



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2021 60 stp**

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

## **Aggregatstabilitet i jord med ulike nivåer av plantetilgjengelig fosfor**

Aggregate stability in soil with different levels of plant available phosphorus

**Maria Båtnes**

Plantevitenskap  
Fakultet for biovitenskap



## Forord

Denne masteroppgaven inngår i min mastergrad i plantevitenskap ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU), og markerer avslutningen av min tid som student på Ås. Årene som student har vært innholdsrike og preget av ny kunnskap, forståelse, nye erfaringer og bekjentskap som jeg verdsetter høyt, og som jeg vil ha med meg på veien videre.

En særlig takk ønsker jeg å rette mot min hovedveileder Tore Krogstad, for god veiledning, engasjement og tilgjengelighet, hjelp til jordprøvetaking og analyser, samt for all hjelpen med statistikken - det har vært av uvurderlig hjelp gjennom hele prosessen med denne masteroppgaven. Min andre veileder, Susanne Eich-Greatorex, fortjener stor takk for verdifulle tilbakemeldinger og tips.

Jeg vil også takke Irene E. Eriksen, Oddny Gimmingsrud, Øyvind Vartdal og Valentina Zivanovic for veiledning, assistanse og råd gjennom arbeidet med analysene på lab, og Hilde Vinje for statistisk veiledning.

Avslutningsvis vil jeg takke medstudenter, venner og familie for støtte og oppmuntring.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, 13.05.21

Maria Båtnes





## Sammendrag

Aggregatstabilitet brukes som et mål for å vurdere en jords strukturelle kvalitet. Det er viktig å opprettholde høy aggregatstabilitet for å bevare jordens produktivitet, minimere jorderosjon og miljøforurensing som følge av dette. God aggregatstabilitet er dermed en forutsetning for bærekraftig jordbruk. Gjødslingspraksis i Norge over mange tiår har ført til at mye norsk jordbruksjord har høye nivåer av plantetilgjengelig fosfor (P). Økte P-nivåer i jord vil i teorien redusere plantenes behov for å danne symbioser med mykorrhizasopp. Mykorrhizasopp skiller ut glomalin, et protein som regnes for å være spesielt viktig i dannelsen av stabile jordaggregater. Man forventer derfor at et høyere P-nivå kan resultere i færre sopphyfer og lavere glomalinproduksjon som igjen kan føre til dårligere aggregatdannelse og stabilisering. Målet med denne oppgaven er å undersøke hvordan fosfortilstanden i jord påvirker aggregatstabilitet.

Jordprøver ble tatt fra et langvarig gjødslingsforsøk som har blitt gjødslet med fire ulike nivåer fosfor (0, 1.6, 3.2 og 4.8 kg P/daa) hvert år siden oppstart i 1966. Det ble tatt jordprøver fra alle P-nivåer, vår og høst 2020. Aggregatstabilitet ble målt for to aggregatfraksjoner, 0,6 til 2 mm og 2 til 6 mm. Videre ble jorda analysert for glomalininnhold, lettløselig fosfor (P-AL) og andre jordegenskaper som antas for å være viktige for aggregatdannelse og stabilisering.

Undersøkelsene påviste ingen klar sammenheng mellom fosfornivå, glomalininnhold og aggregatstabilitet. En korrelasjonsanalyse konstaterte høyest korrelasjon mellom organisk materiale, Ca-AL og aggregatstabilitet. Resultatene fra regresjonsanalysene viste positiv sammenheng mellom aggregatstabilitet og total C og Ca-AL, mens det ble funnet at P-AL har noe negativ effekt på aggregatstabilitet. Forklaringsprosenten fra regresjonsmodellene varierte fra 52-65% som antyder at det var flere andre faktorer som påvirket aggregatstabiliteten og understreker hvor komplekst disse samspillene kan være. Det ble funnet signifikant høyere innhold av organisk materiale og aggregatstabilitet i fraksjonen 0,6-2 mm sammenlignet med fraksjonen 2-6 mm. Resultatene viste at P-gjødsling kan ha negativ innvirkning på aggregatstabilitet. Det var også en tendens til høyere glomalininnhold på rutene uten P-gjødsling, noe som indikerer at det kan være en sammenheng mellom mykorrhiza/glomalin og fosforgjødsling som igjen kan påvirke aggregatstabilitet.

## Abstract

Aggregate stability is used as a measure to assess the structural quality of a soil. It is important to maintain high aggregate stability to preserve soil productivity, minimize soil erosion and degradation, as well as environmental pollution derived from this. Thus, high soil aggregate stability is a requisite for sustainable agriculture. Fertilization practices over many decades have led to high plant available phosphorus (P) levels in many Norwegian agricultural soils. Increased P levels in soils will in theory reduce the plants' need to form symbiosis with mycorrhizal fungi. Mycorrhizal fungi secrete glomalin, a protein, which is considered to be of particular importance in the formation of stable soil aggregates. As a result of higher P levels, fewer fungal hyphae and less glomalin production are expected, which in turn may lead to poorer aggregate formation and stabilization. The aim of this thesis is to investigate how the phosphorus status of the soil affects aggregate stability.

Soil samples were taken from a long-term fertilization experiment which has been fertilized with four different levels of phosphorus (0, 1.6, 3.2 and 4.8 kg P/daa) every year since its start in 1966. Soil samples were taken from all P levels, spring and autumn 2020. Aggregate stability was measured in two aggregate fractions, 0,6 to 2 mm, and 2 to 6 mm. Furthermore, the soil was analyzed for glomalin content, ammonium-lactate extractable phosphorous (P-AL) and other soil properties that are considered important for aggregate formation and stabilization.

The study showed no clear correlation between phosphorus level, glomalin content and aggregate stability. A correlation analysis found the highest correlation between organic material, Ca-AL and aggregate stability. Results from the regression analysis showed a positive relationship between aggregate stability and total C and Ca-AL, while it was found that P-AL had a small negative effect on aggregate stability. The explanation percentage of the regression models varied from 52-65%, which suggests that there were several other factors that affected the aggregate stability and emphasizes how complex these interactions can be. Significantly higher organic matter content and aggregate stability were found in the 2-0.6 mm fraction compared to the 2-6 mm fraction. The results showed that P-fertilization can have a negative effect on aggregate stability. There was also a tendency to higher glomalin content in the plots without P-fertilization, indicating that there may be a connection between mycorrhiza/glomalin and phosphorus fertilization which in turn can influence aggregate stability.

# Innholdsfortegnelse

<b>FORORD</b> .....	<b>2</b>
<b>SAMMENDRAG</b> .....	<b>4</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>5</b>
<b>1 INTRODUKSJON</b> .....	<b>8</b>
1.1 BAKGRUNN OG MÅL .....	8
1.2 AGGREGATDANNELSE OG STABILISERING .....	10
1.2.1 <i>Jordstruktur</i> .....	10
1.2.2 <i>Aggregatdannelse</i> .....	11
1.2.3 <i>Aggregatstabilitet</i> .....	12
1.3 AGGREGERING .....	13
1.3.1 <i>Fysisk-kjemiske prosesser</i> .....	13
1.3.2 <i>Biologiske prosesser</i> .....	14
1.4 INNVIRKNINGER PÅ AGGREGATDANNELSE OG STABILISERING .....	15
1.4.1 <i>Organisk materiale</i> .....	15
1.4.2 <i>Leirmineralogi</i> .....	16
1.4.3 <i>Gjødsling og fosfor</i> .....	17
1.4.4 <i>Jordarbeiding</i> .....	18
1.5 MYKORRHIZA OG GLOMALIN .....	18
1.5.1 <i>Påvirkning av jordarbeiding</i> .....	20
1.5.2 <i>Påvirkning av gjødsling og fosfor</i> .....	20
<b>2 MATERIALER OG METODER</b> .....	<b>22</b>
2.1 BESKRIVELSE AV FORSØKSFELT .....	22
2.2 JORDPRØVETAKING .....	24
2.3 JORDANALYSER.....	25
2.3.1 <i>Forbehandling – tørking og sikting av jord</i> .....	25
2.3.2 <i>Organisk innhold – glødetap</i> .....	26
2.3.3 <i>Total C og total N</i> .....	27
2.3.4 <i>Bestemmelse av pH</i> .....	27
2.3.5 <i>Al-ekstraherbare ioner (P, K, Mg, Ca, Na) ved ICP</i> .....	27
2.3.6 <i>Al-ekstraherbare ioner (P) ved spektrofotometer</i> .....	28
2.3.7 <i>Aggregatstørrelsesfordeling</i> .....	29
2.3.8 <i>Aggregatstabilitet ved regnsimulering</i> .....	30
2.3.9 <i>Glomalinrelatert jordprotein</i> .....	31
2.4 STATISTISKE ANALYSER.....	31
<b>3 RESULTATER</b> .....	<b>32</b>
3.1 KARAKTERISERING AV JORDA .....	32

3.2	AGGREGATSTØRRELSSEFORDELING .....	34
3.3	AGGREGATSTABILITET .....	36
3.4	GLOMALINRELATERT JORDPROTEIN .....	37
3.5	STATISTISKE ANALYSER .....	38
3.5.1	<i>Sammenligning vår og høst (basert på parvis t-test)</i> .....	38
3.5.2	<i>Korrelasjon mellom jordparameterne</i> .....	39
3.5.3	<i>Forklaringsmodeller for aggregatstabilitet</i> .....	42
3.5.4	<i>Samspillseffekter mellom fosfor og kalium</i> .....	45
<b>4</b>	<b>DISKUSJON</b> .....	<b>46</b>
4.1	AGGREGATSTØRRELSSEFORDELING .....	46
4.2	AGGREGATSTABILITET .....	47
4.3	GLOMALINRELATERT JORDPROTEIN .....	52
<b>5</b>	<b>KONKLUSJON</b> .....	<b>54</b>
<b>6</b>	<b>REFERANSER</b> .....	<b>56</b>

# 1 Introduksjon

## 1.1 Bakgrunn og mål

Aggregater kan sies å være jordpartikler som er bundet sammen til større enheter/klumper og de spiller en fundamental rolle i dannelsen av jordstrukturen i en jord. En jordstruktur anses å være stabil dersom posisjonen til partiklene i forhold til hverandre opprettholdes under endringer i spenning, eller stress (Blume et al., 2016). God aggregatstabilitet er en jordegenskap som er viktig for flere økosystemtjenester; det er viktig for å gi plantene et godt vekstmedium og økt produktivitet; det er viktig for jordas evne til å møte ekstremværsituasjoner (endret klima) og sikre god infiltrasjon; det er viktig for å redusere klimagassutslipp fra jorda i og med at organisk karbon stabiliseres i jorda (Wu et al., 2011). Stabilitet i jorda handler altså om jordstrukturens og aggregatenes evne til holde deres form og motstå ytre påkjenninger.

I de fleste tempererte klimasoner er dannelsen og stabiliseringen av jordaggregater primært påvirket av jordens innhold av organisk materiale. Aggregering og aggregatstabilitet fremmes av mikroorganismer, spesielt bakterier og sopp, som under nedbryting av planterester skiller ut organiske limstoffer. Mange av disse stoffene motstår oppløsning av vann og er slik med på å ikke bare fremme dannelsen av aggregater, men også å sikre stabiliteten deres over tid fra noen måneder til noen få år. Organisk materiale gir energien som muliggjør disse biologiske aktivitetene og prosessene som i hovedsak foregår i overflatesjiktet i jorda der akkumuleringen av rot- og dyreliv, samt organisk materiale er størst (Weil & Brady, 2017). I jorda er mykorrhizasopp en viktig organisme både for å gjøre næring tilgjengelig for plantene, men også ved at den indirekte kan påvirke aggregatstabiliteten. Mykorrhizasopp skiller ut glomalin som er spesielt viktig i bygging av stabile jordaggregater (Rillig & Mummey, 2006). Teorien er derfor at faktorer som påvirker mykorrhizasoppen negativt også påvirker aggregatstabiliteten i jorda negativt. Gjødslingspraksis i Norge over mange tiår har ført til at mye norsk jordbruksjord har høyt fosforinnhold. Dette er spesielt uttalt i områder hvor det har vært brukt husdyrgjødsel, men også i områder hvor det har vært dyrket næringskrevende vekster som grønnsaker. Selv i kornområdene ligger fosfornivået i jorda, målt som plantetilgjengelig P, i kategorien høyt (Solberg, 2017). I kornområdene er dette spesielt alvorlig da innholdet av P er høyt, samtidig som innholdet av organisk materiale i jorda reduseres over tid på grunn av at omsetningen er større enn tilførselen av planterester. Reduseres det organiske materiale i jorda vil aggregatstabiliteten gå ned og faren for erosjon vil øke. Med høyt P-nivå i jorda vil det eroderte materiale inneholde mer P enn om nivået i jorda var lavere og dermed vil også

miljøbelastningen øke. Når gjødsling øker P-nivået i jorda, vil det i teorien redusere plantenes behov for å danne symbioser med mykorrhizasopp. Man forventer derfor færre soppmyser og mindre glomalinproduksjon noe som igjen fører til dårligere aggregatdannelse og stabilisering. Målet med denne oppgaven er å undersøke hvordan fosfortilstanden i jord påvirker aggregatstabiliteten ved å bruke jordprøver fra reelle dyrkingssystemer.

MINA fakultetet ved NMBU har et langvarig gjødslingsforsøk på Kjerringjordet som ble startet i 1966. Dette forsøksfeltet har fått tilført 4 ulike gjødslingsnivåer av fosfor (0, 1.6, 3.2 og 4.8 kg P/daa) hvert år siden oppstart. Ved oppstart var innholdet av plantetilgjengelig fosfor (P-AL) i kategorien lavt. P-AL-verdien er et mål på plantetilgjengelig fosfor, eller lettløselig fosfor i jorda, og oppgis i mg P/100 g jord (Nibio, u.å). Selv om avlingene har tatt opp en del fosfor har dyrkingspraksis over 54 år ført til oppbygging av de fire nivåene lavt: (P-AL 2-3), middels (P-AL 6-7), høyt (P-AL 10-12) og meget høyt (P-AL 18-20) nivå av plantetilgjengelig P på samme jordtype i et og samme forsøksfelt. Det tas prøver av jord fra alle P-nivåer, vår og høst 2020. Videre analyseres jorda for egenskaper som antas å være viktige for aggregatdannelse og stabilisering.

På bakgrunn av dette er det formulert to hypoteser som oppgaven søker å svare på.

**Hypotese 1:** Jord med lavt nivå av plantetilgjengelig fosfor har høyere glomalininnhold enn jord med høyere nivå av plantetilgjengelig fosfor.

**Hypotese 2:** Jord med lavt nivå av plantetilgjengelig fosfor har høyere aggregatstabiliteten enn jord med høyere nivå av plantetilgjengelig fosfor.

## 1.2 Aggregatdannelse og stabilisering

### 1.2.1 Jordstruktur

Jord er en naturressurs som må forvaltes på en bærekraftig måte for å opprettholde dens produktivitet og kvalitet for fremtiden. Å opprettholde jordressurser, eller å bevare jordressursene på lang sikt er av største nødvendighet for menneskehetens fremtid (Amézketa, 1999). Forvaltning av jord på en bærekraftig måte er helt sentralt for å realisere et bærekraftig jordbruk. I denne sammenhengen er jordstruktur et nøkkelord innen jordressursforvaltning for å vedlikeholde jordbruksproduktiviteten. God jordstruktur er en avgjørende kvalitetsegenskap i jord og den avhenger av tilstedeværelsen av stabile jordaggregater (Amézketa, 1999).

Jordstruktur er en fundamental egenskap som har stor innflytelse på hvordan jord fungerer i naturlige og dyrkede økosystem, da den styrer vannstrømmer, gasser og næringsstoffer i jorda. Jord fungerer også som lager for karbon, der karbonlagringskapasiteten er sterkt avhengig av jordstrukturen i jorda (Rillig et al., 2002). Hvordan små og store partikler og porer i jorda er ordnet i forhold til hverandre bestemmer jordstrukturen (Pommeresche & Haugerud, 2017). Andelen av partikler med forskjellige størrelser i en jord (dvs. jordteksturen), samt hvilke egenskaper disse partiklene besitter har mye å si for hvordan jordstrukturen utvikler seg (Sundet, 2019). Primærpartiklene leire, silt og sandkorn er selve byggesteinene i jorda, og hvordan disse arrangeres og grupperes sammen til større enheter kalt jordaggregater, representerer dannelsen av jordstruktur. Mikrobielle limstoffer, planterøtter og sopphyfer bidrar til å holde jordpartikler sammen og stabilisere jordstrukturen. Jordstruktur definerer måten jordpartikler blir aggregert på og bestemmer systemet av porer, kanaler og hulrom i en jord. Sammen hjelper jordtekstur og struktur med å avgjøre jordens evne til å holde på og lede vann og luft i tilstrekkelig grad for å opprettholde liv (Weil & Brady, 2017).

Jordaggregering er betegnelse på den økosystemprosess som resulterer i dannelse og stabilisering av jordstruktur, bestående av aggregater og porerom (Rillig et al., 2015). Det er prosessen der aggregater av forskjellige størrelser blir sammenføyd og holdt sammen av forskjellige organiske og uorganiske materialer. Jordaggregering inkluderer altså prosessene for både dannelse og stabilisering av jordaggregater. Disse prosessene skjer kontinuerlig og kan til og med foregå samtidig. Følgelig kan det være vanskelig å skille de ulike prosessene da deres effekter virker sammen (Amézketa, 1999). Jordaggregering er viktig for rotvekst og et bredt spekter av jordfunksjoner og prosesser som karbonlagring og motstand mot erosjon (Rillig et

al., 2015; Six et al., 2006). Det er en kompleks prosess regulert av en rekke abiotiske faktorer i samspill med forskjellig type jordliv og deres interaksjoner. Til tross for denne kompleksiteten, er planterøtter og deres symbioser til mykorrhizasopp kjent for å utgjøre en avgjørende rolle i å drive jordaggregering (Rillig et al., 2015; Six et al., 2004).

### 1.2.2 Aggregatdannelse

Jordpartikler som leire, silt, og sandkorn samles alene og sammen med organisk materiale til større enheter, kalt aggregater. Jordpartiklene vil danne ulike typer aggregater, med forskjellige fasonger, størrelser og egenskaper. Hvilke typer aggregater som dannes avgjøres mye av teksturen i jordarten, altså innholdet og av små leir-, silt- og sandpartikler (Pommeresche & Haugerud, 2017). Overflatesjiktet i jord blir som regel karakterisert hierarkisk der de største aggregatene kalles makroaggregater og er 0,25 – 5 mm i diameter og er satt sammen av mindre mikroaggregater (2-250  $\mu\text{m}$  i diameter), som i sin tur sammensatt av leirpartikler og organisk materiale bare noen få  $\mu\text{m}$  i diameter (Sundet, 2019; Weil & Brady, 2017). God jordstruktur er en struktur der alle de hierarkiske ordenene av jordaggregater er velutviklet og er stabile mot vannpåvirkning og ytre mekaniske påkjenninger (Dexter, 1988).

Biologiske, kjemiske og fysiske prosesser er involvert i formasjonen og stabiliseringen av jordaggregater (Pommeresche & Haugerud, 2017). Mineralpartiklenes størrelse og sammensetning har stor betydning for om jorda danner aggregater med kjemiske og fysiske bindinger (Sundet, 2019). De fysiokjemiske (abiotiske) prosessene har en tendens til å være viktigere når de minste jordaggregatene dannes, mens de biologiske prosessene er viktigst i dannelsen av de aller største (Pommeresche & Haugerud, 2017). Aggregering av overflatejord er en svært dynamisk jordegenskap. Noen aggregater går i oppløsning og andre dannes på nytt når jordforholdene endres. Generelt er små aggregater mer stabile enn større aggregater. De fysiokjemiske prosessene involvert i aggregatdannelse er hovedsakelig forbundet med leire og har derfor en tendens til å være av større betydning for jordarter med finere tekstur. I sandjord med lite leire er aggregering nesten helt avhengig av biologiske prosesser (Weil, R. & Brady, C. 2017).



### 1.2.3 Aggregatstabilitet

Mens jordstruktur definerer ordningen av fast materiale og tomrom i en jord på et gitt tidspunkt, definerer stabiliteten til en jordstruktur dens evne til å holde denne arrangementen stabil når jorda blir utsatt for forskjellige typer stress (Oades, 1993). Jordaggregater varierer i form og størrelse. Et godt strukturert aggregat av landbruksmessig betydning vil typisk være bestående av primærpartiklene i en oppbygging som gir god lufting, vanntransport og lagring, biologisk aktivitet og stabilitet. Alle disse egenskapene er avgjørende for optimal plantevekst (Papadopoulos, 2011). Disse aktivitetene foregår i porene som dannes mellom de aggregerte primærpartiklene og er konstant i en dynamisk tilstand (Amézqueta, 1999). Nettverket av porer innenfor og mellom aggregater utgjør et sentralt aspekt ved jordstrukturen. Porennettverket har stor innvirkning på bevegelsen av luft og vann, veksten av planterøtter og aktiviteten til jordorganismer, inkludert akkumuleringen og nedbrytningen av organisk materiale (Weil & Brady, 2017). Aggregatstabilitet brukes som et mål for å vurdere en jords strukturelle kvalitet. Stabile aggregater skaper en stabil struktur som optimaliserer jordstrukturen og dens funksjoner og aktiviteter (Papadopoulos, 2011). I nedbørsrike områder er det viktig at jordaggregater tåler vann uten å løse seg helt opp. Under tørkeperioder er det på den andre siden viktig at aggregatene kan lagre vann lenger enn jorda i seg selv. Stabiliteten har innvirkning på hvor raskt de organiske delene spises opp og/eller erstattes av nytt organisk materiale. En del av stabiliteten i aggregatene må vedlikeholdes og nydannes av jordlivet jevnlig, mens andre deler av aggregatstabiliteten er mer varige og bestandige over år (Pommeresche & Haugerud, 2017).

Graden av stabilitet i jordstrukturen vil ha innvirkning på prosesser som erosjon og skorpedannelse som gir negative følger for jordfunksjoner, for etableringen av vekster og for avling (Amézqueta, 1999). I tillegg vil jordbruksaktiviteter som beiting, pløying og gjødsling påvirke jordarter stort gjennom deres effekter på porer i jorda, spesielt i overflate sjiktet (Weil & Brady, 2017). Aggregatstabiliteten påvirker således et bredt spekter av fysiske og biokjemiske prosesser i både naturen og i landbruksmiljø. God aggregatstabilitet er en avgjørende kvalitetsegenskap for jordens bærekraft og planteproduksjon. Det er dermed viktig å opprettholde høy aggregatstabilitet for å bevare jordens produktivitet, minimere jorderosjon og jorddegradering, så vel som å minimere miljøforurensningen som følge av dette. God jordaggregatstabilitet er derfor en forutsetning for bærekraftig jordbruk (Amézqueta, 1999).

## 1.3 Aggregering

### 1.3.1 Fysisk-kjemiske prosesser

Viktige fysiokjemiske prosesser involvert i aggregatdannelse og stabilisering er flokkulering, svelling og krymping av leirmasser. Bortsett fra i veldig sandige jordarter starter aggregering av jordpartikler med flokkulering av leirpartikler til mikroskopiske klumper (Weil & Brady, 2017). Flokkulering er en prosess der partikler kommer i kontakt med hverandre og festes sammen til flak, klynger, eller klumper av større størrelse. Flokkuleringsprosessen gjelder hovedsakelig leirpartiklene. Leirmineraler er plateformet og har negativt ladde overflater og kan derfor elektrostatisk tiltrekke seg positivt ladde ioner (kationer). Hvis to leirplater kommer nærme nok hverandre kan kationer som er komprimert imellom disse, tiltrekke seg negative ladninger på begge platene og slik fungerer som broer som holder partiklene sammen (Chibowski, 2011).

I mange jordarter er jordstrukturen i stor grad påvirket av jordvannet (Angers & Caron, 1998). Endringer i vanninnhold og lufttemperatur påvirker dannelse og nedbryting av jordstruktur. Jord blir utsatt for flere oppfuktings- og uttørkingssykluser gjennom prosesser som kondensering, regn, vanning, kapillærkrefter og fordamping. Disse syklusene er påvirket av lufttemperaturen som i sin tur også kan indusere fryse-tinesykluser (Amézketa, 1999). Oppfuktings-uttørkingssykluser har innvirkning på graden av jordfragmentering og aggregatdannelse. Tørke fører til utvikling av sprekker i jorda og er slik med på å danne aggregater (Angers & Caron, 1998; Dexter, 1988). På den andre siden er eksponering av jord for oppfuktings-uttørkingssykluser som følge av sesongbaserte endringer i klima, eller vanning, en av de vanligste prosessene som resulterer i redusert aggregatstabilitet. Dette skyldes at forhold under oppfuktings-uttørkingssykluser kan føre til et sammenbrudd av større makroaggregater til mindre mikroaggregater. Disse mikroaggregatene er mer utsatte for utvasking (Imbufe et al., 2005). Når jord tørker og vann blir trukket tilbake fører det til en reduksjon i volum som igjen fører til sprekkedannelse. En jordarts evne til å utvide seg og krympe er avhengig av leirinnholdet og hvilke typer leirmineraler den består av (Angers & Caron, 1998; Dexter, 1988). Svelling- og krympesykluser er nært knyttet til veksling mellom tørr og fuktig jord. Fryse-tinesykluser har en lignende effekt, siden dannelsen av iskrystaller er en tørkeprosess som også drar vann ut av leire. Alle disse prosessene bidrar til å skape sprekker og trykk i jorda som vekselvis bryter opp store jordmasser fra hverandre og presser jordpartikler sammen til definerte strukturelle aggregater (Weil & Brady, 2017).

### 1.3.2 Biologiske prosesser

Når planterøtter og jordliv er viktige i dannelsen og i stabiliseringen av aggregater, porer og hulrom i jorda, får jorda det man kaller en biologisk jordstruktur (Pommeresche & Haugerud, 2017). Bant de biologiske prosessene som påvirker aggregering er de mest fremtredende: (1) gravings- og formingsaktivitetene til jordorganismer, (2) bindingen av partikler av klebrige nettverk av røtter og sopphyfer, og (3) produksjonen av organiske limstoffer av mikroorganismer, spesielt bakterier og sopp (Weil & Brady, 2017).

Jordorganismer kan direkte påvirke dannelsen av aggregater ved at de spiser jord og skiller ut ekskrementer i form av kaster, eller pellets (små aggregater), eller ved dannelsen av bioporer (kanaler og porer laget av røtter og jordfauna), laget av røtter, meitemark, termitter, maur, edderkopper og larver av forskjellige biller og møll (Oades, 1993). De største bioporene i jord lages av røtter og meitemark. Meitemark krever en strukturert jord der porene kan utvides for at de skal kunne grave seg gjennom og skape hulrom i jord ved å spise og skille ut jordmateriale. Dersom det er mye meitemark i jorda blir hulrommene deres store nok til å dominere makroporøsiteten i en jord og utgjøre en viktig rolle i vanninfiltrasjonen og gassutvekslingen (Oades, 1993). Planterøtter kan også flytte jordpartikler rundt når de presser seg gjennom jorden. Denne bevegelsen tvinger partikler til å komme i nær kontakt med hverandre og fremmer aggregering. Samtidig vil kanalene som lages av røtter og jordorganismer fungere som store hulrom for ny rotvekst, planterøtter foretrekker å vokse i porene i stedet for gjennom aggregater (Oades, 1993; Weil & Brady, 2017). Kanalene bidrar også til å bryte opp jordklumper og definere større strukturelle jordenheter (Weil & Brady, 2017). I følge Tisdall og Oades (1982) blir røtter og sopphyfer karakterisert som midlertidige bindingsaktører. Planterøtter og (særlig rothår) og sopphyfer skiller begge ut polysakkarider og andre organiske komponenter og danner sammen klebrige nettverk som binder og holder partikler sammen og stabiliserer makroaggregater (Oades, 1993). Mens mikroorganismer bryter ned planterester produserer de også organiske limstoffer som polysakkarider som samhandler med leire og binder jordpartikler sammen. Mange av disse mikrobielle limstoffene motstår oppløsning av vann og fremmer dermed ikke bare dannelsen av aggregater, men bidrar også til å stabilisere de over en periode (Tisdall & Oades, 1982; Weil & Brady, 2017). Mykorrhizasopp inngår under mikroorganismene som skiller ut klebrige limstoffer (i dette tilfellet glomalinalin), og vil bli nærmere presentert senere i denne delen av oppgaven.

## 1.4 Innvirkninger på aggregatdannelse og stabilisering

### 1.4.1 Organisk materiale

Det er en positiv sammenheng mellom jordens innhold av organiske materiale og aggregering (Tisdall & Oades, 1982). Organisk materiale kan enten direkte fungere som en bindingsaktør, eller indirekte fremme mikrobiell aktivitet og på den måten bidra til å forbedre aggregatdannelse og stabilisering. En rekke organiske stoffer som fremmer aggregering produseres av sopp og bakterier, eller utskilles under nedbrytning av organisk materiale (Sarker et al., 2018). Viktigheten av plantemateriale og annet organisk materiale mht. aggregering kan knyttes til frekvensen av funn av organiske fragmenter i kjernen av mange aggregater. Nåværende tenkning baserer seg på at makroaggregater først dannes rundt planterøtter og siden brytes ned i mikroaggregater. Når planterøtter og sopphyfer brytes ned, kan fragmentene av disse bli sentrum for makroaggregatene og nedbrytningsprodukter samhandler med leire som omslutter det organiske fragmentet. Resultatet er et mikroaggregat som er bundet av organiske materialer. Organisk materiale utgjør ikke bare kjernen i dannelsen av aggregater, men er også på denne måten beskyttet mot nedbryting. Stabiliteten til aggregatet er avhengig plantematerialets art og mengde (Murphy, 2015). Ulike fraksjoner av organisk materiale i jord er ansvarlige for stabiliseringen av forskjellige aggregatstørrelser. Generelt blir stabiliteten til makroaggregater ( $>250 \mu\text{m}$ ) knyttet til levende organisk materiale (inkludert planterøtter og sopphyfer). Stabiliteten til mikroaggregater ( $<250 - 20 \mu\text{m}$ ) assosieres med hummus/organiske materiale. Stabiliteten til de enda mindre mikroaggregater ( $<2 - 20 \mu\text{m}$ ) er mest sannsynlig mer påvirket av leirstrukturer, utbyttbare kationer og effekten av jern- og aluminiumoksider (Murphy, 2015).

På prosessnivå vet man at stabilisering av organisk materiale i jordaggregater er hovedmekanismen for langsiktig karbonbinding i organisk materiale i jord. Ettersom en økning i jordorganisk materiale generelt assosieres med en økning i karbonrike makroaggregater, vil langsiktig binding avhenge av stabilisering av karbon i mikroaggregater (Verchot et al., 2011). Veksten av røtter og sopphyfer, samt deres utskillelse av eksudater til jorda, øker karbonnivåene i jorda, og det er en generell trend at aggregatstabilitet øker med økende nivåer av jordkarbon (Murphy, 2015). Noen forfattere har foreslått generelle kritiske verdier for aggregatstabilitet, inkludert:

- (1) Kay and Angers (1999): aggregatstabilitet faller raskt når jordorganisk karbon reduseres fra 1,5 % til 1,2 %. Et nivå på 2 % jordorganisk karbon er nødvendig for å opprettholde aggregatstabilitet (referert i Murphy, 2015).
- (2) Carter (1992): 2,5% jordorganisk karbon er minimumsnivå for å opprettholde aggregatstabilitet; 4,5% gir maksimal aggregatstabilitet.
- (3) Haynes (2000): en maksimal gjennomsnittlig vektdiameter for aggregatstabilitet forekommer ved ~3.2 – 4.0 % jordorganisk karbon.
- (4) Chaney og Swift (1984): aggregatstabilitet fortsetter å øke med økning i jordorganisk materiale og når ingen grense.

De forskjellige resultatene og tersklene gjenspeiler trolig forskjeller i type jordsmonn og metoder for å måle aggregatstabilitet. Det er imidlertid åpenbart at selv om ulike fraksjoner av jordorganisk materiale er viktige for aggregatstabilitet, er det mulig å trekke noen generelle retningslinjer for hvor mye jordorganisk karbon som kreves for å opprettholde minimumsnivåer av aggregatstabilitet (Murphy, 2015).

Rollen organisk materiale har på aggregatstabilitet er spesielt viktig fordi dens mengde og egenskaper kan endres gjennom agronomisk praksis. Et bredt spekter av organisk materiale brukes rutinemessig som næringstilførsel og jordforbedrende middel i jord. Planterester, kompost, torv og organisk avfall er eksempler på ulike typer organisk materiale som benyttes. Forskjellige typer organiske materialer og mengder av disse i samspill med forskjellige bioklimatiske forhold kan føre til en endeløs kombinasjon av resultater i jord. Dette fremhever behovet for å utvide kunnskapen om mekanismene som er involvert i jordaggregering og den spesifikke rollen ulikt organisk materiale har i dette (Sarker et al., 2018).

#### 1.4.2 Leirmineralogi

Når mengden leire øker, blir dens egenskaper mer fremtredende. Balansen mellom de enverdige og toverdige kationene på bindingsstedene til leirpartikler, konsentrasjonen av salter i jordløsningen, og svelle- og krympeegenskapene til jorda vil da dominere prosessene av aggregatdannelse og stabilisering (Murphy, 2015). Effekten leire har på aggregering vil variere avhengig av type leire, eller mineralogien til leiren. Med tanke på de fysiokjemiske egenskapene til leire, kan man anta at smektitt og illitt har større evne til å danne aggregater enn andre typer leirer, som for eksempel kaolinit (mindre overflateareal og -ladning), på grunn av deres store spesifikke overflateareal, høye kationbyttekapasitet (CEC) og følgelig høye

fysiokjemiske interaksjonskapasitet (Amézqueta, 1999; Fernández-Ugalde et al., 2013). I Norge har vi lite av det som kalles «svelleleire», som er typisk under tropiske forhold. Svelleleire forbindes ofte med innhold av smektitt som er svært utsatt for krymping under tørke, og svelling når den fuktes opp (Raade, 2020). Jorda i Ås består grovt sett av omtrent 60 % illitt, 20 % vermikulitt, og 20 % kloritt. Montmorillonitt (en type smektitt/svelleleire) danner lettere aggregater, men kan vise omfattende dispersjon ved kontakt med vann. I tillegg kan den store svellingen og krympingen som kan oppstå ved fukting og tørke gjøre aggregatene mindre stabile, sammenlignet med de som er dannet ved kaolinit (Igwe et al., 1999). Dispersjon er en prosess som forekommer i jordsmonn som er spesielt sårbar mot erosjon av vann. I jordlag hvor leire er mettet med natriumioner kan jord veldig lett brytes ned i fine partikler og vaskes bort, noe som kan føre til alvorlige problemer med stabilitet i jord og jordholdende strukturer (Umesh et al., 2011). Det er vist at for ulike leirmineraller er den svellende leiren montmorillonitt mest utsatt for dispersjon, kaolinit minst, og illitt befinner seg i mellom disse (Wakindiki & Ben-Hur, 2002). En kan på bakgrunn av dette tenke seg at jordsmonnet brukt i denne oppgaven, som hverken består av montmorillonitt, eller har høyt innhold av natriumioner har noe høyere aggregatstabilitet sammenlignet med jordsmonn som består av svelleleire og inneholder mye salter og dermed gjør de mer utsatt for dispersjon og erosjon. Den spesifikke evnen ulike leirmineraller har til å danne stabile aggregater er imidlertid vanskelig å vurdere fordi jord vanligvis inneholder en blanding av forskjellige type leirer (Amézqueta, 1999; Fernández-Ugalde et al., 2013), i tillegg til at de samhandler med andre faktorer i jorda som også kan virke inn på aggregeringen.

### 1.4.3 Gjødsling og fosfor

Den omfattende bruken og tilføringen av fosfatgjødning på jordbruksjord kan føre til en rekke miljøproblemer som eutrofiering og forurensing. Li et al. (2018) søkte derfor å i sin studie å undersøke effekten av fosfat-gjødning på jordaggregatstabilitet og jorderosjon. For å undersøke effekten av fosfat brukte de  $K_2HPO_4$  og  $KH_2PO_4$  og for sammenligning og som kontroll nyttet de KCl. Tilføring av  $K_2HPO_4$  og  $KH_2PO_4$  økte nedbrytingen av jordaggregater og fremmet jorderosjon sterkt, mens ved tilføring av KCl holdt jordaggregatene seg stabile og erosjon forekom ikke. I sin studie konkluderer de med at deres resultater indikerer at fosfatene har potensiell evne til å stimulere nedbryting av jordaggregater og øke jorderosjon gjennom å øke frastøtende krefter blant partiklene i jordbruksjord. De hevder at det derfor vil være viktig å redusere tilføringen av fosfatgjødning for å forbedre jordfruktbarheten og miljøkvaliteten.

Få studier har fokusert på effekten kalium (K) kan ha på aggregatstabilitet, og i studier der det er funnet sammenhenger er resultatene sprikende (Phocharoen et al., 2018). Bruk av avløpsvann kan ha stort potensiale for gjenbruk i jordbrukssammenhenger. Avløpsvann kan ha høye konsentrasjoner av kationer som natrium (Na) og kalium, og langvarig tilføring av avløpsvann kan påvirke nivåene av både løselige og utbyttbare kationer og føre til forringelse av jordstruktur og saltakkumulering i jord. Til tross for de gunstige effektene kalium har som et viktig plantenæringsstoff, kan K forårsake dispersjon av leire på samme måte som Na, noe som negativt påvirker hydraulisk konduktivitet og aggregatstabilitet (Arienzo et al., 2009; Marchuk & Marchuk, 2018). Kalium virker ikke å være like effektiv som natrium i å forårsake strukturelle problemer i jord (Chen et al., 1983; Levy & Van Der Watt, 1990; Marchuk & Rengasamy, 2011). Mange av forfatterne har tilskrevet den mangfoldige responsen ulike jordsmonn har på økninger i utbyttbart kalium til forskjeller i leirmineralogi (Auerswald et al., 1996; Churchman et al., 1993). De sprikende resultatene fra litteraturen, enten K fremmer eller reduserer aggregatstabilitet, peker på et behov for mer forskning for å undersøke den potensielle effekten tilført K kan ha på dispersjon i jord og dens forhold til leirmineraler (Marchuk & Marchuk, 2018; Phocharoen et al., 2018).

#### 1.4.4 Jordarbeiding

Jordarbeiding som pløying kan både fremme og virke ødeleggende på aggregering. Hvis jorda ikke er for våt, eller tørr kan pløying bryte opp jordklumper til naturlige aggregater og danne en midlertidig løs, og porøs jord som er fordelaktig for fremveksten av unge planterøtter og frøplanter. I tillegg kan pløying innlemme organisk materiale i jorden. Over lengre tid vil pløying derimot fremskynde aerob nedbryting av organisk materiale og dermed svekke aggregater. Jordarbeiding, spesielt under våte forhold, har en tendens til å knuse og smøre aggregater, noe som resulterer i et tap av makroporøsitet og gjørmeaktige forhold (Weil & Brady, 2017).

#### 1.5 Mykorrhiza og glomalin

Som kjent er det flere fysiske, kjemiske og biologiske faktorer som bidrar til jordaggregering, og blant de biologiske er mykorrhizasopp kjent for å være spesielt viktig (Rillig & Mummey, 2006). Jordaggregering er med på å endre miljøet til planterøtter og mikrober på mange måter, og jordstruktur gir således selve grunnlaget for omgivelsene mykorrhiza operer i og har utviklet seg i (Rillig et al., 2015). Mykorrhiza er en symbiose/et samliv mellom sopp og planterøtter.

Det symbiotiske forholdet er svært vanlig og er utviklet mellom et enormt bredt spekter av plantearter og sopp fra ulike taksonomiske grupper (Smith & Read, 2010). Symbiosene er som oftest mutualistiske/gjensidige, og kjennetegnes ved at det eksisterer en toveis næringsstoffoverføring mellom partene. Soppen får karbonsubstrater fra planten, som mottar mineralnæringsstoffer i retur, fosfor (P) i særdeleshet. Fosfor er et makronæringsstoff som planter trenger forholdsvis mye av, og som er essensielt for planters vekst og utvikling (Berner, 2017). Fosfor er blant annet involvert i energioverføring, fotosyntese, omgjøring av sukker og stivelse, transport av næringsstoffer i planten og overføring av genetiske egenskaper fra en generasjon til neste (Malhotra et al., 2018). Mykorrhiza kan deles inn i ulike kategorier, og de fire vanligste typene er arbuskulær mykorrhiza, ektomykorrhiza, ericoid mykorrhiza og orkidémykorrhiza (Nibio, 2018). I denne oppgaven vil det fokuseres på arbuskulær mykorrhiza (AM) som anses å være den viktigste blant jordbruksvekter (Jakobsen et al., 2005).

På tross av at det kan være relativt store mengder P til stede i jord, er fosfor en av de vanskeligste næringsstoffene for planter å skaffe seg da mye av fosforet forekommer i vanskelig tilgjengelige forbindelser. Følgelig har planter utviklet en rekke strategier for å øke enten P-opptakskapasiteten, eller tilgjengeligheten av P i jord. Den vanligste av disse strategiene over hele verden er AM-symbiosen (Smith et al., 2011). AM-hyfer vokser inn i rotceller og danner greinete strukturer (arbuskler) inne i cellene som antas å være hovedstedet for næringsutvekslingen som foregår mellom planter og AM-sopp (Parniske, 2008). Rollen AM har i å skaffe næringsstoffer, særlig P, til planter er knyttet til deres omfattende mycel som gir en ytterligere næringsabsorberende grenseflate mellom plante og jord og viktige «løyper» for rask transport av næringsstoffer til røtter. Når det kommer til P-opptak, er AM-mycel funksjonelt analogt med veldig lange rothår. Disse strekker seg betydelig utover det ellers så knappe jordvolumet røtter er omringet av, der P fort blir utarmet av prosesser knyttet til direkte rotopptak (Jakobsen et al., 2005). P-opptaket som foregår gjennom AM kan redusere virkningen av P-utarming i jorda rundt røtter og dermed forbedre P-ernæringen og veksten til planter (Smith et al., 2011).

Arbuskulær mykorrhiza kan gjennom flere prosesser bidra til dannelsen av relativt stabile aggregatstrukturer. Et nettverk av røtter og AM-sopphyfer fungerer som klebrige nettverk som vikler og limer sammen jordpartikler til større makroaggregater (Miller & Jastrow, 2000). Videre kan AM påvirke jordaggregering gjennom deres produksjon av glomalin, et glykoprotein som fungerer som et bindemiddel for jordpartikler (Wright & Upadhyaya, 1998).



Den eksakte molekylære sammensetningen av glomalin er enda ikke blitt fastslått (Singh et al., 2013), og dette er grunnen til at noen studier bruker begrepet «glomalinrelatert jordprotein», eller GRJP (Rillig, 2004). Det er en positiv korrelasjon mellom AM-sopphyfer og aggregatstabilitet i naturlige økosystemer. Nyere bevis tyder på at GRJP har en sementeringssevne for å holde jordpartikler sammen. Disse limstoffene er karbonholdige forbindelser som beskytter mikroorganismer mot å tørke ut. I tillegg beskytter glomalin hyfer under transport av næringsstoffer fra planten til hyfespissen og fra jord til planten (Singh, 2012). Glomalin virker å være et stabilt hydrofobt limstoff som kan redusere forstyrrelsen av makroaggregater under fuktings- og tørkesykluser ved å forsinke vannbevegelse i porene i aggregatstrukturen (Miller & Jastrow, 2000).

### 1.5.1 Påvirkning av jordarbeiding

Pløying reduserer glomalinproduksjon og fremmer dens nedbryting ved å redusere vegetasjon og mengden AM. Pløying kan fysisk forstyrre hyfenettverk. En konvertering fra konvensjonelle jordbrukspraksiser til en praksis der man ikke pløyer, vil derfor ofte kunne øke mengden AM-sopp i jorda (Treseder & Turner, 2007). Etter en 3-års periode med konvertering fra pløying til ingen pløying oppdaget Wright et al. (1999) betydelige økninger i konsentrasjoner av GRJP. Likevel var mengden GRJP lavere enn for uforstyrrede grasområder, noe som indikerer lavere konsentrasjoner av GRJP i jordbruksjord sammenlignet med naturlige jordsmonn (Wright et al., 1999). Lignende resultater ble gjort av Dai et al. (2015). De fant etter fire år uten pløying betraktelig forbedret jordaggregering, økte populasjoner av AM-sopp og innhold av GRJP, samt en akkumulering av organisk karbon i makroaggregatene. Dette antyder at fravær av pløying spiller en viktig rolle i det å opprettholde AM-soppvekst og GRJP-produksjon, som i sin tur kan bidra til binding av mikro- og makroaggregater og økt karbonlagring (Dai et al., 2015).

### 1.5.2 Påvirkning av gjødsling og fosfor

Arbuskulær mykorrhizasopp skaffer seg uorganiske næringsstoffer i jorda, inkludert de viktigste makronæringsstoffene N, P og K, noen mikronæringsstoffer Cu, Fe og Zn, i tillegg til at de har en viss kapasitet for å skaffe organisk nitrogen og fosfor. Disse næringsstoffene er ikke bare essensielle for utviklingen til AM-sopp, men overføres også delvis til vertsplanten (Lichtfouse et al., 2011). Jordbrukspraksiser som gjentatt tilføring av gjødsel har vesentlig innvirkning på AM-biomasse og sammensetning. Økte konsentrasjoner av jordfosfat som følge

av fosforgjødsling har vist seg å redusere AM kolonisering av røtter (Guttay & Dandurand, 1989; Williams et al., 2017). Williams et al. (2017) fant ut at under fosforgjødsling reduserer planter karbonallokeringen til AM, noe som gir ytterligere bevis for at planter kan redusere avhengigheten til AM-sopp under forhold med høye P-nivåer, samt tilegne seg mer fosfor direkte gjennom røtter. Ved hjelp av mykorrhiza kan planter mobilisere fosfor fra kjemisk vanskelig tilgjengelige former. Dette er imidlertid kun signifikant i jord med dårlig fosfortilførsel (Blume et al., 2016). Gjødning med fosfor kan fremme mykorrhizadannelse i jord med veldig lave P-nivåer, mens mange studier har rapportert et omvendt forhold mellom økende P-nivåer og AM kolonisering. Dette kan lede til en generell konklusjon om at rotkolonisering av en plante, kun hemmes når fosfornivåer er høyere enn det som kreves for nær maksimal vekst av planten i fravær av mykorrhiza (Jakobsen et al., 2005). Gjennom å undersøke mengden glomalin som kan sees på som et indirekte mål på mengden av tilstedeværende AM i forsøksruter med forskjellig P-AL innhold, er dette forhold denne oppgaven søker å gi mer detaljerte svar på.

## 2 Materialer og metoder

### 2.1 Beskrivelse av forsøksfelt

I denne masteroppgaven ble alle analysene gjennomført med jordprøver hentet fra et langvarig fosfor-kaliumfelt kalt PK-50. Forsøksfeltet er lokalisert på Kjerringjordet, ikke langt unna NMBUs campus på Ås, og ble anlagt i 1966. Jorda på Kjerringjordet klassifiseres som en lettleire og er av typen Gleysol. Fra en kornfordelingsanalyse som ble gjort på forsøksfeltet i 1986 ble jorda som snitt over alle ruter bestemt til 25% leire, 39% silt og 36% sand (Øgaard, 1995).

Det har vært dyrket forskjellige vekster på PK-50 gjennom de 55 årene forsøksfeltet har blitt drevet, og det har vært vekslet mellom å dyrke korn, gras, rotgrønnsaker og eng der. Feltet har alltid blitt pløyd og harvet i år med korn og rotvekster. I perioden 1998-2015 ble det dyrket korn, mens det i perioden fra 2016-2019 var kløvereng (ren hvitkløvereng) på feltet. I 2020 ble PK-50 pløyd og harvet før det ble dyrket bygg der (Figur 1).



Figur 1. Bilde over PK-50 med bygg, august 2020.

Gjødslingsmengdene med fosfor og kalium har hele tiden vært de samme. De senere årene har P-gjødslingen vært Opti-P (0-20-0) som er en gjødsel som inneholder 16.8% Ca i tillegg til 20% P. Nitrogen-gjødslingen har vært forholdsvis svak, men har variert i mengde etter hva som har

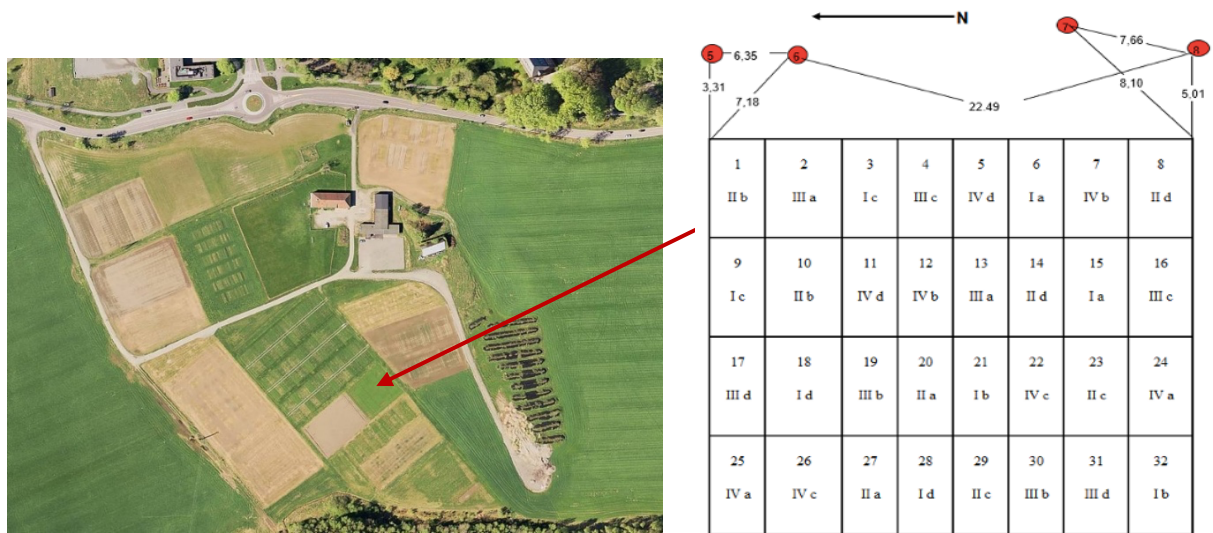
blitt dyrket på feltet. Eksempelvis har korn fått 5,4 kg N/daa, mens eng, potet og grønnsaker har fått 10 kg N/daa. I år med kløvereng har N-gjødslinga blitt sløyfa.

Det er vesentlig og fordelaktig at så få faktorer som mulig varierer i den jorda som skal inngå i undersøkelsen. Med unntak av forskjellene i P- og K-nivåer de ulike gjødslingsbehandlingene har skapt over tid, er materialet på PK-50 nokså uniformt hva gjelder pH, organisk materiale, og næringsstoffer (enverdige og toverdige), noe som gjør det til et godt forsøksmateriale å foreta undersøkelser av. Nedenfor (i Figur 2) finnes faktabokser om forsøksfeltet, bilde over Kjerringjordet og PK-50s ruteinndeling med referansekoder til gjødslingsbehandlingene:

**Informasjon om feltet:**  
 Areal 28.8m x 30m  
 Anleggsrute 3.6m x 7.5m  
 Høsterute 2m x 5.5m

**Informasjon om feltet:**  
 32 forsøksruter. Årlig P og K gjødsling av feltet med referanse til koder i rutene:

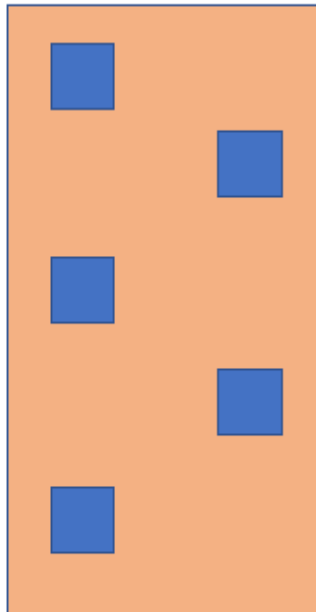
I 0 kg K/daa	a 0 kg P/daa
II 5 kg K/daa	b 1.6 kg P/daa
III 10 kg K/daa	c 3.2 kg P/daa
IV 15 kg K/daa	d 4.8 kg P/daa



Figur 2. Oversikt over og informasjon om PK-50. Fastmerker for oppmerking av feltet er vist som røde punkter.

## 2.2 Jordprøvetaking

For å få et best mulig materiale ble feltet med alle 32 forsøksruter prøvetatt både vår og høst. Grunnen til at prøvene ble tatt på 7-8 cm dyp er at det er midt i pløgsla etter pløying og representerer omtrent midtre del av matjordsjiktet. På denne måten kan prøver tatt om våren i kløvereng sammenlignes med prøver tatt om høsten, etter at jorda har vært pløyd og harva.



Figur 3. Illustrasjon over hvordan det ble hentet ut jord fra forsøksrutene.

### Prøvetaking vår:

Første jordprøvetaking tok sted 16. april 2020, og ble utført før gjødsling om våren. Da hadde det siden 2016 blitt dyrka kløvereng på feltet, som betyr at prøvene ble tatt i jord med etablert plantebestand. Innen hver forsøksrute ble det med spade skjært ut 5 kvadratiske hull i torva (ca. 20x20 cm), med dybde 7-8 cm (se Figur 3). Torva ble forsiktig tatt opp og lagt til sides. Med planteskje ble det tatt tilnærmet lik mengde jord fra hvert prøvested. Jorda ble samlet og blandet i en bøtte, før den ble fylt over i prøveesker på henholdsvis to liter for de jordfysiske analysene og halvliters pappesker for de jordkjemiske analysene. Prøveeskene ble merket med nummer på forsøksruta og dato. Været var fint og jorda kan sies å ha vært noe fuktig under prøvetakingen.

### Prøvetaking høst:

Andre prøvetaking ble utført 15. september 2020, da hadde jorda blitt pløyd og harva om våren. Det ble dyrket bygg på PK-50 feltet i 2020 og det var ikke høstet da jordprøvene ble tatt, men det var kjørt opp grensebelter. Samme prosedyre som for vår ble nyttet og utført på alle de 32 forsøksrutene. Været var fint under prøvetakingen og jorda var litt mer porøs enn ved første uttak, noe som antakelig skyldes at jorda hadde blitt pløyd og harva etter første uttak.

Etter jordprøvetakingene ble jordprøvene satt til tork før de ble analysert. Jordprøvene til de jordfysiske analysene ble tørket ved romtemperatur, mens prøvene til kjemiske analyser ble tørket ved 40°C. Det ble utført en rekke ulike analyser for å undersøke ulike kjemiske og fysiske egenskaper ved jorda.

## 2.3 Jordanalyser

Alle jordanalyser, bortsett fra analysen av glomalinrelatert jordprotein, er utført i henhold til metodebeskrivelsene beskrevet i heftene *Field and laboratory methods* av Tore Krogstad og Trond Børresen (2019) og *Laboratoriemetoder til emnet JORD 212. Jordanalyse* av Tore Krogstad (2009). For mer detaljerte beskrivelser av fremgangsmåte og nødvendig utstyr henvises leser til disse.

### 2.3.1 Forbehandling – tørking og sikting av jord

#### *Jordkjemiske analyser*

Når laboratoriet skal motta jordprøver er det en fordel at de er pakket i halvliters pappesker da dette gjør tørkingen av prøvene raskere og letter arbeidet på laboratoriet. For å sikre nok jord til analysene ble eskene fylt mest mulig. Jordprøvene ble satt til tørk med det samme de kom til laboratoriet fordi det er lettere å utføre operasjoner som sikting med tørr jord sammenlignet med fuktig jord. I tillegg bidrar det til å begrense, eller stanse mikrobiell aktivitet som følge av mangel på vann. Analyser som utføres på jord for det praktiske landbruket analyseres på fraksjonen < 2 mm, altså fraksjonene leire, silt og sand (Krogstad, 2009). Tørkingen av jordprøvene ble utført ved at pappeskene med jord ble åpnet og satt i tørkeskap ved 40°C i 3 døgn. Sikting av jord ble utført ved at den tørre jorda ble sikta gjennom en stålsikt med 2 mm åpninger ved hjelp av en porselenpistill. Deretter ble jorda lagt tilbake i pappeskene og lagret tørt ved romtemperatur frem til analysene ble gjennomført.

#### *Jordfysiske analyser*

Jordprøvene i 2 liters eskene som skulle gå til de jordfysiske analysene ble tørket ved romtemperatur i åpne esker over et par uker før eskene ble lukket og prøvene lagret inntil analysering.

### 2.3.2 Organisk innhold – glødetap

Glødetap bestemmes i prosent av tørrstoffinnholdet i jorda og kan ved korrigerings for leirinnhold gi et mål på moldinnholdet i jorda. For organisk jord gir glødetap et godt mål på innholdet av organisk materiale, for mineraljord må imidlertid leirinnholdet tas i betraktning. Leire inneholder vann som er kjemisk bundet og som først fjernes ved temperaturer høyere enn 150 ° C. Moldinnholdet (%) i mineraljord er glødetapet minus ett korreksjonstall som vist i Tabell 1. Korreksjonstallene er gjennomsnittsverdier for hver jordartsklasse (Krogstad, 2009).

Tabell 1. Korreksjonstall for ulike jordarter og leirinnhold (Krogstad, 2009).

Jordart	Leirinnhold	Korreksjonstall
Sand og silt	5-9 %	1
Lettleire	10-24 %	2
Mellomleire	25-39 %	2,5
Stiv leire	40-59 %	3,5
Meget stiv leire	>59 %	4,5

3 til 5 g jord ble veid inn i tarerte digeler og deretter tørket i tørkeskap minst 6 timer ved 105 ± 5 ° C. Deretter ble digelene med jorda avkjølt og veid. For å bestemme glødetap ble digelene med den tørkede jorda satt i glødeovn og glødet et par dager ved 550 ° C. Deretter ble de avkjølt og veid. I tillegg til at det ble målt glødetap av alle jordprøvene, ble det også målt glødetap av aggregatfraksjonene 0,6-2 mm og 2-6 mm separat. Følgende ligning ble brukt for å regne ut glødetap (Krogstad, 2009):

$$(1) \quad \% \text{ Glødetap} = \frac{m_2 - m_3}{m_2 - m_1} * 100$$

Hvor:

$m_1$  = vekt av digel

$m_2$  = vekt av digel og jordprøve etter tørking

$m_3$  = vekt av digel og jordprøve etter gløding

For mineraljord som i dette tilfellet ble glødetapene korrigert for leirinnhold ved å trekke fra et korreksjonstall på 2 ettersom jordarten på PK-50 karakteriseres som en lettleire.

### 2.3.3 Total C og total N

Total C og N er viktige parametere for jordkarakterisering og klassifisering. Total C i jord er summen av både organisk og uorganisk karbon (Nelson & Sommers, 1996). Analyseinstrumentet Leco CHN628 brukes til å analysere total C og N i jordprøver. Analyse av total karbon utføres etter «dry combustion» metoden beskrevet i Nelson & Sommers (1996). Prøvene tørkes ved 55 ° C før analyse for å fjerne siste rest av fuktighet. Ca. 0,2 g av hver av prøvene veies inn i en tinnfolie og inne i analyseinstrumentet får vi en fullstendig forbrenning (ved 1050 ° C), hvor all karbon (CO) blir oksidert til CO<sub>2</sub>. Konsentrasjonen av CO<sub>2</sub> gassen blir målt ved hjelp av infrarødt lys (IR celle).

Bestemmelse av total nitrogen blir utført ved «Dumas» metoden (Bremmer & Mulvaney, 1982). Prinsippet er samme som for karbon, bortsett fra at her vil nitrogenoksidforbindelsene (NO<sub>x</sub>) bli redusert til N<sub>2</sub> ved hjelp av kobber. Konsentrasjonen av nitrogen gassen blir målt ved termisk konduktivitet (TC celle). Resultatene blir gitt i % av elementet.

### 2.3.4 Bestemmelse av pH

pH ble målt ved å nytte den norske standardmetoden, der destillert vann brukes som ekstraksjonsmiddel og med et jord til væskeforhold på 1:2,5 på volumbasis. 10 ml jord ble blandet med 25 ml destillert vann i et målebeger. Et lokk ble satt på og ristet for hånd slik at jorda blandet seg med vannet. Prøvene ble stående over natten for så å bli ristet på ny dagen etter. Deretter stod de noen minutter til deler av jorda var sedimentert innen pH ble målt direkte med et pH-meter med glasselektrode.

### 2.3.5 AL-ekstraherbare ioner (P, K, Mg, Ca, Na) ved ICP

AL-metoden for bestemmelse av lettløselig fosfor, kalium, magnesium, kalsium og natrium er en analyse som skal reflektere variasjonen i avlinger og næringsopptak gjennom en vekstsesong, og som skal gi god informasjon om mengden av tilgjengelig plantenæringsstoff. I denne analysen er Egnérs AL-metode nyttet, der ekstraksjonsløsningen er en blanding av ammoniumlaktat (0,1 mol/l) og eddiksyre (0,4 mol/l) og har pH på 3,75 (Krogstad, 2009).

4,0 g jord ble veid og overført til en ekstraksjonsflaske der 80 ml AL-løsning ble tilsatt. Korken ble skrudd godt på og etter at dette var gjort med samtlige prøver ble de plassert i en ristemaskin med en hastighet på 100 frem- og tilbakeristinger i minuttet i nøyaktig 90 minutter ved en



temperatur på  $20 \pm 1$  ° C. Suspensjonene ble umiddelbart etter ristingen filtrert gjennom foldefiltre opp i 100 ml begerglass (se Figur 4). Foldefiltrene var på forhånd vasket med en fortynnet AL-løsning som fritt drenerte ut gjennom filtrene. Tre blindprøver, samt to kontroller (A og B) ble filtrert på samme måte som prøvene. Begerglassene med prøvene ble lagret kaldt i kjøleskap før en lab-tekniker utførte ICP-analyse på prøvene.



Figur 4. Bilder av filtrering av suspensjonene gjennom foldefiltre.

### 2.3.6 Al-ekstraherbare ioner (P) ved spektrofotometer

Analysemetoden er basert på å fastslå innholdet av ortofosfat i jordekstraktet. Innholdet av fosfat i AL-ekstraktet bestemmes kolorimetrisk etter molybdenblått-metoden, etter at AL-ekstraktet er fortynnet 10 ganger med deionisert vann. I sur oppløsning tilsettes ammoniummolybdat. Etter reduksjon med askorbinsyre blir oppløsningen mer, eller mindre blåfarget (avhengig av fosfatkonsentrasjonen) og konsentrasjonen beregnes ved å måle fargens intensitet. Fargens intensitet måles ved hjelp av et spektrofotometer ved bølgelengde 660 eller 700 nm. Absorbansen avleses både for prøvene og for standardoppløsninger med kjente fosfatkonsentrasjoner (Krogstad, 2009).

### 2.3.7 Aggregatstørrelsesfordeling

Aggregatstørrelsesfordeling er et mål som forteller noe om kvaliteten av jorda og utviklingen av jordstruktur. For mye av grove klumper, eller veldig finkorna materiale er ikke optimalt. For å oppnå gode vekstforhold for planter i overflatesjiktet i jorda bør rundt 50 % av aggregatene være i fraksjoner mellom 0,5 til 5 mm (Krogstad & Børresen, 2019).

Apparatet som ble benyttet i denne analysen består av en ramme med flere sikter med ulike maskevidde, der jorda maskinelt ble sikta med en elektromotor (se Figur 5). Rammen består av sikter med følgende diametere: 20 mm, 6 mm, 2 mm, og 0,6 mm. Under sistnevnte sikt er der en beholder som samler opp jordaggregater på mindre enn 0,6 mm. Jordprøvene ble derfor siktet til fem ulike fraksjoner. I første omgang ble jorda i pappeskene helt over i en bolle og veid. Etter at totalvekten av jordprøven ble veid ble den helt forsiktig over den øverste sikta, og siktet i 3 minutter. Hver fraksjon ble så veid separat og dersom prøvene hadde en del stein i seg ble disse også veid separat som en egen fraksjon. Hver fraksjon ble regnet som prosent av totalvekten til jordprøven, og normalt vil det være noe vekttap på grunn av støv. Fraksjonene 2-6 mm og 0,6-2 mm ble tatt vare på for å brukes i analysene av aggregatstabilitet.



Figur 5. Bilder over maskinen som utførte aggregatstørrelsesfordelingen.

### 2.3.8 Aggregatstabilitet ved regnsimulering

Aggregatstabilitet i jord er et mål på styrken i bindingene som holder aggregater sammen. Denne metoden for analysering av aggregatstabilitet er basert på regnsimulering (Krogstad & Børresen, 2019). Figur 6 viser et bilde av regnsimulatoren som ble benyttet.



Figur 6. Bilde av regnsimulator.

To prøver på 20 g fra hver av fraksjonene 2-6 mm og 0,6-2 mm fra aggregatstørrelsesfordeling ble veid og helt over på hver sin sil med 0,5 mm åpninger og plassert i regnsimulatoren. Der sto prøvene oppå en plate som kan rotere. Roteringsmotoren ble så skrudd på, etterfulgt av vannet. Prøvene sto i regnsimulatoren i 3 minutter med et vanntrykk på 1,5 kg/cm<sup>2</sup>. Etter at regnsimuleringa var over ble jorda som var igjen i silene vasket av med vann og overført til keramikkboller. Disse sto noen minutter for at jorda skulle bunnfelle før det overflødige vannet ble helt ut. Deretter ble jorda i keramikkbollene skylt over i filtrerpapir i trakter og stod i en uke og tørket i romtemperatur før filtrerpapirene med prøver ble veid. Alle filtrerpapirene var blitt veid på forhånd og ble til slutt trukket fra vekten før utregning av aggregatstabilitet.

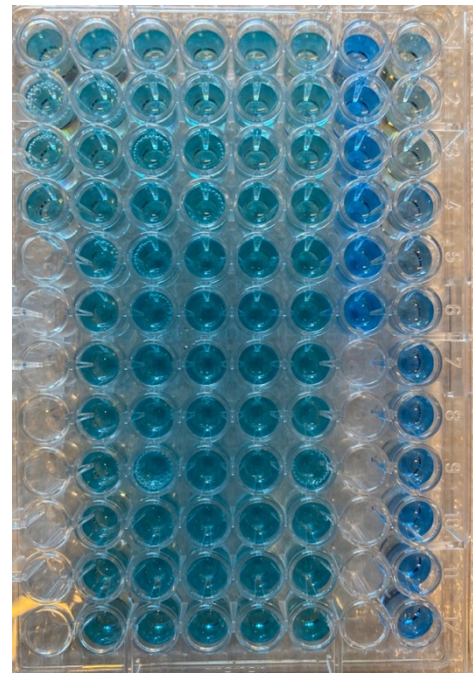
$$\text{Utregning: } \frac{\text{Masse av tørr jord etter regnsimulering}}{\text{Masse av tørr jord før regnsimulering}} * 100\%$$



### 2.3.9 Glomalinrelatert jordprotein

Analysen ble gjennomført ved bruk av Bradford-assay (BSA) metoden, som er en rask og nøyaktig prosedyre for å bestemme konsentrasjonen av protein i en løsning. Metoden ble først beskrevet av Bradford (1976) og har blitt den foretrukne metoden for å kvantifisere protein i mange laboratorier (Kruger, 2009). I motsetning til andre proteinanalyser er denne mindre utsatt for interferens av forskjellige kjemiske forbindelser som natrium, kalium og karbohydrater som sukrose, som kan være til stede i proteinprøver (Bradford, 1976). Analysen som er en kolorimetrisk proteinanalyse er avhengig av binding av fargestoffet *Coomassie Brilliant Blue G250* til protein. Fargestoffet eksisterer i tre ladede former: anionisk (blå), nøytral (grønn) og kationisk (rød). De røde og grønne formene har absorpsjonsmaksimum på henholdsvis 479 nm og 650 nm. Den mer anioniske blå formen, som binder seg til protein, har et absorpsjonsmaksimum ved 590 nm. Dermed kan mengden protein estimeres ved å bestemme mengden fargestoff i blå ionisk form. Dette oppnås vanligvis ved å måle absorbansen til løsningen ved 595 nm (Bradford, 1976; Kruger, 2009).

For ekstraksjon ble først 1 g jord veid opp i scintillasjonsbeger (22 ml) og tilsatt 8 ml 0,02 M natriumcitrat (pH 7,0). Prøvene ble deretter autoklavert ved 121 ° C (15 psi) i 30 minutter. Etter avkjøling ble prøvene overført til 15 ml sentrifugerør og sentrifugert ved 31000 x g i 15 minutter. Den klare brune væsken ble så dekantert over i et nytt sentrifugerør og satt i kjøleskap ved 4 ° C fram til de ble analysert. Målingene av konsentrasjon av glomalin skjedde spektrofotometrisk ved 595 nm ved bruk av *Plateleser Tecan Inf F50* (se Figur 7). Konsentrasjonen av protein ble beregnet ved å sammenligne absorbansen mot standarder.



Figur 7. Løsning med glomalinrelatert jordprotein på et Brett med brønner før spektrofotometrisk måling. De to radene lengst til høyre er standarder og resten er prøver.

## 2.4 Statistiske analyser

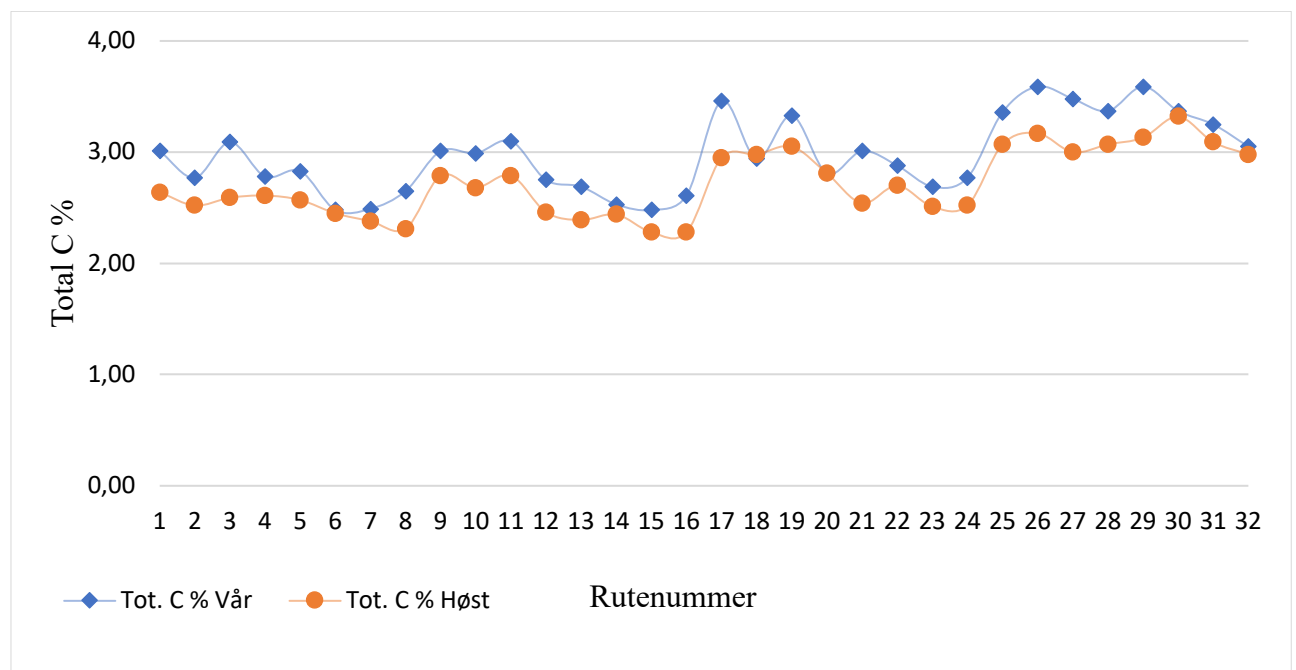
Alle de statistiske analysene inkludert parvis t-test, korrelasjonsanalyse, regresjonsanalyse og variansanalyse ble utført med programvaren SAS versjon 9,4 med programmodulene Proc TTEST, Proc CORR, Proc REG og Proc GLM. Alle testene ble utført med signifikansnivå 5%.

### 3 Resultater

I denne delen vil resultater fra alle jordanalysene inkluderes for å gi en generell karakteristikk av forsøksfeltet. Noen resultater og analyser er særlig vektlagt da de regnes for å være spesielt viktige for dannelse og stabilisering av aggregater. Det gjelder resultater der det ble funnet signifikante forskjeller, og hvor resultatene synes å være spesielt interessante med tanke på aggregering. I presentasjonene over resultatene er det brukt et gjennomsnitt over alle K-leddene. Dette er gjort fordi teorien tilsier at K ikke har noen stor innvirkning på aggregatstabilitet, samt at det ikke ble funnet noen signifikante forskjeller mellom K-ledd. I tillegg er hovedfokuset i denne oppgaven å undersøke effekten P kan ha på aggregatdannelse og stabilisering, og da er det en fordel å eliminere andre faktorer enn P-forskjeller og at det er få forskjeller i de andre jordparameterne.

#### 3.1 Karakterisering av jorda

Figur 8 viser total C over de forskjellige forsøksrutene (1-32), både vår og høst. Sammenligner man resultatene fra vår og høst ser man at jorda har forskjellig total C-innhold. Karboninnholdet er konsekvent høyere om våren enn om høsten, og det er signifikant forskjell i C-innholdet mellom disse. En endring i organisk innhold kan brukes som et mål på om prøvedybden i jorda har vært den samme og som et bevis på at jorda er forskjellig.



Figur 8. Total C over alle forsøksruter vår og høst.

Tabellene 2, 3 og 4 gir en karakterisering av jorda om henholdsvis våren, høsten og vår og høst sammenslått. Tabellene oppgir gjennomsnittsverdier av resultatene og standardavvik fra følgende analyser: glødetap (OM), total C og N, pH, og AL-ekstraherbare ioner ved ICP og spektrofotometer (PO<sub>4</sub>-P). Resultatene er et gjennomsnitt over alle K-leddene, fordelt etter hvilken behandling/gjødsling med fosfor deres forsøksruter var utsatt for. Verdiene for de forskjellige fosforleddene (kg P/daa) representerer gjennomsnittet av åtte forsøksruter.

Tabell 2. Karakterisering av jorda - vår.

<b>Kg P/daa</b>	<b>OM (%)</b>	<b>Total C (%)</b>	<b>Total N (%)</b>	<b>pH</b>	<b>P-AL (mg/kg)</b>	<b>K-AL (mg/kg)</b>	<b>Mg-AL (mg/kg)</b>	<b>Ca-AL (mg/kg)</b>	<b>Na-AL (mg/kg)</b>	<b>PO<sub>4</sub>-P (mg/kg) (spekt.)</b>
<b>0</b>	5,36 ± 1,03	2,86 ± 0,37	0,23 ± 0,03	5,42 ± 0,06	27,4 ± 6,30	217 ± 130	50,0 ± 6,41	1123 ± 159	15,6 ± 3,42	18,3 ± 5,61
<b>1,6</b>	5,63 ± 0,73	3,00 ± 0,29	0,24 ± 0,03	5,42 ± 0,06	64,8 ± 9,63	179 ± 96,7	46,8 ± 13,1	1298 ± 255	16,9 ± 3,59	55,0 ± 9,15
<b>3,2</b>	5,68 ± 1,16	3,03 ± 0,38	0,24 ± 0,03	5,44 ± 0,04	119 ± 9,91	167 ± 114	47,5 ± 8,60	1400 ± 200	15,8 ± 3,41	109 ± 8,53
<b>4,8</b>	5,74 ± 1,04	3,01 ± 0,34	0,24 ± 0,02	5,44 ± 0,05	179 ± 18,1	152 ± 91,0	45,8 ± 10,2	1513 ± 270	16,9 ± 5,09	168 ± 16,7

Tabell 3. Karakterisering av jorda - høst.

<b>Kg P/daa</b>	<b>OM (%)</b>	<b>Total C (%)</b>	<b>Total N (%)</b>	<b>pH</b>	<b>P-AL (mg/kg)</b>	<b>K-AL (mg/kg)</b>	<b>Mg-AL (mg/kg)</b>	<b>Ca-AL (mg/kg)</b>	<b>Na-AL (mg/kg)</b>	<b>PO<sub>4</sub>-P (mg/kg) (spekt.)</b>
<b>0</b>	5,22 ± 1,07	2,63 ± 0,29	0,21 ± 0,02	5,40 ± 0,11	34,8 ± 9,02	134 ± 64,4	39,5 ± 6,99	1100 ± 160	18,8 ± 1,81	26,1 ± 7,57
<b>1,6</b>	5,51 ± 0,77	2,76 ± 0,33	0,22 ± 0,02	5,45 ± 0,09	64,4 ± 17,0	121 ± 54,7	38,8 ± 10,9	1256 ± 229	19,3 ± 2,05	55,8 ± 17,1
<b>3,2</b>	5,29 ± 0,94	2,72 ± 0,30	0,21 ± 0,02	5,45 ± 0,05	92,9 ± 21,0	119 ± 60,6	38,3 ± 6,45	1313 ± 181	20,8 ± 3,77	83,6 ± 20,7
<b>4,8</b>	5,54 ± 1,06	2,77 ± 0,29	0,22 ± 0,02	5,46 ± 0,11	139 ± 22,3	119 ± 54,3	40,5 ± 8,73	1413 ± 230	20,0 ± 2,13	127 ± 24,8

Tabell 4. Karakterisering av jorda – gjennomsnitt av vår og høst.

<b>Kg P/daa</b>	<b>OM (%)</b>	<b>Total C (%)</b>	<b>Total N (%)</b>	<b>pH</b>	<b>P-AL (mg/kg)</b>	<b>K-AL (mg/kg)</b>	<b>Mg-AL (mg/kg)</b>	<b>Ca-AL (mg/kg)</b>	<b>Na-AL (mg/kg)</b>	<b>PO<sub>4</sub>-P (mg/kg) (spekt.)</b>
<b>0</b>	5,29 ± 1,04	2,74 ± 0,34	0,22 ± 0,02	5,41 ± 0,09	30,9 ± 8,34	175 ± 108	44,8 ± 8,45	1111 ± 155	17,3 ± 3,13	22,2 ± 7,59
<b>1,6</b>	5,57 ± 0,74	2,88 ± 0,32	0,23 ± 0,03	5,44 ± 0,08	64,6 ± 13,4	150 ± 81,6	42,8 ± 12,4	1277 ± 235	18,1 ± 3,08	55,4 ± 13,2
<b>3,2</b>	5,49 ± 1,06	2,88 ± 0,37	0,23 ± 0,03	5,45 ± 0,05	106 ± 20,7	143 ± 91,6	42,9 ± 8,76	1356 ± 190	18,3 ± 4,33	96,1 ± 20,0
<b>4,8</b>	5,64 ± 1,04	2,90 ± 0,33	0,23 ± 0,02	5,45 ± 0,08	159 ± 28,5	135 ± 74,4	43,1 ± 9,55	1463 ± 247	18,4 ± 4,11	147 ± 29,2

Det ble målt glødetap (organisk innhold) på fraksjonene 0,6-2 mm og 2-6 mm for å undersøke om det er forskjeller i organisk materiale (OM) mellom disse to fraksjonene, da dette var fraksjonene det ble utført aggregatstabilitetsmålinger av. Tabell 5 viser resultatene over organisk materiale (%) i de to fraksjonene som et gjennomsnitt over vår og høst. Det er signifikant høyere organisk materiale i fraksjonen 0,6-2 mm enn i fraksjonen 2-6 mm.

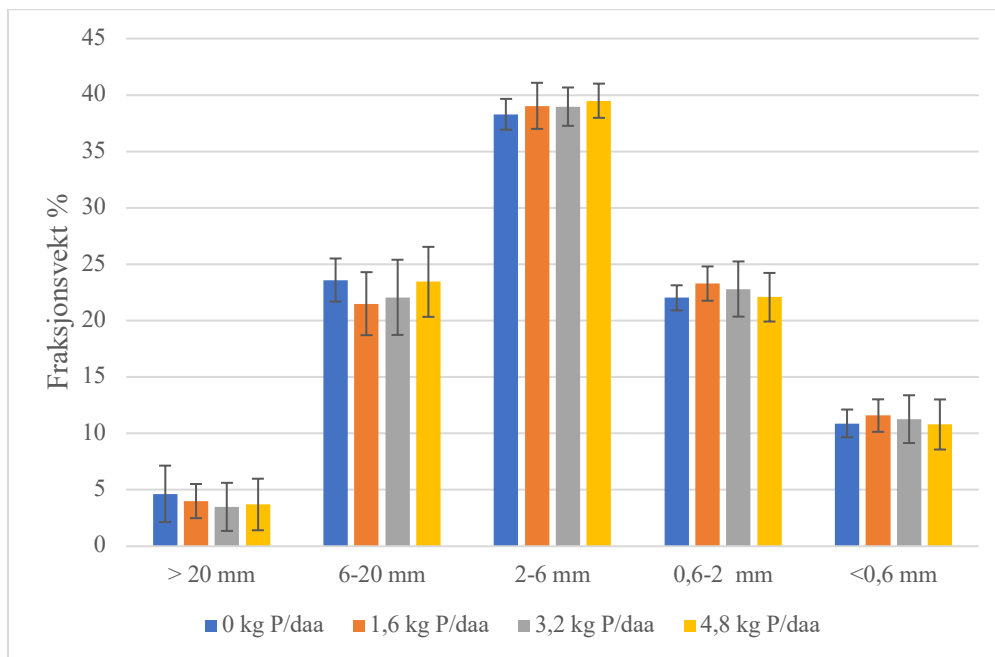
Tabell 5. Organisk materiale (%) og standardavvik i fraksjonene 0,6-2 mm og 2-6 mm - vår og høst.

<b>Kg P/daa</b>	<b>OM (%) 0,6-2 mm</b>	<b>OM (%) 2-6 mm</b>
<b>0</b>	4,86 ± 0,94	4,49 ± 0,98
<b>1,6</b>	5,20 ± 0,71	4,78 ± 0,88
<b>3,2</b>	5,20 ± 0,86	4,68 ± 0,85
<b>4,8</b>	5,46 ± 0,88	4,92 ± 0,95

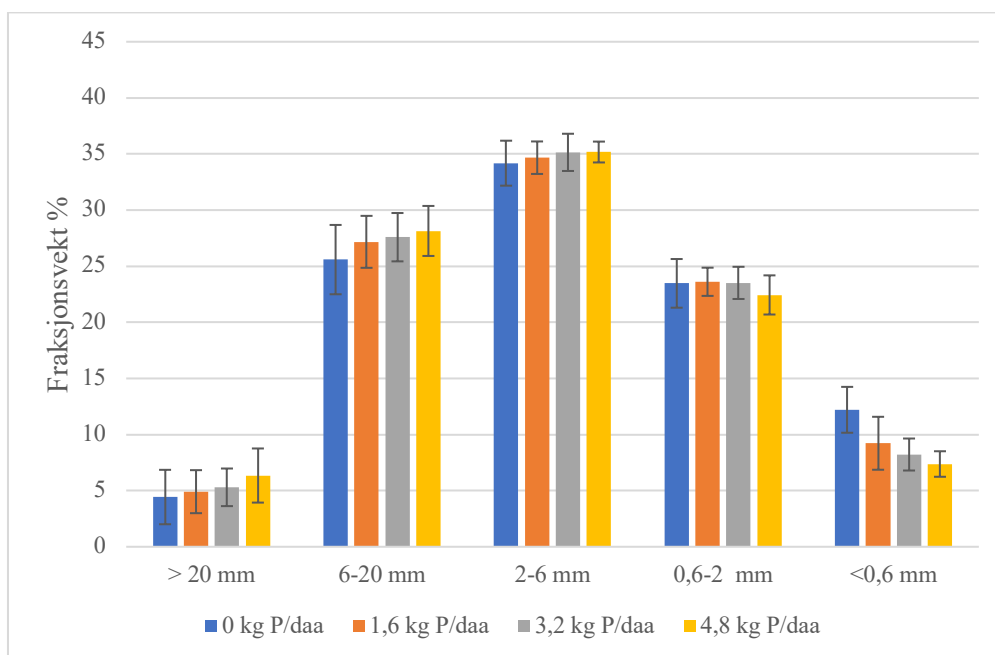
### 3.2 Aggregatstørrelsesfordeling

Figur 9, 10 og 11 viser aggregatstørrelsesfordelingen av jorda fra jordprøvene tatt om våren, høsten og som et gjennomsnitt over vår og høst sammen. Resultatene er gjennomsnittverdier etter behandling av P, oppgitt i relative fraksjonsvekter i %, der standardavvik også vises. Det ble funnet signifikante forskjeller i aggregatstørrelsesfordeling mellom vår og høst hos alle fraksjonene bortsett fra fraksjonen 0,6-2 mm. Sammenligner man fraksjonen 6-20 mm mellom vår og høst, har høstprøvene i gjennomsnitt høyere andel aggregater i denne fraksjonen, og det er en generell tendens til flere store aggregater om høsten enn om våren. På den andre siden,

dersom man ser på fraksjonen 2-6 mm, har vårprøvene i gjennomsnitt større andel aggregater i denne fraksjonen. Ser man på forskjellene mellom P-leddene er det lite variasjon å se mellom disse. De tydeligste forskjellene mellom P-ledd vises i den minste fraksjonen (<0,6 mm) om høsten, der P-null leddet er høyere enn gjødslingsleddene og representerer det eneste funnet av signifikante forskjeller mellom P-leddene.

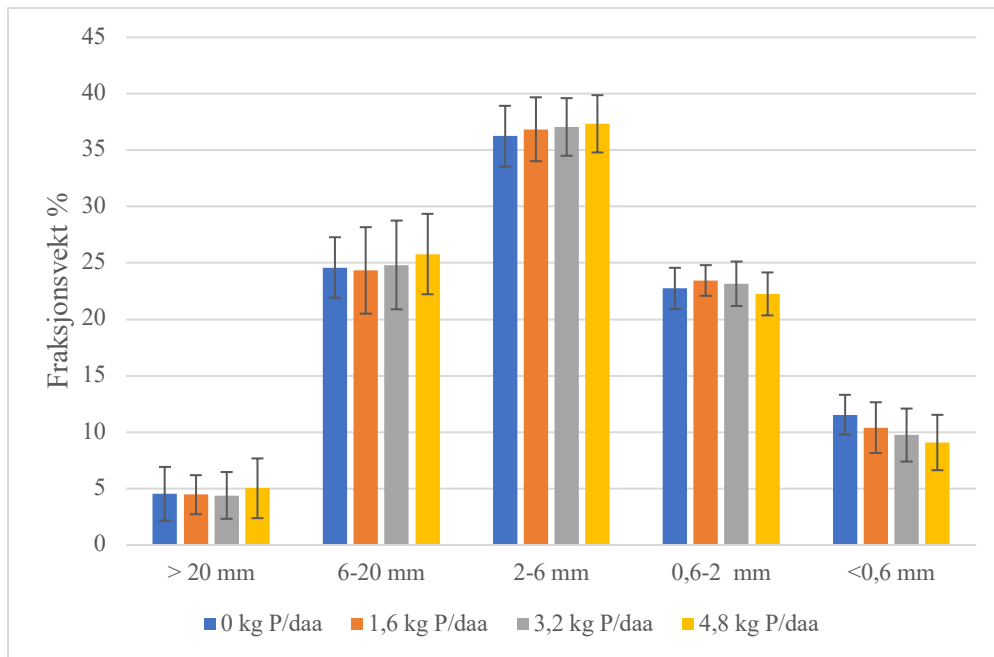


Figur 9. Aggregatstørrelsesfordeling - vår.



Figur 10. Aggregatstørrelsesfordeling - høst.





Figur 11. Aggregatstørrelsesfordeling - vår og høst.

### 3.3 Aggregatstabilitet

I Tabell 6 vises resultatene av aggregatstabilitetsmålingene i vekt % og deres standardavvik samlet for begge de undersøkte fraksjonene. Det er ikke store forskjeller i aggregatstabilitet mellom vår og høst, ei heller er skilnadene store mellom de forskjellige behandlingene av fosforgjødsling. På høsten er gjennomsnittlig aggregatstabilitet høyest i forsøksrutene hvor det ikke er gjødslet med P. Det er derimot motsatt om våren; der den gjennomsnittlige aggregatstabiliteten synes å være lavest der det ikke er gjødslet med noe fosfor. Ingen signifikante forskjeller ble funnet i aggregatstabilitet mellom vår og høst, eller mellom fosforbehandlingene.

Tabell 6. Aggregatstabilitet vår, høst og som gjennomsnitt av vår og høst.

<b>Kg P/daa</b>	<b>Aggregatstabilitet vår (vekt %)</b>	<b>Aggregatstabilitet høst (vekt %)</b>	<b>Aggregatstabilitet vår og høst (vekt %)</b>
<b>0</b>	80,6 ± 4,55	82,7 ± 4,77	81,7 ± 4,71
<b>1,6</b>	83,2 ± 4,68	82,4 ± 5,41	82,8 ± 5,00
<b>3,2</b>	82,3 ± 4,66	79,9 ± 5,49	81,1 ± 5,14
<b>4,8</b>	81,9 ± 5,19	78,9 ± 6,96	80,4 ± 6,33

Siden fraksjonene 2-6 mm og 0,6-2 mm var de fraksjonene det ble utført aggregatstabilitetsanalyse av, ble det undersøkt om det var forskjell i aggregatstabilitet mellom disse. Tabell 7 viser forskjellene i aggregatstabilitet mellom fraksjonene etter behandling med P og som et gjennomsnitt over vår og høst, da det ikke ble funnet signifikante forskjeller mellom vår og høst. Det ble funnet signifikante forskjeller mellom fraksjonene, og samlet sett over både vår og høst er det signifikant høyere aggregatstabilitet i fraksjonen 0,6-2 mm enn det er i fraksjonen 2-6 mm. I prosent er det 3,2 % høyere stabilitet i den minste fraksjonen sammenlignet med fraksjonen 2-6 mm.

Tabell 7. Aggregatstabilitet hos fraksjonene 2-6 mm og 0,6-2 mm -vår og høst.

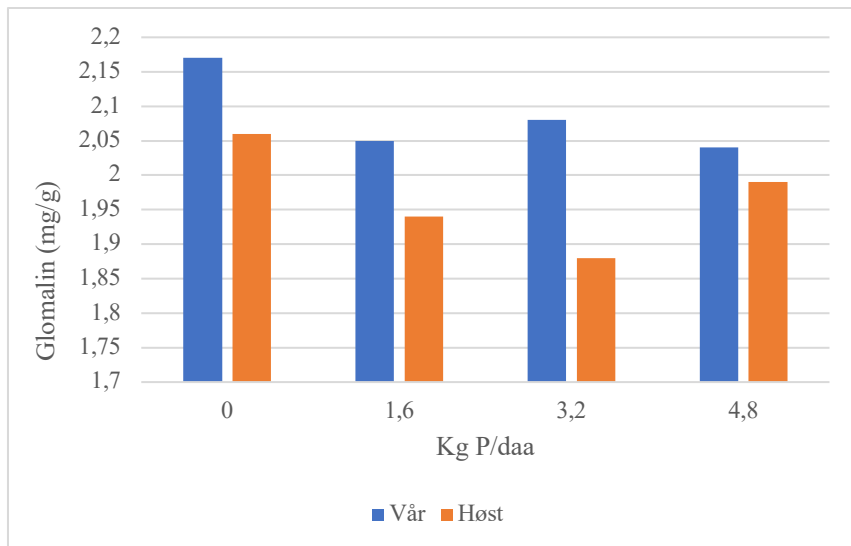
Kg P/daa	Aggregatstabilitet (vekt %)	Aggregatstabilitet (vekt %)
	0,6-2 mm	2-6 mm
0	82,5 ± 3,41	80,3 ± 6,14
1,6	84,4 ± 3,65	80,7 ± 6,03
3,2	82,1 ± 5,04	80,7 ± 5,05
4,8	82,2 ± 4,45	79,1 ± 7,07

### 3.4 Glomalinrelatert jordprotein

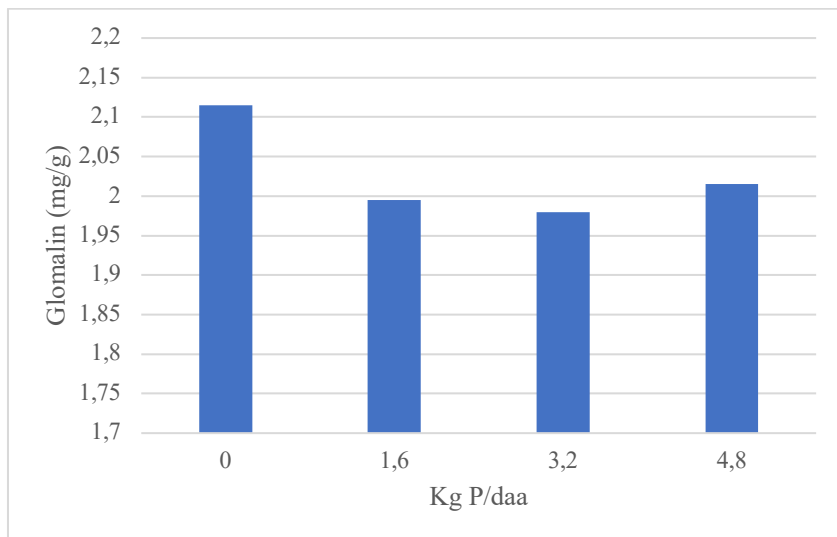
I Tabell 8 ser man resultatene av glomalin-analysen for vår, høst og et gjennomsnitt av vår og høst. I gjennomsnitt er det noe lavere glomalintall for høst enn for vår (se Figur 12), men disse forskjellene er ikke signifikante. I Figur 13 ser man at det i gjennomsnitt er noe mer glomalin der det ikke er gjødslet med P sammenlignet med i gjødslingsleddene, men forskjellene er ikke heller her signifikante.

Tabell 8. Glomalinrelatert jordprotein vår, høst og gjennomsnitt av vår og høst.

Kg P/daa	GRJP vår (ml glomalin/g jord)	GRJP høst (ml glomalin/g jord)	GRJP vår og høst (ml glomalin/g jord)
0	2,17 ± 0,19	2,06 ± 0,14	2,12 ± 0,13
1,6	2,05 ± 0,25	1,94 ± 0,24	1,99 ± 0,16
3,2	2,08 ± 0,17	1,88 ± 0,25	1,98 ± 0,12
4,8	2,04 ± 0,38	1,99 ± 0,18	2,02 ± 0,27



Figur 12. Glomalininnhold - vår og høst.



Figur 13. Glomalininnhold - gjennomsnitt over vår og høst.

### 3.5 Statistiske analyser

#### 3.5.1 Sammenligning vår og høst (basert på parvis t-test)

Det ble gjort en test på parvise observasjoner mellom vår og høst for å undersøke differanser i jorda mellom disse, som vist i Tabell 9. Man kan se at det er signifikante forskjeller i alle variablene mellom høst og vår, med unntak av aggregatstabilitet (AS) og pH. Gjennomsnitt referer til gjennomsnitt i differanse mellom vår og høst.

Tabell 9. Parvis t-test mellom vår og høst.

Variabel	Gjennomsnitt (i differanse)	Standardfeil	t-verdi	Sannsynlighet >  t
<b>AS</b>	1,015	0,97	1,04	0,3059
<b>Total C</b>	0,25	0,02	9,65	<.0001
<b>Total N</b>	0,017	0,002	6,10	<.0001
<b>pH</b>	-0,015	0,01	-1,19	0,2425
<b>P-AL</b>	14,81	4,25	3,48	0,0015
<b>K-AL</b>	55,62	9,72	5,72	<.0001
<b>Mg-AL</b>	8,25	1,10	7,48	<.0001
<b>Ca-AL</b>	63,13	15,2	4,16	0,0002
<b>Na-AL</b>	-3,43	0,60	-5,65	<.0001

### 3.5.2 Korrelasjon mellom jordparameterne

Tabell 10 viser korrelasjonen mellom variablene aggregatstabilitet (AS), total C og N, de AL-ekstraherbare ionene, aggregatstabilitet for fraksjonene 0,6-2 mm og 2-6 mm, og glomalin. I motsetning til hypotesene som er stilt i denne oppgaven har glomalin ingen korrelasjon med aggregatstabilitet, i tillegg til at det er manglende korrelasjon mellom glomalin og fosfor og fosfor og aggregatstabilitet. Dette gjelder både for den samlede aggregatstabiliteten og aggregatstabiliteten i de to fraksjonene. Både total C og N, som begge er et mål på organisk materiale, har høy korrelasjon med aggregatstabilitet. Ca-AL har også relativ høy korrelasjon med aggregatstabilitet. P-AL har i sin tur høy korrelasjon med Ca-AL. Noen av resultatene er markert med fet skrift fordi de synes viktigst for aggregatstabiliteten i denne sammenhengen, i tillegg til at disse parameterne ga høyest forklaringsgrad i regresjonsanalysene som følger. De markerte resultatene vil diskuteres nærmere i diskusjonsdelen.

Tabell 10. Korrelasjonstabell over ulike variabler med signifikansnivå – vår og høst.

	AS	Total C	Total N	pH	P-AL	K-AL	Mg-AL	Ca-AL	Na-AL	GRJP	AS 0,6-2mm	AS 2-6mm
AS		<b>0,634</b> <b>&lt;.0001</b>	0,626 <.0001	0,203 0,107	-0,008 0,949	0,089 0,479	<b>0,303</b> <b>0,015</b>	<b>0,458</b> <b>0,0001</b>	0,018 0,886	0,042 0,743	0,939 <.0001	0,895 <.0001
Total C	0,634 <.0001		0,943 <.0001	-0,021 0,867	0,278 0,026	0,299 0,016	0,512 <.0001	0,578 <.0001	-0,011 0,928	0,084 0,512	<b>0,697</b> <b>&lt;.0001</b>	<b>0,558</b> <b>&lt;.0001</b>
Total N	0,626 <.0001	0,943 <.0001		-0,067 0,599	0,192 0,127	0,258 0,039	0,584 <.0001	0,539 <.0001	0,029 0,819	0,092 0,471	0,700 <.0001	0,541 <.0001
pH	0,203 0,107	-0,021 0,867	-0,067 0,599		0,179 0,155	-0,333 0,007	-0,002 0,984	0,465 0,0001	0,233 0,063	-0,123 0,333	0,099 0,434	0,277 0,026
P-AL	-0,008 0,949	0,278 0,026	0,192 0,127	0,179 0,155		-0,106 0,402	0,014 0,911	<b>0,588</b> <b>&lt;.0001</b>	0,037 0,771	-0,027 0,829	0,047 0,711	0,065 0,061
K-AL	0,089 0,479	0,299 0,016	0,258 0,039	-0,333 0,007	-0,106 0,402		-0,168 0,183	-0,406 0,0009	-0,609 <.0001	0,199 0,114	0,156 0,218	0,001 0,992
Mg- AL	0,303 0,015	0,512 <.0001	0,584 <.0001	-0,002 0,984	0,014 0,911	-0,168 0,183		0,517 <.0001	0,267 0,032	0,126 0,319	<b>0,353</b> <b>0,004</b>	<b>0,309</b> <b>0,013</b>
Ca-AL	0,458 0,0001	0,578 <.0001	0,539 <.0001	0,465 0,0001	0,588 <.0001	-0,406 0,0009	0,517 <.0001		0,384 0,002	0,015 0,907	<b>0,420</b> <b>0,0005</b>	<b>0,514</b> <b>&lt;.0001</b>
Na-AL	0,018 0,886	-0,011 0,928	0,029 0,819	0,233 0,063	0,037 0,771	-0,609 <.0001	0,267 0,032	0,384 0,002		-0,252 0,044	-0,050 0,694	0,094 0,461
GRJP	0,042 0,743	0,084 0,512	0,092 0,471	-0,123 0,333	-0,027 0,829	0,199 0,114	0,126 0,319	0,015 0,907	-0,252 0,044		0,023 0,859	0,012 0,923
AS 0,6-2mm	0,939 <.0001	0,697 <.0001	0,700 <.0001	0,099 0,434	0,047 0,711	0,156 0,218	0,353 0,004	0,420 0,0005	0,050 0,694	0,023 0,859		0,754 <.0001
AS 2-6mm	0,895 <.0001	0,558 <.0001	0,541 <.0001	0,277 0,026	0,065 0,061	0,001 0,992	0,309 0,013	0,514 <.0001	0,094 0,461	0,012 0,923	0,754 <.0001	

Tabell 11 og 12 viser korrelasjon mellom utvalgte variabler for vår og høst separat. Total C gir høy korrelasjon mot aggregatstabilitet i begge fraksjoner. Ca-AL og Mg-AL gir høyest korrelasjon mot fraksjonen 0,6-2 mm på høstprøvene, mens på våren høyest korrelasjon mot fraksjonen 2-6 mm.

Tabell 11. Korrelasjonstabell over utvalgte variabler med signifikansnivå – vår.

	AS	AS 0,6-2mm	AS 2-6mm	Total C	Ca-AL	Mg- AL
AS		0,941 <.0001	0,752 <.0001	0,659 <.0001	0,503 0,003	0,335 0,061
AS 0,6-2mm	0,941 <.0001		0,613 0,0002	<b>0,642</b> <b>&lt;.0001</b>	0,389 0,027	0,282 0,118
AS 2-6mm	0,752 <.0001	0,613 0,0002		<b>0,642</b> <b>&lt;.0001</b>	<b>0,685</b> <b>&lt;.0001</b>	<b>0,495</b> <b>0,004</b>
Total C	0,659 <.0001	0,642 <.0001	0,642 <.0001		0,521 0,002	0,327 0,068
Ca-AL	0,503 0,003	0,389 0,027	0,685 <.0001	0,521 0,002		0,517 0,0025
Mg-AL	0,335 0,061	0,282 0,118	0,495 0,004	0,327 0,068	0,517 0,0025	

Tabell 12. Korrelasjonstabell over utvalgte variabler med signifikansnivå - høst.

	AS	AS 0,6-2mm	AS 2-6mm	Total C	Ca-AL	Mg- AL
AS		0,945 <.0001	0,981 <.0001	0,655 <.0001	0,420 0,016	0,256 0,158
AS 0,6-2mm	0,945 <.0001		0,864 <.0001	<b>0,743</b> <b>&lt;.0001</b>	<b>0,430</b> <b>0,014</b>	<b>0,335</b> <b>0,061</b>
AS 2-6mm	0,981 <.0001	0,864 <.0001		<b>0,569</b> <b>0,0007</b>	0,393 0,026	0,195 0,284
Total C	0,655 <.0001	0,743 <.0001	0,569 0,0007		0,649 <.0001	0,541 0,0014
Ca-AL	0,420 0,016	0,430 0,014	0,393 0,026	0,649 <.0001		0,512 0,003
Mg-AL	0,256 0,158	0,335 0,061	0,195 0,284	0,541 0,0014	0,512 0,003	

### 3.5.3 Forklaringsmodeller for aggregatstabilitet

I Tabellene 13, 14 og 15 vises multiple regresjonsanalyser for å forklare aggregatstabiliteten med variablene Ca-AL, total C, P-AL og Mg-AL (vår, høst og vår og høst sammen). Alle variablene har innvirkning på aggregatstabilitet, men ikke nødvendigvis til samme tid. For eksempel øker ikke Mg-AL forklaringsprosenten om våren, men gjør det om høsten og for vår og høst sammen, og er derfor inkludert med i alle tabellene. Total C synes å være en spesielt viktig forklaringsvariabel for aggregatstabilitet. Aggregatstabiliteten øker når total C og Ca-AL øker, mens P-AL og Mg-AL har negativ effekt på aggregatstabiliteten. Det ble funnet at mengden glomalin ikke førte til signifikant økning i aggregatstabilitet. R<sup>2</sup> indikerer hvor mye av variasjonen i aggregatstabilitet man kan forklare ut ifra de nevnte variablene. I denne sammenhengen vil det f.eks. si at for høst kan 65% av variasjonen i aggregatstabilitet forklares ut ifra total C, Ca-AL, P-AL og Mg-AL. Figur 14 viser hvordan modellene predikerer aggregatstabilitet (AG\_STAB) mot målte verdier.

Tabell 13. Regresjonsanalyse med variablene Ca-AL, total C, P-AL og Mg-AL – vår.

Variabel	Parameterestimat	Standardfeil	t-verdi	Pr > >   t
<b>Intercept</b>	56,47	5,242	10,77	<.0001
<b>Ca-AL (mg/kg)</b>	0,008	0,004	2,01	0,0549
<b>Total C (%)</b>	6,686	1,996	3,35	0,0024
<b>P-AL (mg/kg)</b>	-0,025	0,015	-1,72	0,0968
<b>Mg-AL (mg/kg)</b>	-0,062	0,087	-0,71	0,4828

Aggregatstabilitet=(0,008\*Ca-AL)+(6,69\*Total C) – (0,025\*P-AL) – (0,062\*Mg-AL) + 56,47.  
R<sup>2</sup>=0,525

Tabell 14. Regresjonsanalyse med variablene Ca-AL, total C, P-AL og Mg-AL – høst.

Variabel	Parameterestimat	Standardfeil	t-verdi	Pr > >   t
<b>Intercept</b>	46,45	5,794	8,02	<.0001
<b>Ca-AL (mg/kg)</b>	0,013	0,005	2,69	0,0122
<b>Total C (%)</b>	12,21	2,942	4,15	0,0003
<b>P-AL (mg/kg)</b>	-0,079	0,019	-3,99	0,0005
<b>Mg-AL (mg/kg)</b>	-0,227	0,100	-2,26	0,0318

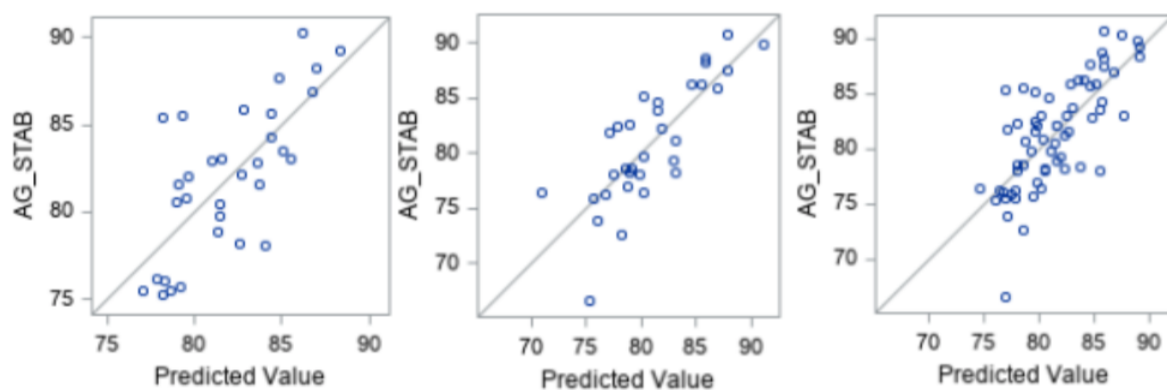
Aggregatstabilitet=(0,013\*Ca-AL)+(12,21\*Total C) – (0,079\*P-AL) – (0,23\*Mg-AL) + 46.45.  
R<sup>2</sup>=0,650

Tabell 15. Regresjonsanalyse med variablene Ca-AL, total C, P-AL og Mg-AL – vår og høst.

Variabel	Parameterestimat	Standardfeil	t-verdi	Pr >  t
Intercept	52,71	3,685	14,30	<.0001
Ca-AL (mg/kg)	0,011	0,003	3,72	0,0004
Total C (%)	8,665	1,633	5,31	<.0001
P-AL (mg/kg)	-0,046	0,011	-4,11	0,0001
Mg-AL (mg/kg)	-0,141	0,059	-2,36	0,0217

$$\text{Aggregatstabilitet} = (0,011 * \text{Ca-AL}) + (8,66 * \text{Total C}) - (0,046 * \text{P-AL}) - (0,141 * \text{Mg-AL}) + 52,71.$$

$$R^2 = 0,549$$



Figur 14. Modeller over sammenhengen mellom aggregatstabilitet og Ca-AL, total C, P-AL, og Mg-AL i følgende rekkefølge fra venstre: vår, høst, vår og høst.

Tabell 16 og 17 viser regresjonsanalyse over samme forklaringsvariabler som ovenfor, men for aggregatstabiliteten i fraksjonene 0,6-2 mm og 2-6 mm. For fraksjonen 0,6-2 mm er det først og fremst total C som korrelerer med aggregatstabiliteten. I fraksjonen 2-6 mm bidrar i større grad de andre forklaringsvariablene også, spesielt Ca-AL, og til dels Mg-AL og P-AL. I Figur 15 synes modeller som predikerer sammenhengen mellom Ca-AL, total C, P-AL, og Mg-AL og aggregatstabiliteten i fraksjonene 0,6-2 mm og 2-6 mm for vår og høst sammen.



Tabell 16. Regresjonsanalyse med Ca-AL, total C, P-AL og Mg-AL for fraksjon 0,6-2 mm – vår og høst.

Variabel	Parameterestimert	Standardfeil	t-verdi	Pr >  t
Intercept	57,04	3,188	17,89	<.0001
Ca-AL (mg/kg)	0,005	0,003	1,78	0,0806
Total C (%)	8,625	1,413	6,10	<.0001
P-AL (mg/kg)	-0,024	0,009	-2,48	0,0160
Mg-AL (mg/kg)	-0,059	0,052	-1,15	0,2559

$$\text{Aggregatstabilitet} = (0,005 * \text{Ca-AL}) + (8,63 * \text{Total C}) - (0,024 * \text{P-AL}) - (0,059 * \text{Mg-AL}) + 57,04.$$

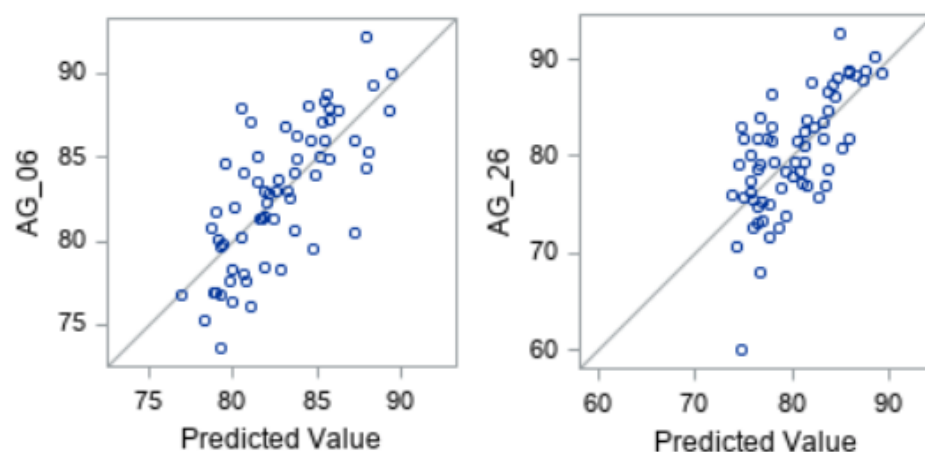
$$R^2 = 0,535$$

Tabell 17. Regresjonsanalyse med Ca-AL, total C, P-AL og Mg-AL for fraksjon 2-6 mm – vår og høst

Variabel	Parameterestimert	Standardfeil	t-verdi	Pr >  t
Intercept	48,85	4,888	10,00	<.0001
Ca-AL (mg/kg)	0,016	0,004	4,01	0,0002
Total C (%)	7,546	2,166	3,48	0,009
P-AL (mg/kg)	-0,049	0,015	-3,28	0,0018
Mg-AL (mg/kg)	-0,144	0,079	-1,82	0,0739

$$\text{Aggregatstabilitet} = (0,016 * \text{Ca-AL}) + (7,55 * \text{Total C}) - (0,049 * \text{P-AL}) - (0,144 * \text{Mg-AL}) + 48,85.$$

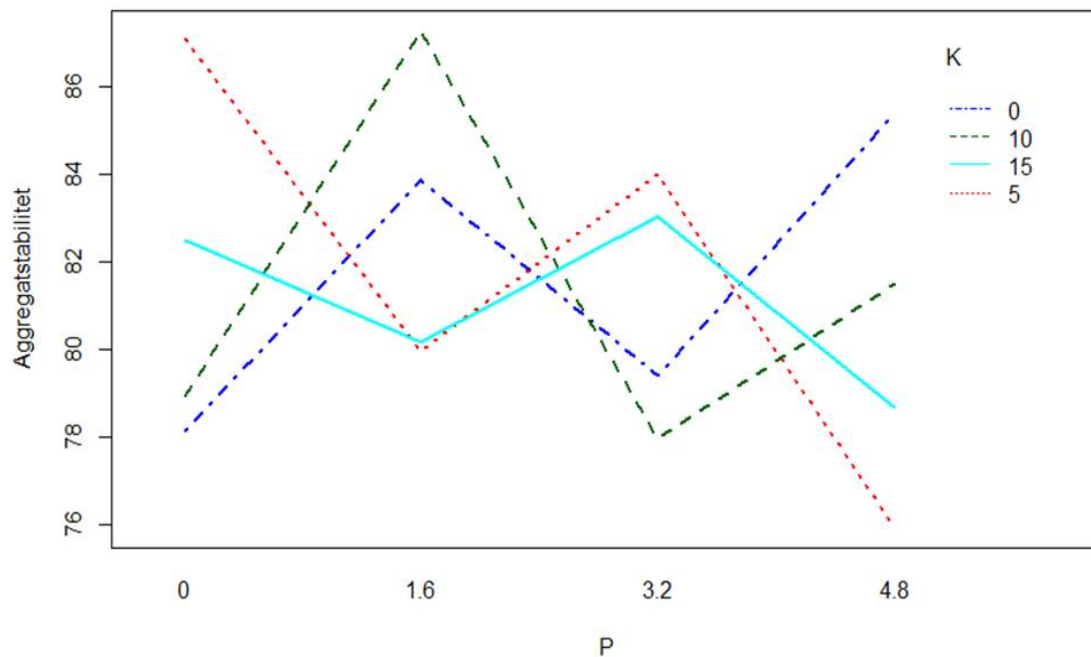
$$R^2 = 0,466$$



Figur 15. Modeller over sammenhengen mellom Ca-AL, total C, P-AL, og Mg-AL og aggregatstabiliteten i fraksjonene 0,6-2 mm (venstre) og 2-6 mm (høyre).

### 3.5.4 Samspillseffekter mellom fosfor og kalium

Det ble ikke funnet signifikante forskjeller i aggregatstabilitet mht. fosforgjødslinger, eller kaliumgjødslinger separat. Det ble derimot funnet signifikant samspillseffekter mellom hvor mye P og hvor mye K man gjødsler med. Dvs. at gjødsling med K kan påvirke hvordan gjødsling med P påvirker aggregatstabiliteten. I Figur 16 ser man at om det gjødsles med 5, eller 15 kg K/daa synker aggregatstabiliteten med økende P-gjødsling. Samme trend kan man ikke se for 0 og 10 kg K/daa.



Figur 16. Interaksjonsplot over samspillseffektene mellom P og K.

## 4 Diskusjon

### 4.1 Aggregatstørrelsesfordeling

Aggregeringsprosesser samt dens tilknyttede aktiviteter, og følgelig aggregatstørrelsesfordelingen og jordstrukturen som sådan, er dynamiske (Amézketa, 1999), og er svært avhengig av tidspunkt og forhold. Resultatene av prøvetakingene var dermed særs avhengig av hvilke forhold som rådet på tidspunktene jordprøvene ble tatt ut på. Vårprøvene ble tatt før gjødsling og pløying om våren og i etablert plantebestand som har innvirkning på størrelsesfordelingen. Aggregatstørrelsesfordelingen i begynnelsen av sesongen er styrt av forholdene under jordarbeidingen, i tillegg til tekstur og organisk materiale, og mot slutten av sesongen, av været i løpet av sesongen, og vanninnhold ved prøvetaking. Aggregatstørrelsesfordelingen er med andre ord i større grad styrt av andre forhold, heller enn gjødslingsbehandlingene som gis på feltet, noe som gjør det vanskelig å knytte direkte opp mot aggregatstabilitet. Med unntak av for fraksjonen 0,6-2 mm, ble det funnet signifikante forskjeller i fraksjonene mellom vår og høst. Om høsten er det større andel av de største størrelsesfraksjonene (>20 mm og 6-20 mm), enn om våren. Fraksjonen 2-6 mm går ned fra vår til høst, fra ca. 39 til 35 %, samtidig som det er en liten økning i fraksjonen 0,6-2 mm fra vår til høst (fra ca. 22,5 til 23,3% (ikke signifikant)). Det kan tenkes at noen av aggregatene fra 2-6 mm klassen er blitt delt opp i mindre aggregater, selv om de fleste sannsynligvis er limt sammen til større klumper. Den minste fraksjonen, altså <0,6 mm, er den man ønsker minst av da aggregater/jordpartikler i denne størrelsesordenen er sårbare mot utvasking og erosjon. I gjennomsnitt er det 11,1% av denne fraksjonen om våren, mot 9,2% om høsten. Interessant nok er det i denne fraksjonen (om høsten) man kan observere de tydeligste forskjellene mellom gjødslingsbehandlingene, fra 12,2% i P0-leddet til 7,4% i P4,8-leddet. Avlingstall fra PK-50 i 2020 viser signifikant lavere kløveravling på rutene som ikke er blitt gjødslet med P sammenlignet med rutene med fosforgjødsling. I snitt over alle 25 år med korn var avlingene på null-leddene kun 6 % lavere enn gjødslingsleddene (Krogstad, 2021<sup>1</sup>). Man vet at P fremmer rotdannelse som kan ha innvirkning på fordelingen av størrelsen på aggregater. En medvirkende årsak kan derfor tenkes å være at bedre vekst og rotdannelse pga. økt P-nivå har ført til bedre aggregatdannelse som igjen vises i større aggregater om høsten og i nedgangen i andel i gjødslingsleddene i den fineste fraksjonen om høsten.

---

<sup>1</sup> Tore Krogstad, personlig kommunikasjon.

## 4.2 Aggregatstabilitet

Total C har vist seg å være en viktig komponent med hensyn på aggregatstabilitet, og høyere innhold av organisk materiale er ofte korrelert med høyere aggregatstabilitet (Tisdall & Oades, 1982). Eng er kjent for ha positive effekter på jordstruktur og moldinnhold i jord. Både rotbiomasse og jordlivet som trives under forholdene eng gir bidrar til å bygge opp moldinnholdet. Mykorrhiza og andre organismer som bygger opp jorda har gode betingelser under flerårig eng, mens nedbrytere har mindre optimale forhold (Valand et al., 2017). I og med at det hadde vært dyrka kløvereng på PK-50 i noen år før vårjordprøvene ble tatt, taler det for høy aggregatstabiliteten, god struktur og gode forhold for mikroorganismer. Pløying på sin side har i flere sammenhenger vist seg å ha negativ effekt på både glomalinproduksjon og aggregatstabilitet (Treseder & Turner, 2007). Når strukturer i jorda blir utsatt for tunge maskiner og jordarbeiding kolliderer strukturene, hulrommene presses flate og det blir mindre porerom. I tillegg vil strukturene som er beskyttet mot nedbryting når de er bygd sammen i stabile aggregater bli utsatt for oksygen som gjør karbonforbindelsene tilgjengelig for bakterier/nedbrytere å forsyne seg av (Valand et al., 2017). På bakgrunn av dette er det lett å tenke seg at aggregatstabiliteten burde vært høyere om våren, men det ble riktignok ikke funnet signifikante forskjeller i aggregatstabilitet mellom vår og høst. Pløying har imidlertid ikke bare negative effekter på jordstruktur og aggregatstabilitet. Pløying som utføres til riktig tid, når jorda er laglig, kan gi en midlertidig løs, luftig og porøs jord som er gunstig for fremveksten av planterøtter (Weil & Brady, 2017). Mekanisk jordarbeiding etterfulgt av levende planterøtter med sine roteksudater og samarbeid med jordliv kan stabilisere og bedre jordstrukturen (Pommeresche & Haugerud, 2017). At man ikke kan observere betydelige forskjeller i aggregatstabilitet mellom vår og høst kan skyldes at de mulige negative effektene jordarbeiding kan ha på jordstrukturen ikke har gjort seg gjeldene på de få månedene imellom jordprøvetakingene. Jorda på PK-50 har uansett nokså høyt innhold av organisk materiale som har positiv sammenheng med aggregatstabilitet, i tillegg til at det faktisk at det ble pløyd og dyrket bygg på feltet, kan ha bidratt til å opprettholde en midlertidig god aggregatstabilitet og struktur. Jordarbeiding hvert år gjør det vanskelig for mykorrhiza å overleve (Valand et al., 2017), og jord der det bare dyrkes ettårige vekster og der jorda ligger svart høst og vinter har dårligere grynstruktur, enn jord med vekstskifte med flerårig eng (Pommeresche & Haugerud, 2017). Det kan derfor hende at man hadde observert større forskjeller i aggregatstabilitet dersom man sammenlignet felter med ulik jordarbeidingspraksis og felter med ettårige vekster versus flerårige.

I Figur 9 kan man se at total C er høyere om våren enn om høsten. Dette skyldes trolig at jorda ble pløyd og harvet i løpet av våren 2020, etter at jordprøver ble tatt ut om våren. Jordarbeiding kan bryte opp aggregater og eksponere organisk materiale for mikrobiell nedbryting som fører til tap av organisk materiale. I tillegg kan pløying fortynne innholdet av organisk materiale gjennom å blande jorda i overflatesjiktet som er rikt i organisk materiale med jord som ligger dypere og er lavere i organisk materiale. I praksis vil det si at det kan ha skjedd en fortynning og et tap av organisk materiale i overflatesjiktet, noe som vises ved at det er forskjeller i C-innhold mellom vår og høst. Dette viser at jordprøvene som er tatt ut vår og høst har noe forskjellig opphav.

Tabellene som gir en karakterisering av jorda, viser resultatene fra mange av jordanalysene som ble utført av jordprøvene. En parvis t-test mellom vår og høst slo fast at det er signifikante forskjeller i total C og N, P-AL, K-AL, Mg-AL, Ca-Al og Na-AL, mens det ikke er signifikante forskjeller i aggregatstabilitet og pH. Med unntak av noen få tilfeller, når hver enkelt gjødslingsbehandling tas i betraktning og bortsett fra Na-AL, er trenden at variablene er noe høyere for vårprøvene, enn for høstprøvene. Man kan dermed tenke seg at det også for de resterende variablene har skjedd en fortynning som følge av jordarbeiding. I tillegg tar planter opp næringsstoffer i løpet av vekstsesongen og det er sannsynlig at byggplantene som ble dyrket på feltet mellom jordprøvetakingene har bidratt til at det har skjedd en reduksjon i innhold av lettløselige næringsstoffer om høsten.

Aggregatstabiliteten på PK-50 ble målt til å ligge på rundt 80% som regnes for å være bra, og forskjellene mellom behandlingene må karakteriseres for å være veldig små. Aggregatstabilitet rundt 90% regnes for å være meget bra stabilitet, men kommer aggregatstabiliteten under 70%, og særlig under 60%, regnes stabiliteten for å være dårlig (Børresen, 2021<sup>2</sup>). Tidligere målinger som er gjort på Kjerringjordet har målt over 90% stabilitet på jord som har ligget mange år uten pløying, mens der det er pløyd har aggregatstabiliteten blitt målt til å være ca. 70%. I tillegg ble det i 2017 målt 81-82% aggregatstabilitet på et nabofelt av PK-50 som ble pløyd hvert år. Dette tilsier at målingene av aggregatstabilitet som er gjort på PK-50 er veldig representative for jorda som det er arbeidet med i denne oppgaven (Børresen, 2021<sup>3</sup>).

---

<sup>2</sup> Trond Børresen, personlig kommunikasjon.

<sup>3</sup> Trond Børresen, personlig kommunikasjon.

I korrelasjonsanalysen synes i hvilken grad ulike variabler korrelerer med hverandre. Ser man på de AL-ekstraherbare ionene, følger de bindingsstyrken til kationene, der Ca binder sterkest (har høyest korrelasjon med aggregatstabilitet), etterfulgt av Mg, K, og Na. Ca og Mg er begge toverdige ioner som kan indusere flokkulering av leirpartikler. Leirpartikler som vanligvis har netto negativ ladning tiltrekker seg elektrostatiske positive ladede ioner, slik som  $\text{Ca}^{2+}$ , som danner broer som holder partiklene sammen og bidrar til å danne aggregater (Chibowski, 2011). Salter fra enten naturlig, eller menneskelig opprinnelse er kjent for å ha negativ innvirkning på jordstruktur og følgelig jordkvalitet. Dette er fordi monovalente kationer som  $\text{Na}^+$  og  $\text{K}^+$  kan forårsake dispersjon og svelling av leire som fører til en nedbryting av jordstrukturen (Rengasamy & Marchuk, 2011; Rengasamy et al., 2016). Basert på resultater fra undersøkelser utført av Rengasamy og Marchuk (2011) er den dispergerende effekten av Na større enn den for K, og flokkuleringseffekten av Ca er større enn den for Mg som er i tråd med evnene kationene har til å binde seg og enten virke flokkulerende, eller dispergerende på jordstruktur.

Total C og Ca-AL har begge høy korrelasjon med aggregatstabilitet, i tillegg har Ca-AL høy korrelasjon med P-AL. Sistnevnte har trolig å gjøre med at det i senere år har vært gjødslet med en fosfor og kalsium gjødsel (Opti-P) som inneholder 20% P og 16,8% Ca. Dette fører til at Ca-AL i jorda øker med økende P-AL og at man får en gjødslingseffekt som påvirker aggregatstabiliteten. Glomalin kan ikke sies å ha noen korrelasjon med aggregatstabilitet basert på resultatene i denne oppgaven, og man kan spekulere i om innholdet av organisk materiale og Ca-AL i jorda på PK-50 er såpass høyt at det bidrar til å overskygge effekten av glomalin.

I den multiple modellen er det både + og – bidrag som ikke alltid stemmer overens med fortegnene man ser i korrelasjonstabellen. Her må en bemerke seg at det er testet mot en og en parameter, mens det i den multiple regresjonsmodellen er en samlet vurdering av alle de testede variablene i et samspill. Da kan fortegnene slå annerledes ut enn om de ble testet hver for seg. Man bør også huske på at de kjemiske analysene er gjort på hele jorda, og ikke på de fraksjonene som aggregatstabiliteten er målt på. Når man bruker analysene for hele jorda forutsetter det at man antar at den kjemiske fordelingen i de undersøkte fraksjonene er den samme som i jorda samlet. I de multiple regresjonsanalysene ble total C og Ca-AL, samt P-AL og Mg-AL inkludert i analysene da disse ga høyest forklaringsgrad til aggregatstabiliteten. Regresjonsanalysene slår fast at det er total C som har mest å si for aggregatstabilitet, etterfulgt av Ca-AL. Begge har signifikant positivt sammenheng med aggregatstabilitet. Mye forskning har påvist sterke koblinger mellom aggregatstabilitet, leirinnhold og organisk materiale. I tillegg er den

kationiske brodannende effekten av Ca, samt flokkuleringsevnen til leire og organisk materiale avgjørende for dannelse og stabilisering av jordaggregater (Wuddivira & Camps-Roach, 2007). I en studie av sammenhengen mellom aggregatstabilitet og en rekke valgte jordegenskaper fant Idowu (2003) høyeste korrelasjon mellom aggregatstabilitet og innhold av organisk materiale. Lignende resultater ble funnet av Chaney og Swift (1984) som undersøkte aggregatstabiliteten i 26 jordsmonn valgt fra jordbruksområder i Storbritannia. De fant svært signifikant sammenhenger mellom aggregatstabilitet og organisk materiale, mens ingen av de andre jordkomponentene de undersøkte ble funnet å ha noen signifikant sammenheng med aggregatstabilitet, noe som indikerer at organisk materiale var hovedansvarlig for aggregatstabiliteten i disse jordsmonnene. Wuddivira og Camps-Roach (2007) fant ut i sin studie om effekter av organisk materiale og kalsium på jords strukturelle stabilitet, at Ca-AL og organisk materiale forbedret aggregering i jordarter dominert av kaolinit, mens det i en jord dominert av svellende smektitt kunne føre til en midlertidig oppdeling av aggregater. Det tyder på at både organisk materiale og Ca er svært viktige komponenter i dannelsen og stabiliseringen av aggregater, og siden jorda på PK-50 ikke inneholder smektitt virker deres funn samla sett å være nokså sammenfallende med de som er funnet i denne oppgaven.

P-AL synes å ha negativ effekt på aggregatstabilitet i regresjonsanalysene. Flere studier har rapportert at høye fosfornivåer reduserer AM kolonisering (Jakobsen et al., 2005) som i sin tur vil påvirke effektene AM og glomalin har på dannelsen og stabiliseringen av aggregater. En kan ikke vite akkurat hva årsaken til at effekten av P slår ut som negativ på aggregatstabiliteten i dette tilfellet, men det kan være relatert til samspillet mellom fosfor, mykorrhizasopp og aggregatstabilitet. I korrelasjonstabellen gir Mg-AL et signifikant positivt bidrag. Det er rimelig at Mg skal påvirke aggregatstabiliteten ut ifra sin mulighet til å binde partikler sammen (toverdig ion). Når Mg inkluderes i regresjonsanalysene øker forklaringsprosenten, med unntak av for vårprøvene. For høstprøvene kommer forklaringsprosenten opp i 65%. At forklaringsprosenten varierer mellom vår og høst og at høyeste forklaringsgrad ikke er mer enn 65%, betyr at det må være andre faktorer (som ikke er inkludert i denne modellen) som også er med på å påvirke aggregatstabilitet, og gjenspeiler kompleksiteten i samspillene knyttet til aggregatstabilitet. Enda så viktig leirinnhold og organisk materiale er påvist å være for aggregatstabilitet, antyder variasjoner i rapporterte sammenhenger mellom disse at aggregatstabilitet ikke utelukkende kan forklares ut ifra leirinnhold og innhold av organisk materiale. En total vurdering av aggregatstabilitet vil dermed kun oppnås fra kunnskapen om en rekke jordegenskaper som kan knyttes til bindingsprosesser i jord. Disse egenskapene vil i

sin tur avhenge og variere mellom ulike klimasoner og jordarter som igjen spiller en viktig rolle i å bestemme sammenhengen mellom aggregatstabilitet og jordegenskaper. Hvilke egenskaper som kan bidra til økt aggregatstabilitet vil således variere fra sted til sted (Idowu, 2003).

Det ble funnet signifikante forskjeller i aggregatstabiliteten mellom fraksjonene 0,6-2 mm og 2-6 mm, der stabiliteten var høyest hos aggregatene i den minste fraksjonen, noe som er i tråd med teorien om at mindre aggregater generelt er mer stabile enn større (Weil & Brady, 2017). Standardavviket er større i fraksjonen 2-6 mm enn i 0,6-2 mm. Det er logisk i og med det er vanskeligere å ta ut representative prøver når aggregatene er større, dvs. at homogeniteten avtar med økende størrelsesfraksjon. Korrelasjonsanalysene viser at Total C gir høy korrelasjon mot begge fraksjoner, både vår og høst. Ser man på Ca-AL og Mg-AL er det høyest korrelasjon mot fraksjonen 0,6-2 mm på høstprøvene, mens det om våren er høyest korrelasjon mot fraksjonen 2-6 mm. Totalt sett er det organisk materiale og Ca-AL som bidrar sterkest til stabiliteten i de to fraksjonene som er undersøkt. I regresjonsanalysene viser tallene for fraksjonen 0,6-2 mm er det først og fremst organisk innhold i jorda som korrelerer med aggregatstabilitet, mens i fraksjonen 2-6 mm bidrar også de andre faktorene, spesielt Ca-AL, og til dels Mg-AL og P-AL, noe som kan tyde på at jorda og innholdet i de to størrelsesfraksjonene er noe annerledes, altså at aggregatene består av litt forskjellige komponenter. En må huske på at man i disse analysene kjører korrelasjoner mot kjemisk innhold i hele jorda (alle fraksjoner), mens aggregatene er i utvalgte fraksjoner. Det ble utført målinger av glødetap hos begge fraksjoner og resultatet viste signifikant høyere glødetap i fraksjonen 0,6-2 mm, sammenlignet med fraksjonen 2-6 mm. Dette tolkes dit hen at det må være mer organisk materiale i den minste fraksjonen og at det mest sannsynlig er hovedårsaken til at aggregatstabiliteten også er størst i denne fraksjonen. Selv om begge disse fraksjonene inngår i kategorien makroaggregater, er den minste fraksjonen nærmest mikroaggregatstørrelse (<250 µm). Det er noe bevis for at det organiske karbonet som stabiliserer makroaggregatene i større grad er assosiert med plantemateriale, mens det organiske karbonet som stabiliserer de større mikroaggregatene er mer assosiert med mikroorganismer (Verchot et al., 2011). Mikroaggregatene er mer stabile enn makroaggregatene som følge av at det organiske materiale som binder disse er mer kjemisk stabile og motstandsdyktige mot nedbryting, i tillegg til at de ofte til en viss grad er fysisk beskyttet mot nedbryting. Denne prosessen er mer effektiv i silt- og leirjord (Oades, 1993), som har betydelig mengder leirpartikler å danne mikroaggregater med (Murphy, 2015). Dette kan også være en bidragende faktor til at aggregatstabiliteten er høyere i den minste fraksjonen. Forklaringsprosenten fra regresjonsanalysene er kun på henholdsvis 47% for 2-6 mm og 54% for 0,6-2 mm som vil si at



det nødvendigvis må være andre forhold, som ikke er undersøkt her, som også spiller inn på aggregatstabiliteten i fraksjonene.

I interaksjonsplottet over samspillseffektene mellom P og K kan man se en nedadgående trend med økende P-gjødsling, dersom man gjødsler med 5, eller 15 kg K/daa. Tilsvarende trend vises ikke dersom man gjødsler med 0, eller 10 kg K/daa. Siden dette er tilfellet synes resultatene å indikere at det ikke er noen reelt samspill mellom P og K, at K ikke kan sies å ha noen innvirkning på aggregatstabilitet, og at samspillseffektene som slo ut som signifikante kan være tilfeldig.

### 4.3 Glomalinrelatert jordprotein

Noe usikkerhet kan knyttes til hvor nøyaktige målingene av glomalininnholdet var da det kun ble brukt 1 g jord i disse analysene. Det ble riktignok utført to målinger på alle prøvene, noe som gjør tallene sikrere ettersom det ble flere gjentak på samme prøve. Det ble ikke funnet signifikante forskjeller i glomalininnhold mellom vår og høst, eller mellom de ulike gjødslingsbehandlingene med P. Det er allikevel en tendens i tallene til at det er høyere glomalininnhold der det ikke er gjødslet med P og at det er høyere glomalininnhold om våren sammenlignet med om høsten, noe som kan indikere at det er noe mer mykorrhiza til stede på disse forsøksrutene og før det ble utført mekanisk jordarbeiding på jorda. Det at det ikke har vært gjødslet med P på en del av disse forsøksrutene over så mange år vil i utgangspunktet tilsi at mykorrhizaen har hatt god tid til og forutsetninger for å utvikle seg og etablere seg her. Vedvik (2013) skriver i sin masteroppgave at det på P-null leddene på PK-50 ble tatt ut 22 kg P i avling over 21 år. Det tilsvarer ca. 1 kg P/år når nivået i jorda ligger godt nede i det området hvor man normalt forventer mangel på P (P-AL ca. 2) og misvekst på plantene. Han fant ut at selv om kornavlingene var noe lavere på P-null leddene sammenlignet med gjødslingsleddene var kornavlingene på P-null leddene overraskende høye. Videre skriver han at dette må skyldes at det er prosesser i jorda som frigir P til plantene, og at det er mulig at disse resultatene er biologisk betinget med AM-sopp, men at det ikke er undersøkt. At det er en tendens til at glomalininnholdet i P-null leddene er høyere enn i gjødslingsleddene, og at det var overraskende høye kornavlinger der det ikke er gjødslet med P kan tyde på at det er noe med jorda som fremmer P-opptak i disse rutene. Dette gir ytterligere et argument for at det kan være mer mykorrhiza til stede i de forsøksrutene der det ikke er gjødslet med P. I og med at glomalin hverken bidro signifikant til å forklare aggregatstabilitet i regresjonsanalysene, eller hadde noen

nevneverdig korrelasjon med P, organisk materiale, eller aggregatstabilitet i korrelasjonsanalysen kan det virke som om betydningen av glomalin på aggregatstabiliteten i jorda på PK-50 er relativt lav.

Innholdet av organisk materiale på PK-50 ligger på rundt 5-6% noe som ansees å være temmelig høye nivåer av organisk materiale. I korrelasjonsanalysene og i de multiple regresjonsanalysene hadde total C mye og si for aggregatstabiliteten. Siden innholdet av organisk materiale på PK-50 er såpass høyt kan det hende at det er med på å overskygge effekten glomalin kunne hatt på aggregatstabiliteten. Det er også tendens i tallene til at innholdet av organisk materiale er noe høyere på feltene som har blitt gjødslet sammenlignet med felene som ikke har blitt tilført P. Avlingstall fra feltet i 2020 gir signifikant lavere avling på P-null rutene sammenlignet med rutene med P-gjødsling, men ingen forskjell mellom disse 3 nivåene. Det har altså jevnt over vært lavere avling der det ikke er gjødslet med P. Høy avling fører til økt rotbiomasse som produserer organisk materiale som kan bidra til å forklare hvorfor man kan se høyere innhold av organisk materiale i rutene med P-gjødsling.

Jorda på PK-50 har nokså regelmessig vært pløyd og harva. Før det ble anlagt kløvereng på feltet i 2016, hadde det blitt dyrka korn sammenhengende i 18 år på feltet. Det vil si at PK-50 har blitt pløyd tilsvarende antall år. En rekke studier har konstatert at konvensjonell jordarbeiding i stor grad påvirker mykorrhizas overlevelse, artssammensetning, og diversitet. Arbuskulær mykorrhizasopp er mer mangfoldige i matjordlaget, men dyp pløying kan fortenne deres forplantningsorganer og på den måten redusere og endre nivået av rotkolonisering og P-opptak (Kabir, 2005). Ettersom AM-hyfenettverk forbli intakt i jord som ikke pløyes er tettheten av aktive hyfer større enn under konvensjonell jordarbeiding (Kabir et al., 1997). Derfor er betydningen av AM-sopp for aggregering større i jord som ikke pløyes, som følge av økt glomalinproduksjon, tettere hyfenettverk og høyere aggregatstabilitet (Kabir, 2005). Med andre ord har mer ekstensive landbruks- og lavtilførselssystemer positive effekter på AM, som gjør at planter kan dra større nytte av AM, i tillegg til at AM kan bidra til flere økosystemtjenester under slike forhold (Säle et al., 2015). Det kan være at pløying over mange år på PK-50 i betydelig grad har forstyrret utviklingen og koloniseringsevnen til mykorrhizasoppen, og at man i større grad hadde kunnet finne forskjeller i glomalininnhold mellom forsøksrutene dersom det hadde vært praktisert mindre jordarbeiding på feltet.

## 5 Konklusjon

Resultatene av undersøkelsene og påfølgende statistisk testing av dataene gir følgende svar på hypotesene som er stilt:

**Hypotese 1:** Jord med lavt nivå av plantetilgjengelig fosfor har høyere glomalininnhold enn jord med høyere nivå av plantetilgjengelig fosfor.

På bakgrunn av resultatene og diskusjonen som er blitt ført i denne oppgaven synes det rimeligst å forkaste hypotese 1 da det ikke ble funnet signifikante forskjeller i glomalininnhold mellom gjødslingsbehandlingene med fosfor. Det er allikevel interessant og verdt å bemerke seg at det ble funnet å være mer glomalin (i gjennomsnitt) i jorda med lavest fosfornivå, noe som kan indikere at det er mer mykorrhiza til stede på disse feltene som følge av at plantene har hatt et større behov for å danne symbiose med mykorrhiza på forsøksrutene med lavest P-nivåer.

**Hypotese 2:** Jord med lavt nivå av plantetilgjengelig fosfor har høyere aggregatstabiliteten enn jord med høyere nivå av plantetilgjengelig fosfor.

Det ble ikke funnet signifikante forskjeller i aggregatstabilitet mellom de forskjellige gjødslingsbehandlingene med fosfor, slik at også hypotese 2 må forkastes. I regresjonsanalysene ble det riktignok funnet at P har negativ effekt på aggregatstabilitet noe som antyder at gjødsling med fosfor til en viss grad kan være med på å gi lavere aggregatstabilitet. Akkurat hvilke mekanismer som er årsaken til dette er vanskelig å fastslå, men man kan ikke utelukke at gjødsling med P kan negativt påvirke mykorrhizasopp og symbiosene de danner til planter som igjen kan ha innvirkning på aggregatstabilitet.

Det ble ikke funnet klare sammenhenger mellom fosfornivå, glomalininnhold og aggregatstabilitet med metodene og analysene som er benyttet i denne oppgaven. I stedet ble det funnet høy korrelasjon mellom innhold av organisk materiale, Ca-AL og aggregatstabilitet. Innholdet av organisk materiale i jorda som er analysert i denne oppgaven regnes for å være høyt og kan tenkes å ha bidratt til å maskere effekten glomalin evt. kunne hatt på aggregatstabilitet. I tillegg har jorda blitt pløyd i en årrekke før det ble anlagt eng i 2016 som potensielt kan ha hatt stor innvirkning på mykorrhizasoppen. Det ble funnet at gjødsling med P kan ha negativ innvirkning på aggregatstabiliteten, i tillegg til at det synes å være en tendens til høyere glomalininnhold på feltene uten P-gjødsling. Disse resultatene kan indikere at det er en

sammenheng mellom mykorrhiza/glomalin og fosforgjødsling, og gjør at man ikke kan fullstendig utelukke hypotesene som er formulert i denne oppgaven. Det var en fordel at det i hovedsak var P-nivåene som skilte jordprøvene som ble brukt i analysene i denne oppgaven. Ulempen er at kun en type jord ble testet og undersøkt, og at man dermed ikke kan sammenligne hvordan de ulike fosforbehandlingene ville påvirket aggregatstabiliteten i andre jordarter. Samla sett fremhever denne oppgaven et behov for mer forskning på feltet og understreker kompleksiteten knyttet til aggregatstabilitet og jordstruktur, der mange faktorer er med på å påvirke dette, inkludert innhold av organisk materiale, leirmineralogi, jordarbeiding, gjødsling, og hvilke vekster som dyrkes.

## 6 Referanser

- Amézketa, E. (1999). Soil Aggregate Stability: A Review. *Journal of Sustainable Agriculture*, 14 (2-3): s. 83-151. doi: 10.1300/J064v14n02\_08.
- Angers, D. A. & Caron, J. (1998). Plant-induced Changes in Soil Structure: Processes and Feedbacks. *Biogeochemistry*, 42 (1): s. 55-72. doi: 10.1023/A:1005944025343.
- Arienzo, M., Christen, E., Quayle, W. & Kumar, A. (2009). A review of the fate of potassium in the soil–plant system after land application of wastewaters. *Journal of hazardous materials*, 164 (2-3): s. 415-422.
- Auerswald, K., Kainz, M., Angermüller, S. & Steindl, H. (1996). Influence of exchangeable potassium on soil erodibility. *Soil Use and Management*, 12 (3): s. 117-121.
- Berner, j. E. (2017). *mineralnæring*. Store norske leksikon: snl.no. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/mineraln%C3%A6ring#-Funksjon> (lest 07.05.21).
- Blume, H.-P., Brümmer, G. W., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretschmar, R., Stahr, K. & Wilke, B.-M. (2016). *Scheffer/Schachtschabel Soil Science*: Springer-Verlag.
- Bradford, M. M. (1976). A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical biochemistry*, 72 (1-2): s. 248-254.
- Bremner, J. & Mulvaney, C. (1982). Total N. *Methods of Soil Analysis. Part, 2*: s. 895-926.
- Carter, M. (1992). Influence of reduced tillage systems on organic matter, microbial biomass, macro-aggregate distribution and structural stability of the surface soil in a humid climate. *Soil and Tillage Research*, 23 (4): s. 361-372.
- Chaney, K. & Swift, R. (1984). The influence of organic matter on aggregate stability in some British soils. *Journal of Soil science*, 35 (2): s. 223-230.
- Chen, Y., Banin, A. & Borochovit, A. (1983). Effect of potassium on soil structure in relation to hydraulic conductivity. I: b. 12 *Developments in Soil Science*, s. 135-147: Elsevier.
- Chibowski, E. (2011). Flocculation and Dispersion Phenomena in Soils. I: Gliński, J., Horabik, J. & Lipiec, J. (red.) *Encyclopedia of Agrophysics*, s. s. 301-304. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Churchman, G., Skjemstad, J. & Oades, J. (1993). Influence of clay minerals and organic matter on effects of sodicity on soils. *Soil Research*, 31 (6): s. 779-800.
- Dai, J., Hu, J., Zhu, A., Bai, J., Wang, J. & Lin, X. (2015). No tillage enhances arbuscular mycorrhizal fungal population, glomalin-related soil protein content, and organic carbon accumulation in soil macroaggregates. *Journal of Soils and Sediments*, 15 (5): s. 1055-1062. doi: 10.1007/s11368-015-1091-9.

- Dexter, A. (1988). Advances in characterization of soil structure. *Soil and tillage research*, 11 (3-4): s. 199-238.
- Fernández-Ugalde, O., Barré, P., Hubert, F., Virto, I., Girardin, C., Ferrage, E., Caner, L. & Chenu, C. (2013). Clay mineralogy differs qualitatively in aggregate-size classes: clay-mineral-based evidence for aggregate hierarchy in temperate soils. *European journal of soil science*, 64 (4): s. 410-422.
- Guttay, A. J. R. & Dandurand, L. M. C. (1989). Interaction of the vesicular-arbuscular mycorrhizae of maize with extractable soil phosphorus levels and nitrogen-potassium fertilizers. *Biology and Fertility of Soils*, 8 (4): s. 307-310. doi: 10.1007/BF00263160.
- Haynes, R. (2000). Interactions between soil organic matter status, cropping history, method of quantification and sample pretreatment and their effects on measured aggregate stability. *Biology and Fertility of Soils*, 30 (4): s. 270-275.
- Idowu, O. (2003). Relationships between aggregate stability and selected soil properties in humid tropical environment. *Communications in soil science and plant analysis*, 34 (5-6): s. 695-708.
- Igwe, C., Akamigbo, F. & Mbagwu, J. (1999). Chemical and mineralogical properties of soils in southeastern Nigeria in relation to aggregate stability. *Geoderma*, 92 (1-2): s. 111-123.
- Imbufe, A. U., Patti, A. F., Burrow, D., Surapaneni, A., Jackson, W. R. & Milner, A. D. (2005). Effects of potassium humate on aggregate stability of two soils from Victoria, Australia. *Geoderma*, 125 (3-4): s. 321-330.
- Jakobsen, I., Leggett, M. E. & Richardson, A. E. (2005). Rhizosphere microorganisms and plant phosphorus uptake. *Phosphorus: Agriculture and the environment*, 46: s. 437-494.
- Kabir, Z., O'halloran, I., Fyles, J. & Hamel, C. (1997). Seasonal changes of arbuscular mycorrhizal fungi as affected by tillage practices and fertilization: hyphal density and mycorrhizal root colonization. *Plant and Soil*, 192 (2): s. 285-293.
- Kabir, Z. (2005). Tillage or no-tillage: impact on mycorrhizae. *Canadian Journal of Plant Science*, 85 (1): s. 23-29.
- Krogstad, T. (2009). Labratoriemetoder til emnet JORD 212. JORDANALYSE.
- Krogstad, T. & Børresen, T. (2019). JORD200 Field and laboratory methods.
- Kruger, N. J. (2009). The Bradford method for protein quantitation. *The protein protocols handbook*: s. 17-24.
- Levy, G. & Van Der Watt, H. (1990). Effect of exchangeable potassium on the hydraulic conductivity and infiltration rate of some South African soils. *Soil Science*, 149 (2): s. 69-77.

- Li, S., Li, Y., Huang, X., Hu, F., Liu, X. & Li, H. (2018). Phosphate fertilizer enhancing soil erosion: effects and mechanisms in a variably charged soil. *Journal of Soils and Sediments*, 18 (3): s. 863-873. doi: 10.1007/s11368-017-1794-1.
- Lichtfouse, E., Hamelin, M., Navarrete, M. & Debaeke, P. (2011). *Sustainable agriculture volume 2*, b. 2: Springer Science & Business Media.
- Malhotra, H., Sharma, S. & Pandey, R. (2018). Phosphorus nutrition: plant growth in response to deficiency and excess. I: *Plant nutrients and abiotic stress tolerance*, s. 171-190: Springer.
- Marchuk, A. & Rengasamy, P. (2011). Clay behaviour in suspension is related to the ionicity of clay–cation bonds. *Applied Clay Science*, 53 (4): s. 754-759.
- Marchuk, S. & Marchuk, A. (2018). Effect of applied potassium concentration on clay dispersion, hydraulic conductivity, pore structure and mineralogy of two contrasting Australian soils. *Soil and Tillage Research*, 182: s. 35-44.
- Miller, R. & Jastrow, J. (2000). Mycorrhizal fungi influence soil structure. I: *Arbuscular mycorrhizas: physiology and function*, s. 3-18: Springer.
- Murphy, B. (2015). Impact of soil organic matter on soil properties—a review with emphasis on Australian soils. *Soil Research*, 53 (6): s. 605-635.
- Nelson, D. W. & Sommers, L. E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. *Methods of soil analysis: Part 3 Chemical methods*, 5: s. 961-1010.
- Nibio. (2018). *Ulike typer mykorrhiza*. Tilgjengelig fra: <https://www.nibio.no/tema/jord/mykorrhiza--rottenes-rotter/ulike-typer-mykorrhiza> (lest 04.05.21).
- Nibio. (u.å). *Fosforbehov - korreksjon etter jordanalyser*. Tilgjengelig fra: <https://www.nibio.no/tema/jord/gjodslingshandbok/korreksjonstabeller/fosforbehov--korreksjon-etter-jordanalyser> (lest 30.04.21).
- Oades, J. (1993). The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. I: *Soil Structure/soil biota interrelationships*, s. 377-400: Elsevier.
- Papadopoulos, A. (2011). Soil Aggregates, Structure, and Stability. I: Gliński, J., Horabik, J. & Lipiec, J. (red.) *Encyclopedia of Agrophysics*, s. 736-740. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Parniske, M. (2008). Arbuscular mycorrhiza: the mother of plant root endosymbioses. *Nature Reviews Microbiology*, 6 (10): s. 763-775.
- Phocharoen, Y., Aramrak, S., Chittamart, N. & Wisawapipat, W. (2018). Potassium influence on soil aggregate stability. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 49 (17): s. 2162-2174.
- Pommeresche, R. & Haugerud, Ø. (2017). Biologisk jordstruktur. *NORSØK Faginfo*, 2 (5): s. 1-7.

- Rengasamy, P. & Marchuk, A. (2011). Cation ratio of soil structural stability (CROSS). *Soil Research*, 49 (3): s. 280-285.
- Rengasamy, P., Tavakkoli, E. & McDonald, G. (2016). Exchangeable cations and clay dispersion: net dispersive charge, a new concept for dispersive soil. *European Journal of Soil Science*, 67 (5): s. 659-665.
- Rillig, M. C., Wright, S. F. & Eviner, V. T. (2002). The role of arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin in soil aggregation: comparing effects of five plant species. *Plant and Soil*, 238 (2): s. 325-333. doi: 10.1023/A:1014483303813.
- Rillig, M. C. (2004). Arbuscular mycorrhizae, glomalin, and soil aggregation. *Canadian Journal of Soil Science*, 84 (4): s. 355-363.
- Rillig, M. C. & Mummey, D. L. (2006). Mycorrhizas and soil structure. *New Phytologist*, 171 (1): s. 41-53. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01750.x>.
- Rillig, M. C., Aguilar-Trigueros, C. A., Bergmann, J., Verbruggen, E., Veresoglou, S. D. & Lehmann, A. (2015). Plant root and mycorrhizal fungal traits for understanding soil aggregation. *New Phytologist*, 205 (4): s. 1385-1388.
- Raade, G. (2020). *leirmineraler*: Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/leirmineraler> (lest 17.02.21).
- Sarker, T. C., Incerti, G., Spaccini, R., Piccolo, A., Mazzoleni, S. & Bonanomi, G. (2018). Linking organic matter chemistry with soil aggregate stability: Insight from <sup>13</sup>C NMR spectroscopy. *Soil Biology and Biochemistry*, 117: s. 175-184.
- Singh, P. K. (2012). Role of glomalin related soil protein produced by arbuscular mycorrhizal fungi: a review. *Agric Sci Res J*, 2 (3): s. 119-125.
- Singh, P. K., Singh, M. & Tripathi, B. N. (2013). Glomalin: an arbuscular mycorrhizal fungal soil protein. *Protoplasma*, 250 (3): s. 663-669. doi: 10.1007/s00709-012-0453-z.
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S. & Denef, K. (2004). A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research*, 79 (1): s. 7-31.
- Six, J., Frey, S., Thiet, R. & Batten, K. (2006). Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, 70 (2): s. 555-569.
- Smith, S. E. & Read, D. J. (2010). *Mycorrhizal symbiosis*: Academic press.
- Smith, S. E., Jakobsen, I., Grønlund, M. & Smith, F. A. (2011). Roles of arbuscular mycorrhizas in plant phosphorus nutrition: interactions between pathways of phosphorus uptake in arbuscular mycorrhizal roots have important implications for understanding and manipulating plant phosphorus acquisition. *Plant physiology*, 156 (3): s. 1050-1057.



- Solberg, L. K. (2017). *Høye kornavlenger mulig uten fosforgjødsling*: NIBIO. Tilgjengelig fra: <https://www.nibio.no/nyheter/hye-kornavlenger-mulig-uten-fosforgjdsling> (lest 10.02.21).
- Sundet, H. (2019). En hyllest til jordaggregatet. Tilgjengelig fra: <https://okologisklandbruk.nlr.no/fagartikler/jordaggregat/> (lest 07.01.21).
- Säle, V., Aguilera, P., Laczko, E., Mäder, P., Berner, A., Zihlmann, U., van der Heijden, M. G. & Oehl, F. (2015). Impact of conservation tillage and organic farming on the diversity of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Biology and Biochemistry*, 84: s. 38-52.
- Tisdall, J. M. & Oades, J. M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of soil science*, 33 (2): s. 141-163.
- Treseder, K. K. & Turner, K. M. (2007). Glomalin in ecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, 71 (4): s. 1257-1266.
- Valand, S., Nøkland, A. & Sundet, H. (2017). Karbonbinding i norsk landbruksjord. *Norsk Landbruksrådgiving Østafjells*.
- Vedvik, J. F. (2013). *Fosforfraksjoner i dyrka jord med utgangspunkt i langtidsforsøk*. Masteroppgave. Ås: UMB. Tilgjengelig fra: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/bitstream/handle/11250/189605/Masteroppgave%20JFVBr.pdf?sequence=1&isAllowed=y> (lest 05.05.21).
- Verchot, L. V., Dutaur, L., Shepherd, K. D. & Albrecht, A. (2011). Organic matter stabilization in soil aggregates: understanding the biogeochemical mechanisms that determine the fate of carbon inputs in soils. *Geoderma*, 161 (3-4): s. 182-193.
- Wakindiki, I. & Ben-Hur, M. (2002). Soil mineralogy and texture effects on crust micromorphology, infiltration, and erosion. *Soil Science Society of America Journal*, 66 (3): s. 897-905.
- Weil, R. R. & Brady, N. C. (2017). *The Nature and Properties of Soils*. 15 utg.: Pearson Education.
- Williams, A., Manoharan, L., Rosenstock, N. P., Olsson, P. A. & Hedlund, K. (2017). Long-term agricultural fertilization alters arbuscular mycorrhizal fungal community composition and barley (*H ordeum vulgare*) mycorrhizal carbon and phosphorus exchange. *New Phytologist*, 213 (2): s. 874-885.
- Wright, S. F. & Upadhyaya, A. (1998). A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant and Soil*, 198 (1): s. 97-107. doi: 10.1023/A:1004347701584.
- Wright, S. F., Starr, J. & Paltineanu, I. (1999). Changes in aggregate stability and concentration of glomalin during tillage management transition. *Soil Science Society of America Journal*, 63 (6): s. 1825-1829.
- Wu, F., Dong, M., Liu, Y., Ma, X., An, L., Young, J. P. W. & Feng, H. (2011). Effects of long-term fertilization on AM fungal community structure and Glomalin-related soil

protein in the Loess Plateau of China. *Plant and Soil*, 342 (1): s. 233-247. doi: 10.1007/s11104-010-0688-4.

Wuddivira, M. & Camps-Roach, G. (2007). Effects of organic matter and calcium on soil structural stability. *European Journal of Soil Science*, 58 (3): s. 722-727.

Øgaard, A. F. (1995). Effect of phosphorus fertilization and content of plant-available phosphorus (P-AL) on algal-available phosphorus in soils. *Acta Agriculturae Scandinavica B-Plant Soil Sciences*, 45 (4): s. 242-250.





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

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway