilket ikke vil kunne gjenskapes ved et feltforsøk. Dermed kan ikke resultatene i seg selv trekkes i parallell med resultater som vil oppstå ved faktiske avlinger utenfor vekstrom og deres unaturlig gode forhold, men trendene vil være de samme.

## 6 Scenarioanalyse med økonomiske betraktninger

Slambehandling i Norge, inkludert her slamdisponering, utgjør omtrent 50 % av et avløpsrensaneanleggs totale kostnader (LeBlanc et al. 2008), og dermed er det i et rensaneanleggs interesse å se hvor kostnadene påløper og hvordan disse kan reduseres for å oppnå en mest mulig kostnadseffektiv drift. Rensaneanlegg blir drevet etter selvkostprinsippet, finansiert av avløpsgebyr, som vil si at rensaneanlegget aldri vil gå i underskudd, ei heller overskudd. På grunn av dette er det mulig at norske rensaneanlegg generelt har renseseffekt som hovedprioritet, fremfor å forsøke å optimalisere både kostnadseffektivitet og renseseffekt samtidig. Når rensaneanlegg har funnet en metode som fungerer bra, vil incentivet til å finne like gode, men billigere løsninger ikke være like tilstedeværende som i profitterende bedrifter, nettopp på grunn av selvkostprinsippet.

De fleste av norske rensaneanlegg som sender avløpsslammet til jordbruk gjør dette uten å motta vederlag. Noen av dem tar også på seg kostnadene for transport, lagring og spredning for bøndene. Grunnen til at de gjør dette er at alternativet vil medføre økte kostnader og rensaneanleggene er dermed økonomisk avhengig av at jordbrukerne tar imot slammet. Om dagens ordning vil holde i fremtiden med den kommende fosforkrisen (Rantaweera 2013) er lite trolig, siden prisene for mineralgjødning vil øke betraktelig når tilbudet går ned. Slam, som i dag bøndene er skeptiske til grunnet sitt usikre innhold av plantetilgjengelige næringsstoffer og forurensninger, kan derfor i fremtiden bli en nødvendig ressurs for bøndene som ikke har husdyrgjødsel som alternativ.

Det ble gjennomført to scenarioanalyser, en ut i fra dagens situasjon og en for fremtiden når fosforressursene begynner å bli mangelfulle. I den første analysen skal ulike bruksområder av slammet blir evaluert og deres tilhørende kostnader. Kostnadene er teoretiske tall, som er kommet frem til gjennom samtaler og e-mailkorrespondanse med ulike rensaneanlegg som per dags dato har kjemisk rensing eller en kombinasjon av kjemisk og biologisk rensing, og entreprenører som driver med slamdisponering. I fremtidsanalysen vil en teoretisk mineralgjødning bli presentert og hvilke konsekvenser dette vil medføre for avløpsrensaneanlegg.

## 6.1 Scenarier utarbeidet fra dagens situasjon

Annen bruk av slam, når det ikke kan sendes til jordbruket, er hovedsakelig deponi og grøntanlegg i Norge. Slammet sendes kun til deponi dersom det ikke finnes andre alternativer, siden deponi fører til forurensning av grunnen og det kreves grundige forundersøkelser for å hindre forurensning av grunnvannet. Når slammet ikke kan sendes til jordbruket er kvaliteten gjerne så dårlig at det må forbedres før det er interessant for bruk i grøntanlegg, hvilket skjer gjennom kompostering eller tørking (pelletering) før det blandes inn i en jordblanding. Begge disse metodene har problemer rundt seg. Kompostering medfører luktproblemer og er derfor en metode som er på vei ut, mens tørketeknologien er så utfordrende å få til å fungere ordentlig at det kun er noen få renseanlegg i Norge som har fått til denne metoden ordentlig.

### 6.1.1 Antakelser

Det avgrenses til kostnader som påløper etter at slammet er leveringsklart, og hvilke ekstrakostnader som forekommer når slammet ikke kan sendes til jordbruket. Det antas at alle kostnader som påløper ved slamdisponering til jordbruk, som lagring, transport, spredning og analyser er inkludert i de presenterte tallene. Videre vil renseanlegget sende ut slammet til entreprenørfirmaer som videre komposterer, pelleterer eller deponerer slammet. Kostnadene som er presentert vil kun bestå av kostnadene som påløper fra slammet er ferdigprodusert til entreprenøren har tatt imot det. Hva entreprenørene gjør med slammet er utenfor omfanget av denne analysen. Det samme er eventuell biogassproduksjon i renseanlegget siden tilhørende kostnader og inntekter vil påløpe uavhengig av hva som skjer med slammet, enten det går til jordbruk eller noe annet.

Kostnadene er basert på informasjon mottatt av HIAS IKS, Vestfjordens Avløpsselskap, Tønsbergfjordens avløpsutvalg IKS, Movar IKS, IVAR IKS, Sentralrenseanlegg Nord-Jæren, Bekkelaget renseanlegg, Libir IKS og Sveinung Folkvord fra HØST. På grunn av stort sprik i kostnader som ble mottatt, er det valgt å dele kostnadene inn i tre kategorier: minimumskostnader, gjennomsnittskostnader og maksimumskostnader. Alle tre kostnadskategoriene antas å være like sannsynlige, da faktiske kostnader varierer fra renseanlegg til renseanlegg.

Renseanlegget det skal sees på videre er et teoretisk avløpsanlegg med kjemisk rensing som ligger på Østlandet, med en årlig slamproduksjon som tilsvarer 4600 tonn slamtørrstoff (TS). Renseanlegget har i utgangspunktet en avtale med 100 bønder som skal ta imot 2 tonn TS per dekar hvert tiende år. Hver jordbruker har et gjødselareal på 230 dekar og hvert år tar alle 100

jordbrukerne imot 200 kg slamtørrstoff som over 10 år tilsvarer 2 tonn. Renseanlegget skal dermed levere 4600 tonn tørrstoff av kvalitetsklasse II årlig.

Fire alternativer vil bli utforsket: 100 % av produsert slam går til jordbruket, 63 % av produsert slam går til jordbruket, 50 % av produsert slam går til jordbruket og 0 % av produsert slam går til jordbruket. I alternativene hvor annen bruk av slam diskuteres ligger det igjen 4 variasjoner: lik fordeling av slammengde mellom kompostering, deponi og pelletering, større andel til deponi i forhold til kompostering og pelletering, større andel til kompostering i forhold til deponering og pelletering og større andel til pelletering i forhold til deponering og kompostering. Fordelingen av andelene er vist i Tabell 6.1

**Tabell 6.1: Forklaring av andelsbruk i kommende grafer.**

	Lik fordeling	Mest deponi	Mest kompost	Mest pelletering
Deponi	33 %	50 %	25 %	25 %
Kompostering	33 %	25 %	50 %	25 %
Pelletering	33 %	25 %	25 %	50 %

Disse andelene multipliseres med andelen som ikke går til jordbruket, slik at når 50 % av slammet går til jordbruk, blir andel som går til deponi ved lik fordeling  $33\% * 50\% = 16,5\%$ .

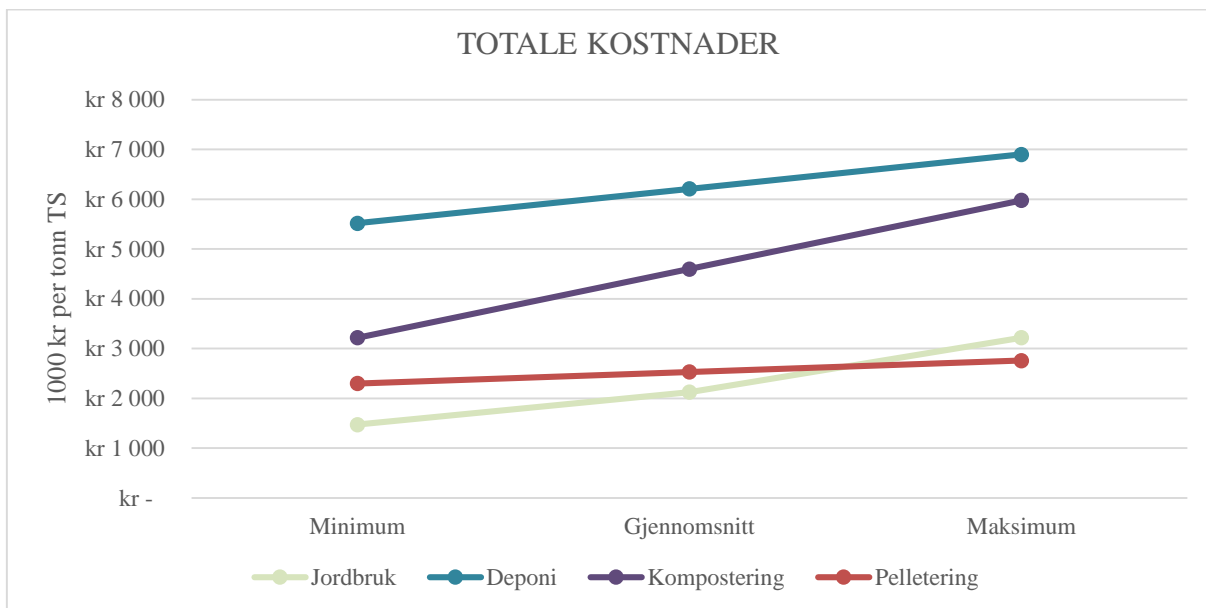
### 6.1.2 Kostnadsalternativer

Renseanlegget har fire alternative bruksområder av slammet: jordbruk, kompostering, pelletering og deponering. De tilhørende kostnadene er presentert i Tabell 6.2.

**Tabell 6.2: Kostnader ved ulik alternativ bruk av slam, NOK per tonn TS.**

Kostnader per tonn TS	Minimum	Gjennomsnitt	Maksimum
Jordbruk	320	462	700
Deponi	1 200	1 350	1 500
Kompostering	700	1 000	1 300
Pelletering	500	550	600

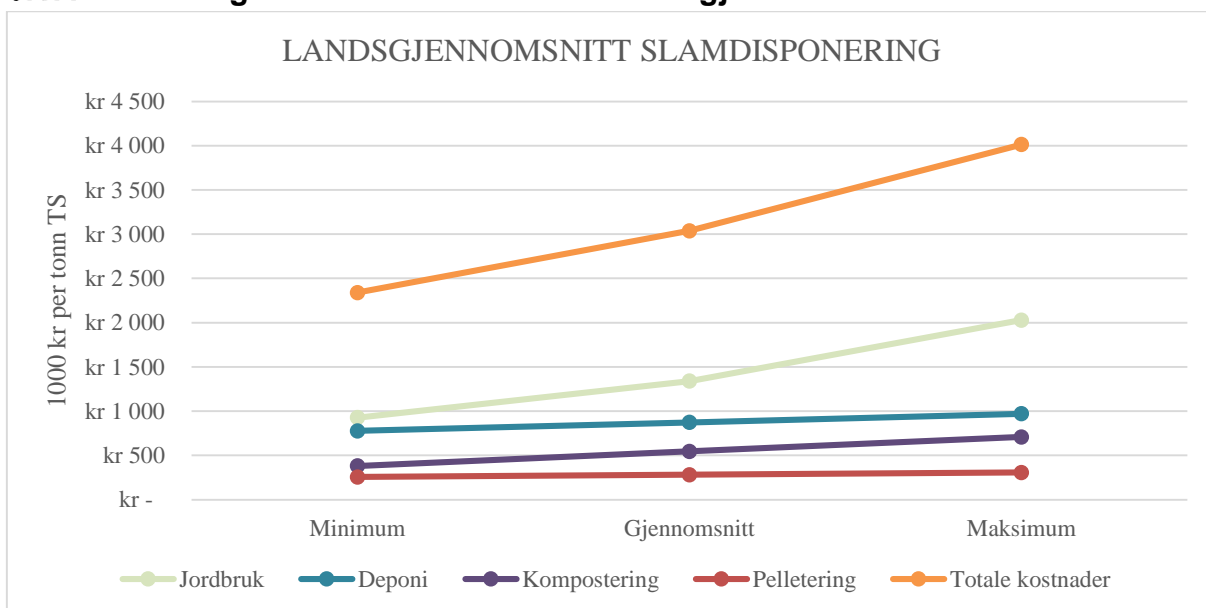
### 6.1.3 100 % av slam til hver av de fire ulike alternativene



Figur 6.1: Totale kostnader når 100 % av slammet går til ett av alternativene.

Figur 6.1 viser kostnadene som vil påløpe dersom renseanlegget kun kan velge et alternativ til slamdisponeringen. Deponi er gjennomgående det dyreste alternativet, og gitt at deponering er det alternativet som kan føre til miljøforurensning, er dette et uønsket alternativ på flere plan. Kompostering er det alternativet med størst variasjon mellom minimums- og maksimumskostnaden hvilket gjenspeiles i helningen til kurven, som er brattere enn de andres. Pelletering har den slakeste kurven og lavest maksimumskostnad, hvilket gjør det til det mest ettertraktede alternativet etter jordbruk.

### 6.1.4 Fordeling av slam i samsvar med landsgjennomsnitt

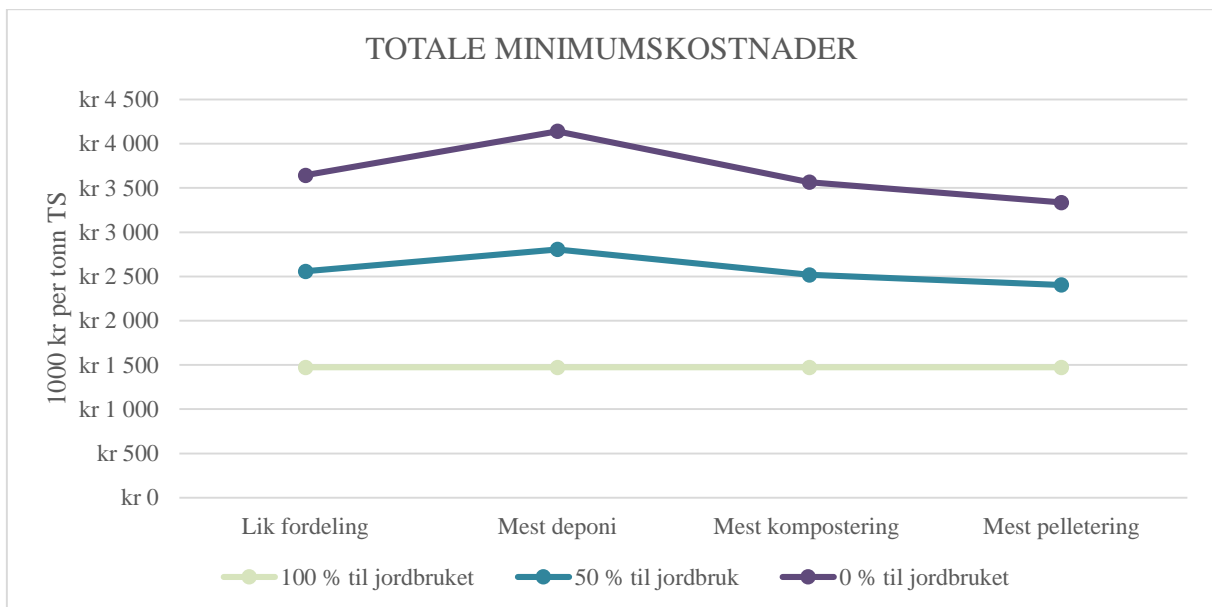


Figur 6.2: Kostnader forbundet med hvert bruksområde og totale kostnader når slammet fordeles mellom alternativene likt med landsgjennomsnittet.

I Figur 6.2 er fordelingen mellom jordbruk, deponi, kompost og pellets hentet ut i fra landsgjennomsnittet som er vist i Figur 2.2. Kompostering og pelletering er begge hentet ut i fra posten 'kompostering og annen bruk', og fordelt likt. Sammenliknet med Figur 6.1 vil de totale kostnadene forbundet med denne fordelingen gjennomgående være lavere enn deponi og kompostering, men høyere enn pelletering og jordbruk.

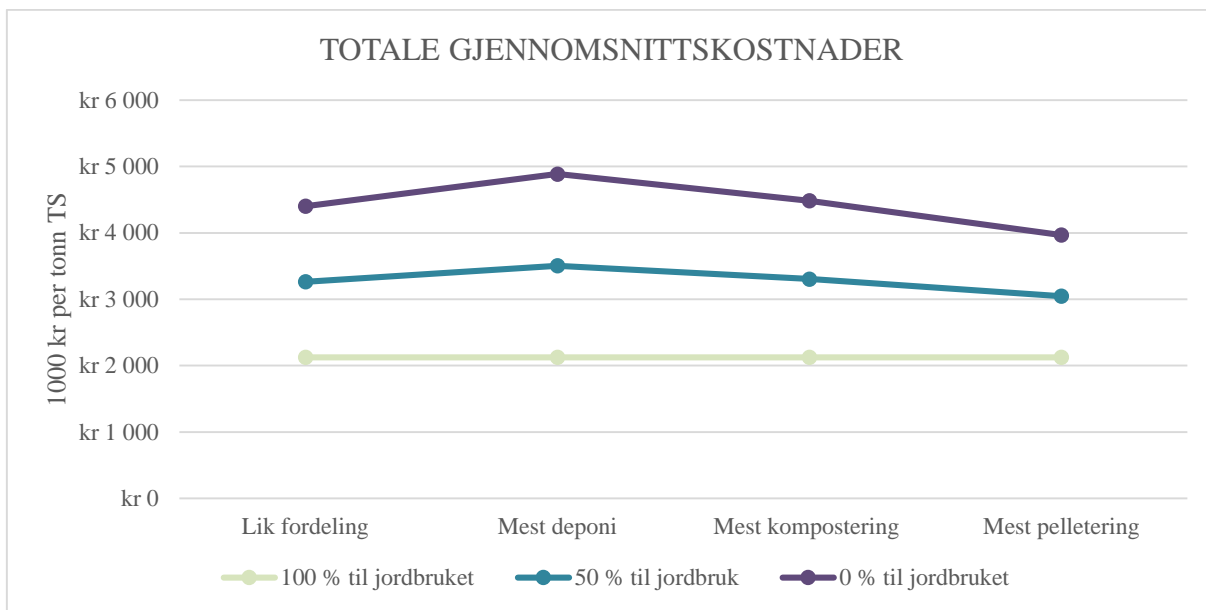
### 6.1.5 Redusert mengde slam som sendes til jordbruk

Dette delkapittelet undersøker hvor mye kostnadene vil økes eller reduseres når andelen av jordbrukere som er villig til å ta imot slam fra renseanlegget synker, vist i Figur 6.3, Figur 6.4 og Figur 6.5. Når 100 % av slammet går til jordbruket vil ikke fordelingen av de andre alternativene ha noe å si på kostnadene, hvilket vises ved at linjen som representerer 100 % til jordbruket har en konstant høyde. Denne linjen representerer 0-alternativet, det vil si scenarioet som er beskrevet overfor.

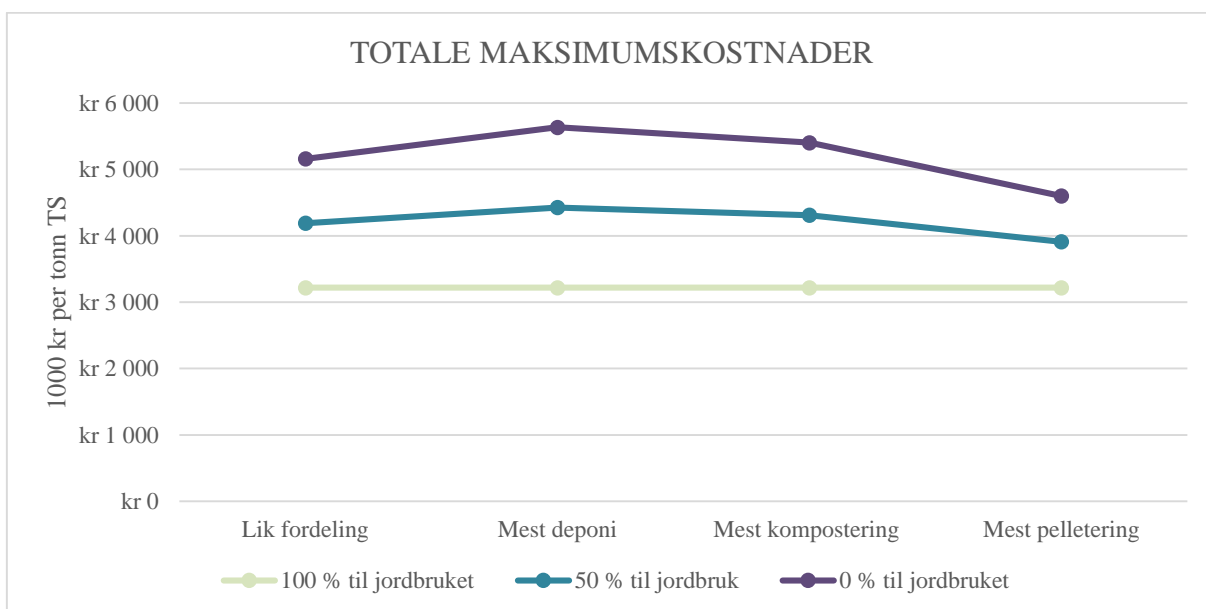


Figur 6.3: Totale minimumskostnader vist når ulike andeler av slam går til de fire alternativene.

Variasjonen i kurvene i Figur 6.3 er størst når slammet ikke kan sendes til jordbruket og kostnadene er høyest når mesteparten av slammet sendes til deponi, hvilket er naturlig siden deponi er det dyreste alternativet. Trenden mellom 50% og 0% er relativt parallell, selv om kurven 50 % til jordbruk alltid har en lavere variasjon og er mer flat, hvilket også stemmer med Figur 6.4 og Figur 6.5.



Figur 6.4: Totale gjennomsnittskostnader vist når ulike andeler av slam går til de fire alternativene.



Figur 6.5: Totale maksimumskostnader vist når ulike andeler av slam går til de fire alternativene.

### 6.1.6 Diskusjon

Gjennomgående kan det observeres at det rimeligste alternativet til å sende slammet til jordbruket vil være å tørke og pelletere det. Om den høyeste kostnaden slår til for alle alternativer, vil pelletering til og med være billigere enn å sende det til jordbruket, hvilket demonstreres i Figur 6.1. Om dette er en konklusjon som kan trekkes for alle rensanleggene her til lands er lite trolig, siden kildetallene fra pelletering kommer fra én kilde, og dermed kan scenarioet være svært annerledes for andre anlegg enn for det anlegget der kilden kommer fra.



Gitt den informasjonen denne analysen er bygget på kan det med sikkerhet sies at å sende slammet som produseres på renseanlegg til jordbrukssektoren er det billigste alternativet, siden slammet ikke trenger å bli behandlet i nevneverdig grad etter at renseprosessen er ferdig. Det eneste som behøves å gjøre er å avvanne og hygienisere det, hvilket må gjøres med alle alternativene, og eventuelt analysere slammet for å sikre at det oppfyller kvalitetsklassen 0, I eller II. Dette er kvalitetsklassene der det er lovlig å sende slammet til jordbruket uten at ytterligere behandling må gjennomføres. Avhengig av hva avtalen mellom renseanlegget og bøndene, kan renseanlegget bli nødt til å dekke kostnadene forbundet med blant annet spredning, lagring og fremlegging av skjema til kommune for slamspredning, i tillegg til transport. Alle disse tilleggsoppgavene kan tilsvare forskjellen mellom minimums- og maksimumskostnaden. Transportkostnaden vil variere ut i fra hvor langt slammet må transporteres, jo kortere avstand slammet må transporteres, jo billigere blir transportkostnaden.

Slammet er av klasse II, hvilket er den laveste kvalitetsklassen der slammet kan sendes til jordbruk. En forbedring av slamkvaliteten kan føre til et mer ettertraktet produkt og redusere sannsynligheten for at noen jordbrukere vil la være å bruke slam, eventuelt redusere kostnadene. Klassene bestemmes etter tungmetallinnhold, og fjerning av tungmetaller fra slam er en kostbar prosess, så renseanlegget bør heller forsøke å påvirke omgivelsene til å redusere innholdet av tungmetaller som tilføres avløpsvannet. Renseanlegget kan også sette krav til eventuell omliggende industri, ved at industrien selv må rense vannet slik at det tilfredsstillende en gitt standard før renseanlegget mottar det. Dette kan føre til et redusert innhold av tungmetaller i slammet, avhengig av hvilken industri som befinner seg i området. Utvikling av fremtidige renseprosesser kan også finne en metode som forbedrer slammet slik at det, uten eksterne tiltak i omgivelsene, tilfredsstillende en høyere kvalitetsklasse.

Tørking av slam er, som tidligere nevnt, en utfordrende teknologi som kun noen få norske renseanlegg har klart å få til ordentlig. Dersom teknologien forbedres og kostnadene kan reduseres, kan dette bli et reelt økonomisk alternativ for mange renseanlegg, spesielt om prosessen kan utføres innomhus uten for høy investeringskostnad og driftskostnad for renseanlegget. Når slam tørkes reduseres arealet betraktelig, hvilket vil medføre reduserte lagrings- og transportkostnader, siden pelletert slam kan inneholde så mye som 90 % TS, samt et omtrentlig likt innhold av plantetilgjengelig fosfor og nitrogen som utørket slam. Dette kan gjøre pellets til en konkurransedyktig metode til å kun sende slammet rett ut fra renseanlegget uten videre behandling.

Kjemisk rensing er den dominerende rensemetoden av avløpsvann i Norge, men slammet fra biologiske rensesanlegg har vist seg å ha omtrent samme gjødslingseffekt som mineralgjødsel. Dermed vil betalingsviljen øke mest og først for biologisk slam, dersom den øker, hvilket kan sette kjemiske rensesanlegg i en knipe. Vil det da lønne seg, økonomisk og rensmessig, å oppgradere rensesanlegget? Kjemiske rensesanlegg kan vurdere å oppgradere til kjemisk/biologisk rensing eller kun biologisk rensing med fosforfjerning, som er en metode med like god renseseffekt av fosfor som kjemisk rensing, og med bedre renseseffekt av nitrogen. Kjemisk/biologisk vil ha omtrent samme rensesgrad som det biologiske, om ikke bedre, men her vil slammet inneholde fellingskjemikalier, som ikke vil bedre slamkvaliteten. Om det biologiske trinnet er først og vil en andel av slammengden derifra være uten kjemikalier, men denne vil ikke inneholde en mye fosfor siden fosforet fjernes i den kjemiske rensingen.

Per dags dato er det ikke lov å tilsette avløpslam i økologisk jordbruk, men det gjennomføres flere utredninger for å finne ut om dette er en ordning det er verdt å endre på. Om regelverket endres vil et nytt segment åpne seg for rensesanlegg. Trolig vil slam fra biologiske rensesanlegg være det slammet som er aktuell for økologisk jordbruk, siden kjemisk slam er tilsatt kjemikalier som vil ende i jorda ved spredning. Dette kan bli en faktor for rensesanlegg med kjemisk rensing til å oppgradere til en annen behandlingsmetode.

Resultatene som ble presentert tidligere i denne oppgaven viste at slam, per dags dato, er et dårlig substitutt for mineralgjødsel og selv om det er billig, vil inntektstapet ved den reduserte avlingen bli så stort at det ikke vil lønne seg. En kombinasjon av slam og mineralgjødsel kan være et godt alternativ, ikke bare økonomisk, siden mineralgjødselen vil sikre en god avling, mens slammet vil tilføre organisk materiale, stabilisere pH-en i jorden, gi en nitrogeneffekt og redusere avrenningen, i tillegg til å tilføre fosfor. Dette er vanlig praksis mange steder i dag, men kan bli en nødvendighet i årene som kommer dersom råfosfatforekomstene minker. Når både slam og mineralgjødsel tilføres bør fokuset være på miljøeffektene store mengder plantetilgjengelig fosfor kan medføre for nærliggende vassdrag, da eutrofiering kan oppstå ved store tilførsler av fosfor og nitrogen.

Skepsisen til bruk av slam som et substitutt til mineralgjødsel sies å først og fremst skyldes usikkerheten i hva slammet inneholder og hvor skadelig dette kan være for avlingen. Det kan også hende at jordbrukernes tilbakeholdenhet skyldes en strategi de har for å holde sine egne kostnader så lave som mulig. Så lenge de holder seg skeptisk til bruken offentlig, uavhengig

av hva eksisterende og fremtidig litteratur tilsier, vil de kunne fortsette å få tilsendt et gratis gjødslingsprodukt som i beste fall blir gratis spredt og dermed spare kostnadene og tiden det ville ha tatt å gjøre dette selv.

## 6.2 Framtidsscenarioer

Slammengden som akkumuleres på renseanlegg vil øke i takt med befolkningsøkningen. Om det antas at befolkningen vil øke med 3 millioner personer de neste 100 årene, vil slammengden i landet økes med nesten 40 %. Renseanleggene har allerede høye utgifter for å bli kvitt dagens mengder, og om dagens situasjon for slamdisponering ikke utvikler seg i løpet av denne tidsperioden vil kostnadene stige lineært med befolkningsøkningen, med mindre det oppstår skalafordeler. Imidlertid er fosfor, som kjent, en ikke-fornybar ressurs og det er antatt at verdens fosforkilder vil ta slutt om 50 til 100 år hvilket vil medføre en økning i fosforprisene, og dermed prisene på mineralgjødsel som inneholder fosfor. Når dette inntreffer er det trolig at letingen etter rimeligere alternativer vil intensiveres, og renseanleggene som nå har en uønsket ressurs vil da kunne sitte på en inntektskilde.

Prisen på norsk mineralgjødsel styres i stor grad av den internasjonale prisen og det er trolig at prisen på internasjonale råvarer, som råfosfat, vil styre den fremtidige prisutviklingen her til lands. Valutaendringer kan forårsake prisendringer på gjødsel som ikke er drevet av internasjonale krefter, da norsk økonomi er sterkt avhengig av den internasjonale oljeprisen. Det samme kan fortjenestemarginen til nordiske selskaper, dersom de velger å øke denne, men det er lite sannsynlig siden det har vært et sterkt fokus på nettopp dette i media (Pettersen et al. 2010). Dermed er det vanskelig å kvantifisere en fremtidig prisstigning, selv om redusert fosfortilgang de neste 100 årene isolert sett vil føre til stigende priser.

Prisveksten på gjødsel som inneholder fosfor er svært ujevn. Mellom 2004 og 2007 økte prisene på 100 kg fullgjødsel fra 188 til 231 NOK, hvilket tilsvarer en årlig vekst på mellom 4 og 7 %. Imidlertid økte gjødselprisene fra 2007 til 2008 med hele 37 %, hvilket skyldtes en økning i etterspørselen av fosfor på grunn av en økt satsning på biodrivstoff og økte matvarepriser som igjen økte gjødseletterspørselen. Etter store demonstrasjoner globalt ble prisene satt ned igjen mot slutten av 2008, hvilket resulterte i en total prisøkning mellom 2008 og 2009 på 3 %. (Pettersen et al. 2010).

## 6.2.1 Antakelser

På Østlandet har man satt en norm for årlig tilførsel av fosfor på eng med 2 eller flere slåtter på 2,2-2,5 kg P/daa. I dette scenarioet antas det at den behøvde fosformengden er 2,2 kg P/daa. Norske jordbrukere har i gjennomsnitt et bruksareal på 230 daa, hvilket er det arealet som behøves å gjødsles i de kommende scenariene.

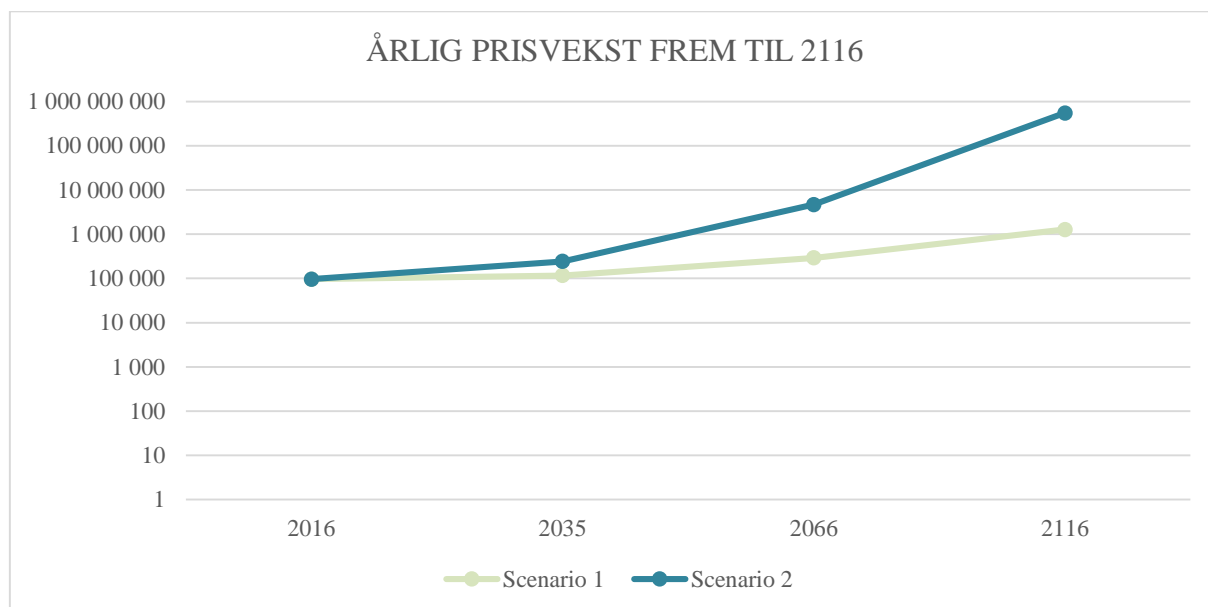
I scenario 1 antas det en gjennomsnittlig prisvekst på fosfor på 1 % årlig frem til 2035, hvilket er det året den anslåtte fosforpeaken vil slå inn, det vil si at etterspørselen blir større enn tilbudet og etter 2035 antas det en prisvekst på 3 % årlig frem til 2116. Etter 2116 antas det at fosforforekomstene er tomme. I scenario 2 antas det en årlig prisvekst på 5 % frem til 2035 og en årlig prisvekst på 10 % etter det, frem til 2116. Dagens pris er beregnet ut i fra gjødselpriser hos Felleskjøpet april 2016, og ut i fra fosforprosenten i gjødselproduktet er det beregnet hvor mye det vil koste å gjødsle 2,2 kg fosfor per dekar.

## 6.2.2 Scenarier

Tabell 6.3: Kostnader i NOK forbundet med gjødsling av 1 dekar med 2,2 kg fosfor med dagens kroneverdi.

Prisvekst per daa	2016	2035	2066	2116
Scenario 1	418	505	1 262	5 534
Scenario 2	418	1 056	20 272	2 379 730

Tabell 6.3 viser de beregnede kostnadene som vil påløpe ved fosforgjødsling i årene 2016, 2035, 2066 og 2116 per dekar, mens Figur 6.6 viser de samme kostnadene, bare at nå er det 230 dekar som må gjødsles.



Figur 6.6: Kostnader forbundet med gjødsling av et areal tilsvarende 230 dekar årene 2016, 2035, 2066 og 2116.

### 6.2.3 Diskusjon

Prisene på fosfor vil øke, og dette drastisk om det ikke kommer et gjennombrudd i teknologien rundt fosforutvinningen. Per nå er det kun 20 % av det totale fosforet som hentes ut som blir spist av verdensbefolkningen grunnet ineffektivitet og tap fra gruve til jorder til middagstallerkener. Når prisene øker er det de fattigste bøndene som kommer til å lide mest, siden de ikke har kjøpekraften til å fortsette å kjøpe fosforholdig mineralgjødning (Cordell et al. 2009). Her i Norge påvirker ikke dagens fosforpris økonomien nevneverdig, men for fattige bønder som lever i U-land er prisen allerede for høy. Derfor er det viktig å sette resirkulering av fosfor i et globalt perspektiv og forstå at jo mindre mineralfosfor som benyttes her til lands, jo mindre er vi med på å presse opp prisen og sette de som allerede sliter i en enda vanskeligere posisjon. Vi har også en stat som er villig til å subsidiere og hjelpe landets bønder dersom det blir nødvendig, men Norge er sånn sett et unntaksland når perspektivet er globalt. Sett fra en annen siden kan det kommenteres at Norge er et lite land med liten global innflytelse og hva vi gjør har svært liten betydning, men det er viktig å være et foregangsland og tenke at alt, uansett hvor lite, hjelper.

Prisvekstestimatet som er presentert ovenfor viser at innen 100 år vil kostnaden ved å gjødsle jordbruksareal med fosfor som kommer fra råfosfat være mellom 14 og 5 000 ganger så høy som den er i dag. Om prisnivået for 100 år siden sammenliknes med dagens, er en 14-dobling av kostnadsnivået ganske rimelig og kan til og med bli sett på som en lav økning, spesielt sett i forhold til antakelsen om at fosforreservene er tomme om 100 år. En 5000-dobling virker derimot mer som fiksjon enn en reell mulighet, men sett i lys av de siste årenes variasjon i fosforpris finnes det en mulighet for at en slik prisvekst faktisk kan finne sted, spesielt som fosforreservene tømmes. Det er trolig at de reelle fosforkostnadene de kommende årene vil befinne seg et sted mellom disse to estimatene. Samtidig må inflasjonen av den norske kronen de neste 100 årene tas med i beregningen her, siden 1 krone i dag ikke vil være like mye verdt om 100 år.

Uansett hva prisveksten faktisk blir, vil slam, som per nå er gratis, virke som et mer og mer attraktivt substitutt til mineralgjødning. Biologisk slam har allerede like god plantetilgjengelighet som mineralgjødning og forskningen som foregår rundt plantetilgjengelig fosfor i kjemisk rensed slam vil mest sannsynlig i fremtiden finne en kombinasjon som sikrer tilstrekkelige avlingsresultater i forhold til mineralgjødning. Når etterspørselen etter en vare øker, øker også prisen, hvilket vil skje med slammet også. Kanskje vil det ikke være mulighet

for renseanleggene å ta betalt før etter at fosforpeaken er nådd, men en eller annen gang i fremtiden vil det skje så lenge fosforprisen øker mer enn inntektsnivået til bøndene.

Om slam ikke blir brukt som substitutt, samtidig som prisene på mineralgjødsel øker, vil matproduksjonen mest sannsynlig synke i Norge, med mindre matvareprisene øker sammen med gjødselprisene. Norge er allerede avhengig av import av matvarer for å kunne fø befolkningen og om dagens matproduksjonen reduseres vil befolkningen bli ytterligere avhengig av denne importen. Prisøkningen her til lands vil tilsvare en internasjonal økning, hvilket vil skape samme problem for bøndene utenfor landegrensene. Dette vil også internasjonalt føre til økte matvare priser og/eller lavere matproduksjon siden bøndene ikke har økonomi til å fortsette driften. Om matproduksjonen synker er det ikke gitt at de produserende landene lenger er villig til å eksportere maten, hvilket vil sette Norge i en knipe siden tilbudet vil reduseres.

Antakelsene denne analysen bygger på er høyst usikre. Prisendringene på fosfor endrer seg mye gjennom året og mellom de ulike årene og kan endre seg plutselig. Dermed kan den antatte prisveksten for fullgjødsel vise seg i fremtiden å være fullstendig gal, siden prisveksten kan være både lavere og høyere, men ut i fra dagens informasjon vil trenden være riktig.

Det råder stor uenighet om fosforkrisen er reell eller ikke. I denne oppgaven antas det at litteraturen som tilsier at fosforreservene vil være tomme i løpet av det kommende århundret (Cordell et al. 2009) er korrekt, men dette er det mange som motsier. Noen sier at verdens fosforreserver er store nok til å vare i minimum 2 000 år til om anslåtte, ufullstendig kartlagte fosfatressurser inkluderes (Rognlien 2010). Sistnevnte mener at det er essensielt å skille mellom reserver og ressurser, siden reserver er den andelen det er sannsynlig å utvinne gitt dagens teknologi og prisnivå, mens ressurser er de fosforforekomstene som er påvist, inkludert de som vil kreve enorme investeringer for å kunne utvinnes.

## 7 Konklusjon

Uavhengig av type aluminiumkoagulant, ga ikke kjemisk felt slam et like godt resultat som mineralgjødsel, hverken for avlingsresultatet eller fosforopptaket, hvilket kan sies med sikkerhet ut i fra resultatene som er presentert. Dersom slammet skal kunne substituere mineralgjødsel må det enten etterbehandles slik at andel plantetilgjengelig fosfor øker, som å kalke det, eller så må norske renseanlegg bygge om til kun biologisk rensing. Per dags dato er dette de eneste to alternativene som med sikkerhet kan være konkurransedyktige.

Selv om AIS D2 med polymer ga høyest renseseffekt av fosfor, var det AIS D1 uten polymer ga det beste resultatet totalt av alle koagulantene for avlingsresultat og fosfortak for torvplantene og AIS D2 uten polymer for vermikulittplantene. Tilstedeværelsen av polymer i slammet medførte redusert avling og fosforopptak, hvilket medfører at teorien om at polymer kunne resultere i en større andel plantetilgjengelig fosfor i slammet ikke ble bekreftet i denne oppgaven. Om dette skyldtes feil preparering av slammet, type polymer eller om teorien rett og slett ikke stemmer kan ikke bekreftes her, men det foreslås at flere liknende forsøk gjennomføres, der prepareringen av slammet og polymertypen endres. Dermed vil det forsøket kunne føre til sikrere svar om teorien stemmer eller ikke.

Å bruke to vekstmedier for å understøtte resultatene med større sikkerhet gikk ikke helt etter planen, grunnet feil som førte til at metodene ikke var direkte sammenliknbare. Ved videre bruk av hydroponi i vekstforsøk anbefales det at en av metodene presentert i avsnitt 2.7 benyttes, fremfor at fremgangsmetoden som fungerer på torvforsøk forsøkes å implementeres i hydroponi.

De økonomiske scenarioene som ble undersøkt, viser at slam utgjør en betydelig kostnad for norske renseanlegg, og den billigste metoden for å bli kvitt det er å sende det ubehandlet til jordbruket, selv om renseanleggene stort sett ikke mottar noen form for betaling. Om teorien om at fosforreservene i verden vil reduseres og bli tomme i løpet av det neste århundret vil slam få en helt annen posisjon enn det har i dag, og muligheten til å ta seg betalt vil stige i takt med at prisene på råfosfat øker.

## 8 Litteraturliste

- Barlindhaug, J. (2009a). *Slam - teknikk*. Tilgjengelig fra : <https://snl.no/slam%2Fteknikk>  
(Lest 11.01.2016)
- Barlindhaug, J. (2009b). *Slambehandling*. Tilgjengelig fra : <https://snl.no/slambehandling>  
(Lest 12.01.2016)
- Bjørnå, F. (2012). *Kalkning av jord*. Tilgjengelig fra: [https://snl.no/kalkning\\_av\\_jord](https://snl.no/kalkning_av_jord)  
(Lest 14.04.2016)
- Blytt, L. D. (2008). Til nytte på land – avløpsslam i jordbruk og grøntanlegg. *Norsk Vann*.  
12 s.
- Bresters, A. R., Coulomb, I., Deak, B., Matter, B., Saabye, A., Spinosa, L. & Ytvik, Å. Ø.  
(1998). Sludge Treatment and Disposal: Management Approaches and Experiences.  
*Environmental Issues Series*, 7: 1-54
- Briseid, T. (2007, 26. september). *Biogass i Norge – status og potensial*. Avfall Norge.
- Bøen, A. (2010). Fosfor i avløpsslam - fraksjonering og plantetilgjengelighet. *Bioforsk Rapport* 5:62. 16 s.
- Bøen, A & Bechmann, M. (2010). Fosfor i matkjeden – hvor forsvinner fosforet? *VANN* 45  
(2): 244-250.
- Cordell, D., Drangert, J.O. & White, S. (2009). The Story of Phosphorus: Global food security and food thought. *Global Environmental Change*, 19 (2): 292-305
- Eurostat. (2014). *Sewage sludge production and disposal*. Tilgjengelig fra:  
<http://ec.europa.eu/eurostat/data/database> - Database by themes – Environment and energy – Environment – Water – Water statistics on national level. (Lest 07.04.2016)
- Franzefoss Minerals. (År ukjent). *Kalkningsmål for gras*. Tilgjengelig fra:  
[http://www.kalk.no/files/Nyheter/Selskapsnytt\\_FMK/Kalkingsm%C3%A5%20gras.pdf](http://www.kalk.no/files/Nyheter/Selskapsnytt_FMK/Kalkingsm%C3%A5%20gras.pdf)  
(Lest 14.04.2016)
- Grønlund, A. 2006. *Fosfor – Livsviktig for alt liv – en begrenset ressurs – hvilken betydning har resirkulering av fosfor via avløpsslam?* NORVARs forum for bruk av slam i jordbruket  
29. august 2007.



- Hydroponi – Gartnerbutikken på nett. (2008). *Hva er hydroponi*. Tilgjengelig fra: <http://www.hydroponi.no/pages/hva-er-hydroponi> (Lest 27.01.2016)
- Jantsch, T. G. (2015). *Residuals Management*. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. (forelesning 19.10.2015)
- Jiang, J. Q. & Graham, N. J. (1998). Pre-polymerised inorganic coagulants and phosphorus removal by coagulation – A review. *Water South Africa*, 24 (3): 237-244
- Jordlaboratoriet i Bø. (År ukjent). *Jordprøver – hva betyr resultatene?* Høgskolen i Telemark.
- Gillberg, L., Hansen, B., Karlsson, I., Nordström, E. A. & Pålsson, A. (2003) *About water treatment*. Helsingborg: Kemira Kemwater. 102 s.
- Kofstad, P.K & Pedersen, B. (2015). *Fosfor*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/fosfor> (Lest 11.01.2016)
- Krogstad, T. og Løvstad, Ø. (1987). Fosfor i jord og vann. *Jord og Myr* nr. 6:189-208
- Krogstad, T., Sogn, T. A., Sæbø, A. & Asdal, Å. (2004). Resurkivering av fosfor i slam. *Grønn kunnskap*, 8(7): 41 s.
- Krogstad, T., Sogn, T. A., Asdal, Å. & Sæbø, A. (2005). Influence of chemically and biologically stabilized sewage sludge on plant-available phosphorous in soil. *Ecological Engineering*, 25: 51-60.
- Kroiss, H., Rechberger, H. & Egle, L. (2011). Phosphorus in Water Quality and Waste Management. I: *Integrated Waste Management – Volume II*, s. 181-214.
- Kuboi, T. & Fujii, K. (1985). Toxicity of Cationic Polymer Flocculants to Higher Plants. *Soil Science and Plant Nutrition*, 31(2): 163-173.
- LeBlanc, R. J., Matthews, P. & Richard, R. P. (2008). *Global atlas of excreta, wastewater sludge, and biosolids management: Moving forward the sustainable and welcome uses of a global resource*. Nairobi: UN-HABITAT. 632 s.
- Løvaas, R. (2009). *Biogass*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/biogass> (Lest 02.05.2016)

Manamperuma, L., Ratnaweera, H., Heistad, A. & Vasenko, L. (2015). *Effect of degree of pre-polymerization of coagulant and ratio of phosphate – inorganic metal on coagulated sludge*. (e-post til Kari Motrøen Gjelten 15.03.2016)

McKinnon, K., Hansen, S. (År ukjent). *pH – kalk og kalkning*. Tilgjengelig fra: <http://www.agropub.no/id/7555> (Lest 14.04.2016)

Metcalf & Eddy. (2014). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery*. 5. utgave. New York: McGraw-Hill Education. 2018 s.

Mtshali, J.S, Tiruneh, A.T & Fadiran, A.O. (2014). Characterization of Sewage Sludge Generated from Wastewater Treatment Plants in Swaziland in relation to Agricultural Uses. *Resources and Environment*, 4 (4): 190-199.

Nesheim, L. (2010). Bruk og utnytting av biorest. *Nyhetsbrev Fornybar energi Mære*, 2010:1. 1 s.

New Zealand Institute of Chemistry. (År ukjent). *The Fate of Phosphate Fertilisers in Soil*. Tilgjengelig fra: <http://nzic.org.nz/ChemProcesses/soils/2D.pdf> (Lest 22.04.2016)

Pettersen, I., Hval, J. N., Vasaasen, A. & Alnes, P.K. (2010). *Globalt marked med nasjonale særpreget – Utredning om konkurransen i de nordiske mineralgjødselsmarkeder*. 2010:2. 108 s.

Ratnaweera, H. (2013). Økning av fosfortilgjengelighet fra kjemisk slam ved kombinert bruk av organiske og uorganiske fellingsmidler. *Sluttrapport for BEDRIFTSPROSJEKT VRI-B Vannrenseteknologi 2012/956*.

Ratnaweera, H. (2015). *Fosforgjennvinning fra avløpsvann – bør vi bygge om våre renseanlegg?* (e-post til Kari Motrøen Gjelten 13.01.2016)

Rognlien, A. (2010, 28. oktober). Nok fosfor i 2000 år. *Aftenposten*. Tilgjengelig på: <http://www.aftenposten.no/meninger/debatt/Nok-fosfor-i-2000-ar-6272593.html> (Lest 19.04.2016)

Schundler, B. (År ukjent). The pH of vermiculite. Tilgjengelig fra: <http://www.schundler.com/pH.htm> (Lest 14.04.2016)

Simply Hydro. (2008a). *What is hydroponics?* Tilgjengelig fra: <http://www.simplyhydro.com/whatis.htm> (Lest 27.01.2016)

Simply Hydro. (2008b). *Basic Hydroponic Systems and How They Work*. Tilgjengelig fra: <http://www.simplyhydro.com/system.htm> (Lest 27.01.2016)

Tzoupanos, N. D. & Zouboulis, A. I. (2008). Coagulation-Flocculation Processes in Water/Wastewater treatment: The Application of New Generation of Chemical Reagents. *6th IASME/WSEAS International Conference on Heat Transfer, Thermal Engineering and Environment (HTE'08)*, Rhodes, Greece, August 20-22, 2008.

Ugeland, T. N., Ekeberg, E. & Krogstad, T. (1998). Bruk av avløpsslam i jordbruket. *Grønn forskning* 04/98. Planteforsk, 11 s.

Zapta, F. & Zaharah, A.R. (2002). Phosphorous availability from phosphate rock and sewage sludge as influenced by the addition of water-soluble phosphate fertilizer. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 63: 43-48.

Ødegaard, H, Thorolfsson, S, Lindholm, O, Østerhus, S & Norsk Vann. (2014). *Vann og avløpsteknikk*. Oslo: Norsk Vann. 664 s.

Øgaard, A.F, Grønsten, H. A., Sveistrup, T. E., Bøen, A., Kværnø, S. H. & Haraldsen, T. K. (2008). Potensielle miljøeffekter ved å tilføre avløpsslam til jordbruksarealer. Resultater fra to feltforsøk i korn, 1. forsøksår 2007. *Bioforsk rapport*, 8(34): 1-23.

Øgaard A.F. (2012). Avløpsslam i jordbruket – risiko for fosfortap. *VANN*, 47(2): 249-255.

Øgaard, A.F. (2013). Plantetilgjengelig fosfor i avløpsslam. *Bioforsk rapport*, 8(34): 1-23.

## Vedlegg A

**Tabell A.1: Benyttede metoder for produksjon av slam**

	Hurtig miksing	Langsom miksing	Sedimentering
Slam 1	5 min ved luftet pumpe	15 min ved padleomrører med hastighet 66 rpm	60 min
Slam 2	5 min ved luftet pumpe	15 min ved luftet pumpe	60 min
Slam 3	5 min ved padleomrører	15 min ved padleomrører med hastighet 62 rpm	60 min
Slam 4	5 min ved padleomrører	15 min ved padleomrører med hastighet 62 rpm	60 min
Slam 5	5 min ved padleomrører	15 min ved padleomrører med hastighet 62 rpm	60 min
Slam 6	5 min ved padleomrører	15 min ved padleomrører med hastighet 62 rpm	60 min
Slam 7	5 min ved padleomrører	15 min ved padleomrører med hastighet 62 rpm	60 min
Slam 8	5 min ved padleomrører	15 min ved padleomrører med hastighet 62 rpm	60 min

**Tabell A.2: Tilsatte næringsstoffer og deres konsentrasjon**

Næringsstoff		Konsentrasjon
Nitrogen	Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	12 g N/l
Magnesium	MgSO <sub>4</sub>	12,5 g Mg/l
Kalium	K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	12 g K/l
Mangan	MnSO <sub>4</sub>	2,5 g Mn/l
Kobber	CuSO <sub>4</sub>	2,5 g Cu/l
Bor	Bo	0,25 g Bo/l
Sink	ZnSO <sub>4</sub>	2,5 g Zn/l
Jern	FeSO <sub>4</sub>	4 g Fe/l
Molyben	MO	0,05 g MO/l
Fosfor	Ca(H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub>	3 g P/l

Tabell A.3: Vekt torvplanter ved høsting 1

	Nummer	Potter				Hydroponisk			
		Våtvekt (gram)	Tørrvekt (gram)	Våtvekt Gj.snitt	Tørrvekt Gj.snitt	Våtvekt (gram)	Tørrvekt (gram)	Våtvekt Gj.snitt	Tørrvekt Gj.snitt
Kontroll 1	1	2,7	0,3	2,78	0,27	0,9	0,3	1,00	0,23
	2	2,7	0,3			1,0	0,2		
	3	3,0	0,2			1,1	0,2		
Kontroll 2	4	44,8	6,5	45,69	7,53	12,2	2,9	11,00	2,57
	5	39,7	7,4			15,1	3,8		
	6	52,6	8,7			5,7	1		
Kontroll 3	7	72,5	10,6	73,36	10,50	17,8	4,1	15,63	3,30
	8	71,6	8,4			12,4	2,2		
	9	76,0	12,5			16,7	3,6		
Kontroll 4	10	85,3	12,7	85,74	11,53	18,6	4,2	15,43	3,13
	11	85,9	10,6			9,9	1,3		
	12	86,0	11,3			17,8	3,9		
Kontroll 5	13	85,8	9,4	92,20	11,13	12,1	1,7	15,77	2,90
	14	97,3	11,2			19,5	4,3		
	15	93,6	12,8			15,7	2,7		
AIS D1	16	50,7	6,8	59,86	7,77	14,8	2,8	11,28	1,90
	17	64,8	7,3			10,5	1,6		
	18	64,1	9,2			8,6	1,3		
PAX D1	19	35,0	4,9	43,27	6,10	10,8	1,8	11,10	1,90
	20	46,8	6,4			10,6	1,7		
	21	48,0	7			11,9	2,2		
AIS D1 poly	22	20,0	2,7	25,95	3,57	5,8	1	6,54	1,20
	23	27,9	3,8			6,4	1,1		
	24	29,9	4,2			7,4	1,5		
PAX D1 poly	25	33,6	4,6	36,57	5,03	12,6	2,3	11,19	1,97
	26	35,6	5			11,2	1,9		
	27	40,5	5,5			9,7	1,7		
AIS D2	31	26,9	3,5	32,45	4,43	8,7	1,5	7,62	1,40
	32	34,4	4,9			6,5	1,4		
	33	36,1	4,9			7,6	1,3		
PAX D2	34	25,0	3	30,63	3,83	13,7	2,3	11,35	2,00
	35	20,3	2,5			7,9	1,5		
	36	46,5	6			12,4	2,2		
AIS D2 poly	37	7,3	1,4	12,32	1,97	3,0	0,6	2,87	0,60
	38	15,0	2,3			2,2	0,4		
	39	14,7	2,2			3,4	0,8		
PAX D2 poly	40	23,7	3,5	25,24	3,67	8,6	1,5	8,54	1,47
	41	25,5	3,7			8,5	1,4		
	42	26,5	3,8			8,5	1,5		
AIS D1	43	23,7	3,5			5,8	1,1		
AIS D2 poly	44	25,5	3,7			2,4	0,4		
PAX D1	45	26,5	3,8			3,1	0,8		

Tabell A.4: Vekt torvplanter og vermikulittplanter ved høsting 2

	Nummer	Potter				Hydroponisk			
		Våtvekt (gram)	Tørrvekt (gram)	Våtvekt Gj.snitt	Tørrvekt Gj.snitt	Våtvekt (gram)	Tørrvekt (gram)	Våtvekt Gj.snitt	Tørrvekt Gj.snitt
Kontroll 1	1	9,6	1,7	11,57	2,03	0,3	0,0	0,33	0,03
	2	12,4	2			0,3	0,0		
	3	12,7	2,4			0,4	0,1		
Kontroll 2	4	28,9	5,9	36,90	7,90	5,9	1,5	5,87	1,57
	5	42,0	9,1			7,4	2,1		
	6	39,8	8,7			4,3	1,1		
Kontroll 3	7	55,0	9,9	54,63	10,00	14,7	4,2	14,80	4,20
	8	54,9	9,8			14,8	4,1		
	9	54,0	10,3			14,9	4,3		
Kontroll 4	10	64,8	12,5	67,20	12,23	19,2	5,3	19,77	5,50
	11	70,7	12,5			21,0	5,8		
	12	66,1	11,7			19,1	5,4		
Kontroll 5	13	69,7	13,7	71,77	13,37	23,7	6,8	21,50	6,07
	14	72,8	13			19,7	5,4		
	15	72,8	13,4			21,1	6		
AIS D1	16	50,1	9,3	50,60	9,73	15,4	4,0	15,50	3,77
	17	51,3	10,3			14,8	3,4		
	18	50,4	9,6			16,3	3,9		
PAX D1	19	47,0	9,4	49,43	9,70	16,3	3,9	16,53	3,93
	20	50,7	9,8			17,2	4		
	21	50,6	9,9			16,1	3,9		
AIS D1 poly	22	21,8	4,1	28,37	5,33	5,6	1,1	7,20	1,50
	23	32,2	6,2			9,0	2		
	24	31,1	5,7			7,0	1,4		
PAX D1 poly	25	40,9	7,8	40,27	8,13	17,9	4,5	16,57	4,13
	26	41,1	8,1			15,2	3,7		
	27	38,8	8,5			16,6	4,2		
AIS D2	31	44,0	8	45,00	8,67	15,4	3,7	13,63	3,63
	32	46,8	9,6			16,0	3,8		
	33	44,2	8,4			9,5	3,4		
PAX D2	34	44,9	8,5	46,30	8,23	15,6	3,9	13,83	3,83
	35	44,2	7,8			9,4	3,5		
	36	49,8	8,4			16,5	4,1		
AIS D2 poly	37	15,4	2,3	20,00	3,47	3,2	0,6	4,13	0,83
	38	26,2	4,6			3,0	0,6		
	39	18,4	3,5			6,2	1,3		
PAX D2 poly	40	31,0	5,3	35,00	6,43	11,4	2,8	11,83	3,00
	41	40,9	7,3			11,8	3		
	42	33,1	6,7			12,3	3,2		
AIS D1	43	18,9	3,8			2,8	0,5		
AIS D2 poly	44	19,3	4,2			2,0	0,4		
PAX D1	45	17,0	3,7			2,2	0,4		

**Tabell A.5: Vekt torvplanter og vermikulittplanter ved høsting 3**

	Nummer	Potter				Hydroponisk			
		Våtvekt (gram)	Tørrvekt (gram)	Våtvekt Gj.snitt	Tørrvekt Gj.snitt	Våtvekt (gram)	Tørrvekt (gram)	Våtvekt Gj.snitt	Tørrvekt Gj.snitt
Kontroll 1	1	10,4	2,9	11,40	2,77	0,1	0,0	0,10	0,00
	2	14,2	3,3			0,1	0,0		
	3	9,6	2,1			0,1	0,0		
Kontroll 2	4	27,5	6,6	24,53	6,07	1,9	0,5	2,17	0,53
	5	23,9	6			3,0	0,7		
	6	22,2	5,6			1,6	0,4		
Kontroll 3	7	30,3	7,5	29,23	7,43	7,3	1,7	7,20	1,80
	8	30,8	7,9			7,7	2,1		
	9	26,6	6,9			6,6	1,6		
Kontroll 4	10	49,1	10,8	47,43	10,53	14,4	3,8	14,77	3,93
	11	48,5	10,8			15,9	4,3		
	12	44,7	10			14,0	3,7		
Kontroll 5	13	53,2	11,8	53,23	11,57	16,7	4,2	16,77	4,30
	14	56,6	12,2			16,8	4,3		
	15	49,9	10,7			16,8	4,4		
AIS D1	16	30,9	7,5	29,57	7,30	10,5	3,0	11,97	3,23
	17	28,8	7			12,0	3,2		
	18	31,1	7,9			11,9	3,3		
PAX D1	19	24,4	6,4	26,50	6,90	9,3	2,3	9,90	2,47
	20	27,8	7,4			10,8	2,7		
	21	27,3	6,9			9,6	2,4		
AIS D1 poly	22	19,6	4,7	19,20	4,63	3,4	0,8	4,50	1,17
	23	20,8	5			5,4	1,5		
	24	17,2	4,2			4,7	1,2		
PAX D1 poly	25	22,8	5,9	22,23	5,60	7,8	2,2	7,80	2,13
	26	22,5	5,5			7,3	2		
	27	21,4	5,4			8,3	2,2		
AIS D2	31	11,2	2,6	29,67	7,20	12,0	3,2	12,30	3,23
	32	11,8	2,7			11,9	3		
	33	4,0	1			13,0	3,5		
PAX D2	34	31,4	7,9	26,77	6,60	9,8	2,6	9,43	2,47
	35	29,4	7,1			9,3	2,5		
	36	28,2	6,6			9,2	2,3		
AIS D2 poly	37	28,8	7,1	18,57	4,07	1,8	0,4	2,63	0,60
	38	24,4	6			1,9	0,4		
	39	27,1	6,7			4,2	1		
PAX D2 poly	40	16,2	3,6	22,37	5,17	6,4	1,6	6,43	1,70
	41	22,5	5			6,3	1,6		
	42	17,0	3,6			6,6	1,9		
AIS D1	43	22,1	4,8			1,1	0,2		
AIS D2 poly	44	23,8	5,6			0,8	0,2		
PAX D1	45	21,2	5,1			0,7	0,2		

**Tabell A.6: Fosforopptak i torvplantene**

	HØSTING 1				HØSTING 2				HØSTING 3				Tot opptak %
	P <sub>tilført</sub> (mg/L)	P <sub>rat opp</sub> (mg/L)	P <sub>til - P<sub>rat opp</sub></sub>	Utnyttelse %	P <sub>tilført</sub> (mg/L)	P <sub>rat opp</sub> (mg/L)	P <sub>til - P<sub>rat opp</sub></sub>	Utnyttelse %	P <sub>tilført</sub> (mg/L)	P <sub>rat opp</sub> (mg/L)	P <sub>til - P<sub>rat opp</sub></sub>	Utnyttelse %	
Kontroll 1	0	2,52	-2,52		-2,52	3,17	-5,69		-5,69	2,43	-8,12		
Kontroll 2	7,5	3,56	3,94	13,83	3,94	2,77	1,17	-	16,18	2,36	-1,19	-	7,57
Kontroll 3	15	6,63	8,37	27,40	8,37	2,78	5,59	-	35,59	2,33	3,26	-	24,11
Kontroll 4	30	11,91	18,09	31,30	18,09	5,02	13,07	6,15	73,07	3,57	9,50	3,79	41,25
Kontroll 5	45	15,54	29,46	28,95	29,46	7,99	21,46	10,71	111,46	4,83	16,64	5,32	44,98
AIS D1	30	4,98	25,02	8,20	25,02	2,91	22,11	-	82,11	2,80	19,31	1,23	8,56
PAX D1	30	4,38	25,62	6,21	25,62	2,83	22,79	-	82,79	2,83	19,96	1,34	6,40
AIS D1 poly	30	3,76	26,24	4,15	26,24	2,96	23,28	-	83,28	2,71	20,57	0,92	4,36
PAX D1 poly	30	4,25	25,75	5,77	25,75	2,84	22,91	-	82,91	2,54	20,37	0,36	5,03
AIS D2	30	4,37	25,63	6,16	25,63	2,93	22,70	-	82,70	2,63	20,07	0,66	6,03
PAX D2	30	5,33	24,67	9,38	24,67	3,31	21,36	0,45	81,36	2,44	18,92	0,02	9,85
AIS D2 poly	30	3,40	26,60	2,95	26,60	3,14	23,46	-	83,46	2,62	20,84	0,63	3,45
<b>PAX D2 poly</b>	30	3,93	26,07	4,71	26,07	2,82	23,25	-	83,25	2,47	20,78	0,13	3,66

**Tabell A.7: Fosforopptak i vermikulittplanter**

	HØSTING 1				HØSTING 2				HØSTING 3				Tot opptak %
	P <sub>tilført</sub> (mg/L)	P <sub>rat opp</sub> (mg/L)	P <sub>til - P<sub>rat opp</sub></sub>	Utnyttelse %	P <sub>tilført</sub> (mg/L)	P <sub>rat opp</sub> (mg/L)	P <sub>til - P<sub>rat opp</sub></sub>	Utnyttelse %	P <sub>tilført</sub> (mg/L)	P <sub>rat opp</sub> (mg/L)	P <sub>til - P<sub>rat opp</sub></sub>	Utnyttelse %	
Kontroll 1	0,00	1,97	-1,97		-1,97	0,76	-2,73		-2,73	0,40	-3,14		
Kontroll 2	16,67	2,90	13,77	5,55	13,77	1,93	11,84	7,02	11,84	2,89	8,95	14,92	27,49
Kontroll 3	33,33	4,66	28,67	8,08	28,67	1,88	26,79	3,35	26,79	2,82	23,97	7,26	18,69
Kontroll 4	66,67	9,50	57,17	11,29	57,17	3,08	54,09	3,48	54,09	2,79	51,30	3,58	18,35
Kontroll 5	100,00	11,04	88,96	9,07	88,96	4,88	84,08	4,12	84,08	3,60	80,48	3,19	16,38
AIS D1	66,67	5,65	61,02	5,52	61,02	2,97	58,04	3,32	58,04	2,83	55,22	3,63	12,48
PAX D1	66,67	5,44	61,23	5,20	61,23	2,80	58,42	3,07	58,42	3,04	55,38	3,95	12,22
AIS D1 poly	66,67	3,42	63,25	2,18	63,25	2,43	60,81	2,51	60,81	2,54	58,28	3,20	7,89
PAX D1 poly	66,67	4,69	61,98	4,07	61,98	2,26	59,72	2,25	59,72	2,33	57,39	2,89	9,21
AIS D2	66,67	5,85	60,82	5,82	60,82	3,21	57,61	3,68	57,61	3,20	54,41	4,20	13,69
PAX D2	66,67	5,61	61,51	4,78	61,51	2,62	58,89	2,79	58,89	2,55	56,34	3,22	10,79
AIS D2 poly	66,67	2,92	63,75	1,42	63,75	2,40	61,35	2,46	61,35	1,80	59,55	2,10	5,98
PAX D2 poly	66,67	4,24	62,43	3,41	62,43	2,15	60,28	2,08	60,28	2,36	57,91	2,94	8,43



Tabell A.8: Gjennomsnittlig næringsstoffinnhold i gresset fra torvplantene etter høsting 1

GJENNOMSNI TT L I G NÆR I N G S S T O F F I N N H O L D T O R V P L A N T E R H Ø S T I N G 1																								
	Vekt	Al		Ca		Cu		Fe		K		Mg		Mn		Na		P		S		Zn		Pimt
	gram	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	mg/l
Kontroll 1	0,212	0,010	0,045	7,100	30,11	0,012	0,049	0,060	0,255	35,67	151,3	1,23	5,23	0,084	0,358	0,117	0,50	0,593	2,52	4,833	20,49	0,045	0,192	1,205
Kontroll 2	0,218	0,011	0,047	6,833	29,86	0,009	0,039	0,062	0,271	21,00	91,8	1,87	8,16	0,110	0,481	3,033	13,25	0,813	3,56	2,633	11,51	0,043	0,188	2,300
Kontroll 3	0,221	0,009	0,040	7,467	33,00	0,012	0,053	0,073	0,324	17,00	75,1	2,27	10,02	0,160	0,707	5,000	22,09	1,500	6,63	3,033	13,40	0,055	0,243	3,999
Kontroll 4	0,226	0,019	0,083	7,400	33,47	0,011	0,051	0,076	0,345	16,67	75,3	2,37	10,69	0,170	0,770	5,800	26,22	2,633	11,91	3,000	13,56	0,050	0,224	5,903
Kontroll 5	0,224	0,008	0,034	7,633	34,21	0,011	0,049	0,068	0,305	13,33	59,8	2,30	10,31	0,177	0,792	5,400	24,21	3,467	15,54	2,833	12,70	0,047	0,209	4,158
AIS D1	0,222	0,013	0,056	7,667	34,07	0,010	0,046	0,080	0,356	23,00	102,2	2,17	9,63	0,153	0,681	5,700	25,34	1,120	4,98	3,033	13,48	0,052	0,230	3,513
PAX D1	0,221	0,012	0,053	8,133	35,95	0,009	0,041	0,063	0,280	27,33	120,7	2,07	9,14	0,130	0,575	3,300	14,60	0,990	4,38	2,667	11,79	0,050	0,223	3,685
AIS D1 poly	0,224	0,013	0,059	7,233	32,40	0,011	0,047	0,062	0,276	35,00	156,8	1,87	8,36	0,101	0,454	2,033	9,11	0,840	3,76	3,400	15,23	0,050	0,225	4,069
PAX D1 poly	0,224	0,009	0,040	7,900	35,33	0,010	0,044	0,065	0,289	31,00	138,7	1,97	8,80	0,110	0,492	2,533	11,33	0,950	4,25	3,000	13,42	0,052	0,234	4,520
AIS D2	0,227	0,014	0,063	8,133	36,91	0,010	0,044	0,064	0,292	31,00	140,6	2,10	9,52	0,123	0,559	2,700	12,23	0,963	4,37	3,267	14,82	0,056	0,252	4,999
PAX D2	0,222	0,024	0,106	8,933	39,68	0,011	0,047	0,073	0,325	38,33	170,2	2,27	10,07	0,123	0,548	2,900	12,90	1,200	5,33	3,533	15,70	0,062	0,276	5,525
AIS D2 poly	0,218	0,011	0,047	7,767	33,85	0,011	0,047	0,066	0,286	38,33	166,9	1,70	7,42	0,096	0,420	0,760	3,34	0,780	3,40	4,033	17,52	0,054	0,235	5,809
PAX D2 poly	0,218	0,008	0,036	8,900	38,72	0,010	0,042	0,065	0,284	35,67	155,2	2,03	8,85	0,117	0,508	1,700	7,40	0,903	3,93	3,367	14,65	0,054	0,235	6,217
UN: AIS D1	0,227	0,006	0,029	6,400	28,99	0,008	0,035	0,062	0,281	28,00	126,8	1,20	5,44	0,150	0,680	2,500	11,33	0,960	4,35	5,100	23,10	0,056	0,254	6,610
UN:AISD1poly	0,222	0,006	0,026	6,100	27,02	0,008	0,036	0,073	0,323	35,00	155,1	1,10	4,87	0,120	0,532	0,690	3,06	0,900	3,99	5,600	24,81	0,058	0,257	6,750
UN:PAX D1	0,225	0,009	0,039	5,700	25,65	0,008	0,035	0,060	0,270	26,00	117,0	1,20	5,40	0,140	0,630	2,000	9,00	0,980	4,41	3,600	16,20	0,050	0,225	7,260

**Tabell A.9: Gjennomsnittlig næringsstoffinnhold i gresset fra vermikulittplantene etter høsting 1**

GJENNOMSNIITTLIG NÆRINGSSTOFFINNHOLD I VERMIKULITTPLANTER HØSTING 1																								
	Vekt	Al		Ca		Cu		Fe		K		Mg		Mn		Na		P		S		Zn		Pimt
	gram	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	mg/l
Kontroll 1	0,24	0,01	0,04	4,63	21,92	-	-	0,04	0,19	-	-	3,50	16,57	-	-	-	-	0,42	1,97	-	-	-	-	4,00
Kontroll 2	0,22	0,03	0,14	2,67	12,00	-	-	0,04	0,18	-	-	2,07	9,29	-	-	-	-	0,64	2,90	-	-	-	-	4,44
Kontroll 3	0,23	0,02	0,11	2,53	11,59	-	-	0,04	0,20	-	-	2,17	9,92	-	-	-	-	1,02	4,66	-	-	-	-	5,25
Kontroll 4	0,23	0,03	0,14	2,73	12,57	-	-	0,04	0,20	-	-	2,53	11,65	-	-	-	-	2,07	9,50	-	-	-	-	6,42
Kontroll 5	0,22	0,02	0,07	2,70	12,08	-	-	0,05	0,20	-	-	2,77	12,38	-	-	-	-	2,47	11,04	-	-	-	-	6,78
AlS D1	0,22	0,03	0,12	4,57	20,37	0,01	0,06	0,05	0,21	26,33	117,5	3,80	16,96	0,06	0,29	2,30	10,26	1,27	5,65	2,30	10,26	0,03	0,12	7,26
PAX D1	0,22	0,06	0,29	4,20	18,56	0,01	0,06	0,08	0,34	23,00	101,5	3,20	14,16	0,05	0,21	2,20	9,71	1,23	5,44	1,90	8,39	0,02	0,11	4,91
AlS D1 poly	0,23	0,09	0,44	3,97	18,20	0,01	0,06	0,09	0,44	30,00	137,7	3,77	17,31	0,13	0,60	1,29	5,88	0,75	3,42	2,07	9,49	0,03	0,13	1,22
PAX D1 poly	0,23	0,10	0,45	4,43	20,17	0,01	0,06	0,10	0,44	28,33	128,9	3,57	16,22	0,09	0,42	1,40	6,37	1,03	4,69	2,00	9,10	0,03	0,12	2,13
AlS D2	0,22	0,15	0,67	3,63	16,34	0,01	0,05	0,13	0,57	24,33	109,5	3,10	13,94	0,04	0,18	1,43	6,46	1,30	5,85	1,97	8,85	0,02	0,11	2,49
PAX D2	0,23	0,08	0,37	4,10	18,70	0,01	0,06	0,08	0,35	24,00	109,4	3,40	15,51	0,06	0,28	2,63	12,02	1,13	5,16	1,93	8,81	0,02	0,11	2,48
AlS D2 poly	0,23	0,04	0,19	4,20	19,04	0,02	0,07	0,06	0,28	31,67	143,8	3,33	15,11	0,14	0,64	0,79	3,61	0,64	2,92	2,07	9,37	0,03	0,12	2,89
PAX D2 poly	0,23	0,02	0,11	3,93	17,89	0,01	0,05	0,05	0,22	30,67	139,5	3,33	15,16	0,11	0,50	1,24	5,59	0,93	4,24	1,87	8,49	0,03	0,13	3,79
UN: AlS D1	0,22	0,02	0,07	2,00	8,73	0,01	0,04	0,04	0,16	27,00	117,8	1,80	7,86	0,10	0,44	1,10	4,80	2,30	10,04	2,20	9,60	0,02	0,09	5,33
UN:AlSD1poly	0,24	0,05	0,25	1,80	8,60	0,01	0,05	0,05	0,23	30,00	143,3	1,70	8,12	0,11	0,53	0,37	1,77	0,84	4,01	1,50	7,16	0,03	0,13	3,14
UN:PAX D1	0,23	0,04	0,18	2,10	9,85	0,01	0,04	0,04	0,19	29,00	136,0	1,80	8,44	0,07	0,32	1,00	4,69	2,50	11,73	1,70	7,97	0,02	0,09	3,25

**Tabell A.10: Gjennomsnittlig næringsstoffinnhold i gresset fra torvplantene etter høsting 2**

GJENNOMSNITTLIG NÆRINGSINNHOOLD I TORVPLANTER HØSTING 2												
	Vekt	Al		Ca		Fe		Mg		P		Pimt
	gram	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	mg/l
Kontroll 1	0,223	0,025	0,111	6,400	28,558	0,074	0,328	1,500	6,690	0,713	3,172	4,607
Kontroll 2	0,229	0,018	0,082	6,733	30,803	0,047	0,215	2,133	9,777	0,603	2,770	4,920
Kontroll 3	0,227	0,009	0,039	6,933	31,431	0,045	0,206	2,200	9,973	0,613	2,780	5,462
Kontroll 4	0,228	0,008	0,035	7,200	32,846	0,046	0,211	2,300	10,481	1,100	5,019	6,189
Kontroll 5	0,231	0,007	0,033	6,933	31,987	0,046	0,212	2,233	10,290	1,733	7,993	6,708
AlS D1	0,226	0,012	0,054	6,900	31,220	0,047	0,211	1,933	8,749	0,643	2,911	6,345
PAX D1	0,226	0,006	0,028	7,233	32,629	0,045	0,205	2,100	9,471	0,627	2,826	6,619
AlS D1 poly	0,227	0,008	0,035	7,533	34,126	0,056	0,255	2,167	9,818	0,653	2,960	6,980
PAX D1 poly	0,230	0,005	0,024	7,333	33,784	0,049	0,226	2,033	9,364	0,617	2,841	7,275
AlS D2	0,228	0,008	0,036	6,867	31,296	0,051	0,234	1,967	8,965	0,643	2,933	7,513
PAX D2	0,228	0,007	0,033	8,067	36,734	0,057	0,261	2,133	9,707	0,727	3,308	2,739
AlS D2 poly	0,228	0,018	0,083	7,333	33,355	0,061	0,277	1,867	8,486	0,690	3,136	1,034
PAX D2 poly	0,230	0,007	0,032	7,433	34,122	0,054	0,248	2,133	9,797	0,613	2,816	1,551
Uten N: AlS D1	0,221	0,040	0,177	8,100	35,753	0,041	0,181	2,300	10,152	1,400	6,180	1,709
Uten N:AlS D1poly	0,228	0,009	0,041	6,900	31,450	0,037	0,169	1,800	8,204	0,750	3,419	2,073
Uten N:PAX D1	0,223	0,025	0,112	7,600	33,896	0,036	0,161	2,200	9,812	1,200	5,352	1,815

**Tabell A.11: Gjennomsnittlig næringsstoffinnhold i gresset fra vermiculittplantene etter høsting 2**

GJENNOMSNITTLIG NÆRINGSINNHOOLD I VERMICULITTPLANTER HØSTING 2												
	Vekt	Al		Ca		Fe		Mg		P		Pimt
	gram	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	mg/l
Kontroll 1	0,083	0,023	0,038	10,767	17,978	0,049	0,081	10,467	17,650	0,460	0,759	
Kontroll 2	0,235	0,026	0,122	3,367	15,847	0,041	0,194	2,400	11,295	0,410	1,930	
Kontroll 3	0,233	0,014	0,066	2,833	13,175	0,027	0,124	2,300	10,674	0,403	1,877	
Kontroll 4	0,231	0,029	0,138	2,767	12,797	0,026	0,119	2,433	11,239	0,667	3,082	
Kontroll 5	0,239	0,008	0,036	2,900	13,841	0,026	0,123	2,533	12,103	1,023	4,884	
AlS D1	0,224	0,037	0,164	4,167	18,691	0,034	0,152	3,733	16,745	0,663	2,975	1,893
PAX D1	0,224	0,030	0,134	4,167	18,655	0,044	0,199	3,600	16,118	0,627	2,804	2,215
AlS D1 poly	0,227	0,051	0,227	4,700	21,267	0,050	0,227	4,300	19,423	0,537	2,433	2,398
PAX D1 poly	0,226	0,019	0,084	3,667	16,554	0,036	0,163	3,100	13,994	0,500	2,259	2,707
AlS D2	0,229	0,011	0,049	3,833	17,598	0,029	0,135	3,233	14,839	0,700	3,211	2,954
PAX D2	0,224	0,013	0,057	4,133	18,564	0,032	0,142	3,400	15,258	0,583	2,617	3,232
AlS D2 poly	0,232	0,045	0,211	4,833	22,424	0,056	0,260	4,633	21,496	0,517	2,398	3,417
PAX D2 poly	0,227	0,028	0,130	3,633	16,508	0,038	0,174	3,067	13,934	0,473	2,149	4,123
Uten N: AlS D1	0,184	0,021	0,077	3,300	12,151	0,031	0,114	3,200	11,782	2,400	8,837	4,107
Uten N:AlS D1poly	0,191	0,055	0,210	2,600	9,937	0,054	0,206	2,700	10,319	1,200	4,586	5,305
Uten N:PAX D1	0,225	0,006	0,026	3,100	13,938	0,031	0,139	2,800	12,589	2,200	9,891	3,839

**Tabell A.12: Gjennomsnittlig næringsstoffinnhold i gresset fra torvplantene etter høsting 3**

GJENNOMSNITTLIG NÆRINGSINNHOOLD I TORVPLANTER HØSTING 3												
	Vekt	Al		Ca		Fe		Mg		P		Pimt
	gram	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	mg/l
Kontroll 1	0,220	0,059	0,256	7,900	34,666	0,060	0,262	1,533	6,739	0,553	2,432	
Kontroll 2	0,220	0,009	0,041	5,233	23,055	0,046	0,203	1,567	6,902	0,537	2,365	
Kontroll 3	0,223	0,016	0,073	5,167	23,014	0,040	0,180	1,567	6,980	0,523	2,331	
Kontroll 4	0,220	0,012	0,051	6,633	29,219	0,042	0,185	1,933	8,516	0,810	3,569	
Kontroll 5	0,226	0,007	0,034	6,933	31,369	0,042	0,190	2,033	9,206	1,067	4,828	
AlS D1	0,237	0,008	0,037	5,733	27,221	0,041	0,193	1,533	7,274	0,590	2,800	
PAX D1	0,231	0,011	0,052	6,367	29,415	0,044	0,205	1,767	8,163	0,613	2,834	
AlS D1 poly	0,232	0,020	0,092	5,367	24,914	0,051	0,235	1,500	6,967	0,583	2,708	
PAX D1 poly	0,228	0,010	0,044	5,833	26,608	0,044	0,199	1,667	7,601	0,557	2,539	
AlS D2	0,233	0,007	0,031	5,567	25,989	0,041	0,193	1,600	7,475	0,563	2,631	
PAX D2	0,223	0,021	0,095	6,200	27,671	0,041	0,185	1,667	7,435	0,547	2,439	
AlS D2 poly	0,219	0,030	0,130	6,567	28,799	0,055	0,241	1,667	7,314	0,597	2,620	
PAX D2 poly	0,223	0,012	0,053	5,867	26,194	0,046	0,204	1,600	7,143	0,553	2,471	
Uten N: AlS D1	0,232	0,035	0,162	7,100	32,873	0,036	0,167	2,200	10,186	1,500	6,945	
Uten N:AlSD1 poly	0,218	0,015	0,065	7,500	32,670	0,037	0,161	2,100	9,148	0,960	4,182	
Uten N:PAX D1	0,226	0,086	0,389	7,400	33,433	0,037	0,167	2,100	9,488	1,400	6,325	

**Tabell A.13: Gjennomsnittlig næringsstoffinnhold i gresset fra vermiculittplantene etter høsting 3**

GJENNOMSNITTLIG NÆRINGSINNHOOLD I VERMICULITTPLANTER HØSTING 3												
	Vekt	Al		Ca		Fe		Mg		P		Pimt
	gram	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	g/kg	mg/l	mg/l
Kontroll 1	0,034	0,035	0,024	22,667	15,871	0,055	0,038	20,667	14,459	0,587	0,403	
Kontroll 2	0,242	0,072	0,342	10,100	48,801	0,076	0,365	6,567	31,740	0,597	2,891	
Kontroll 3	0,245	0,167	0,806	5,833	28,499	0,136	0,659	4,400	21,492	0,577	2,822	
Kontroll 4	0,235	0,024	0,115	3,267	15,382	0,047	0,220	3,000	14,120	0,593	2,791	
Kontroll 5	0,236	0,032	0,150	3,167	14,918	0,046	0,219	3,167	14,922	0,763	3,596	
AlS D1	0,223	0,053	0,236	5,500	24,531	0,052	0,230	4,267	19,031	0,633	2,825	
PAX D1	0,231	0,031	0,146	4,367	20,244	0,043	0,201	3,767	17,437	0,657	3,039	
AlS D1 poly	0,226	0,088	0,399	7,133	32,334	0,063	0,283	6,667	30,270	0,560	2,539	
PAX D1 poly	0,224	0,129	0,573	3,800	17,056	0,051	0,228	2,833	12,711	0,520	2,333	
AlS D2	0,222	0,060	0,270	5,200	23,122	0,054	0,242	4,433	19,710	0,720	3,204	
PAX D2	0,226	0,055	0,248	4,033	18,239	0,063	0,287	3,267	14,776	0,563	2,552	
AlS D2 poly	0,152	0,040	0,111	8,967	21,449	0,054	0,154	7,767	24,644	0,650	1,802	
PAX D2 poly	0,226	0,055	0,247	3,667	16,574	0,059	0,267	2,900	13,104	0,523	2,364	
Uten N: AlS D1	0,218	0,005	0,021	4,000	17,472	0,020	0,087	3,900	17,035	2,800	12,230	
Uten N:AlSD1 poly	0,244	0,004	0,019	3,300	16,071	0,022	0,107	4,400	21,428	1,900	9,253	
Uten N:PAX D1	0,241	0,017	0,082	4,100	19,729	0,035	0,168	3,700	17,804	3,000	14,436	

## Vedlegg B

Tabell B.1: Næringsinnhold i torv og vermikulitt.

	Torv	Kontroll 1	Vermikulitt	Kontroll 1
Al (g/kg)	4,07	0,01	55,00	0,01
Ca (g/kg)	2,70	7,10	14,10	4,63
Fe (g/kg)	3,13	0,06	30,67	0,04
Mg (g/kg)	1,00	1,23	41,00	3,50
P (g/kg)	0,42	0,59	3,90	0,42

Næringsinnholdet i vekstmediene er presentert i Tabell B.1, der benevningen g/kg, tilsvarer antall gram per kilogram plantetørrstoff, og viser at vermikulitten inneholder høye verdier av alle næringsstoffene i forhold til både torven og de to kontrollene. Selv om fosfornivået i vermikulitten er høyt har ikke plantene klart å ekstrahere ut mye av det, hvilket tyder på at fosforet er sterkt bundet til vermikulitten. Det samme gjelder de andre stoffene også, da næringsinnholdet i kontrollplantene som ble dyrket i vermikulitt er lavere eller like som kontrollplantene som ble dyrket i torv, bortsett fra magnesiumsinnholdet. I vermikulitt ligger gjerne magnesium og kalium mellom vermikulittbitene og binder de sammen, men når vermikulittbitene forvitrer frigjøres magnesium og kalium og blir tilgjengelig for planteopptak. Dette kan ha skjedd med noen andeler av vermikulitten og gitt et høyere magnesiumsinnhold i vermikulittplantene enn i torvplantene.

**Tabell B.2: Midlere pH-nivå i torv og vermikulitt.**

pH	Torv	Vermikulitt
Kontroll 1	6,52	7,35
Kontroll 2	5,67	7,33
Kontroll 3	5,27	7,70
Kontroll 4	5,33	7,30
Kontroll 5	5,09	7,26
ALS Dose 1	5,62	7,27
ALS Dose 1 med polymer	6,41	7,22
ALS Dose 2	5,68	7,11
ALS dose 2 med polymer	5,77	7,10
PAX Dose 1	5,52	7,09
PAX Dose 1 med polymer	5,90	7,15
PAX Dose 2	5,41	7,04
PAX Dose 2 med polymer	5,77	7,10

Gjennomsnittlig pH-nivå i vekstmediene er vist i Tabell B.2.

pH-en i jorden påvirker tilgjengeligheten av makro- og mikronæringsstoffer i stor grad. Derfor er det viktig å observere eventuelle pH-endringer som skjer i jorden når slam tilføres, siden slammet indirekte vil påvirke plantetilgjengeligheten for både naturlige næringsstoffer i jorden og næringsstoffer som blir tilført via gjødsling (Krogstad et al. 2005). Den lave variasjonen i pH-nivåene i torvplantene og vermikulittplantene tyder på at ingen av næringsstoffene eller slamtypene har endret den betraktelig, som er forventet siden systemene allerede er så bufret. I et surere system vil aluminiumskoagulanten ha en større innvirkning på jordens pH, siden aluminium med positiv ladning vil spalte vannmolekylene.





Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
67 23 00 00  
[www.nmbu.no](http://www.nmbu.no)