



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2020 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Binding og risiko for utlekking av fosfor i jord med høyt fosfornivå

Sorption and risk of phosphorus leaching in P-
enriched soil

Monica Jayesingha

Miljø og naturressurser

Forord

Denne masteroppgaven markerer avslutningen av min tid som student ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, NMBU. Studietiden min har vært svært innholdsrik og lærerik.

Først av alt vil jeg gjerne takke min hovedveileder Tore Krogstad (NMBU) for alt engasjement i min oppgave, gode diskusjoner, hjelp med felt- og laboratoriearbeid, samt motivasjon gjennom prosessen. Jeg vil også takke min biveileder Marianne Bechmann (NIBIO) for hjelp med å utarbeide oppgaven, verdifulle råd og innspill om Kjelle ruteforsøk, samt gode diskusjoner rundt mine funn. Jeg vil også takke begge mine veiledere for all tålmodighet og positivitet som dere har hatt, samt at dørene deres alltid har vært åpne hvis jeg skulle trenge hjelp.

Jeg vil gjerne gi en stor takk til Oddny Gimmingsrud og Irene E. Eriksen Dahl for mye hjelp og gode råd gjennom analysene ved jord og vannlaboratoriet på NMBU. Takk for at dere delte av deres kunnskap og alltid tok tid til å hjelpe meg.

Jeg vil takke mine medstudenter på jordfag som har delt mine oppturer og nedturer, samt bidratt med hjelp og motivasjon på mastersalen.

Til slutt vil jeg takke Vemund for all hjelp med korrekturlesing, motivasjon og støtte gjennom hele prosessen.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, 12.05.2020

Monica Jayesingha

Sammendrag

Høye konsentrasjoner av fosfor i jord på jordbruksarealer har siden 1960-tallet vært knyttet til forurensningsproblematikk i vannforekomster. Målet med denne oppgaven er å undersøke prosesser og mekanismer i jord knyttet til utlekking og tap av fosfor fra jordbruksarealer. Undersøkelsen har blitt gjort i samarbeid mellom NIBIO og NMBU. Forsøksfeltet hvor jordprøvene er hentet fra har høye P-AL tall som følge av spredning av husdyrgjødsel i tidligere jordbrukspraksis.

Jordprøver fra NIBIOs forsøksfelt på Kjelle ble innhentet og analysert. Det ble gjennomført grunnleggende jordanalyser for pH, kornfordeling, P-AL, P-H₂O, P-CaCl₂, oksalatløselig fosfor, aluminium og jern, grunnstoffinnhold, samt et bindingsforsøk, et fryse-tine-forsøk og et kolonneforsøk.

Undersøkelsene viste at P-AL nivåene i jorda påvirket bindingsevnen og dermed utlekkingsrisikoen fra de ulike sjiktene og rutene. Toppjorda, særlig med høye P-AL tall, hadde stor risiko for utlekking. Dette ble bekreftet av kolonneforsøket, desorpsjonsforsøket og fosforadsorpsjonsmetningsgraden som ble funnet i jorda. Det ble funnet signifikant anrikelse av fosfor i partiklene i avrenningsvannet sammenlignet med partiklene i jorda ($p < 0,05$), trolig som følge av variasjon i nedbør, avrenningsmengde og jordarbeidingssystem. Fryse-tine-forsøket viste ingen signifikant økning i mengden vannløselig fosfor ($p > 0,05$), jorda er derfor trolig ikke like utsatt som fersk plantemateriale for utlekking av fosfor. Det ble funnet god sammenheng mellom bindingskapasitet og leirinnhold i alle profilene undersøkt ($r = 0,98$). Det ble også funnet god sammenheng mellom bindingskapasitet, adsorpsjon og utlekking ($r = -0,83$ til $r = -1$), særlig i mellom- og undergrunnsjorda. Resultatene viste at fosfor i stor grad ble bundet på vei ned i profilene fra toppjorda til undergrunnsjorda. EPC-verdiene funnet for toppjorda på Kjelle viste at ved erosjon av partikler til vannforekomster vil trolig jorda frigi mye fosfor. Det var derimot uklarhet i sammenhengen mellom risikoen for utlekking og fosforadsorpsjonsmetningsgrad, særlig i mellom- og undergrunnsjorda.

Abstract

High concentrations of phosphorus in agricultural soil has been known as a pollution source for waterbodies since 1960. The aim of this study is to investigate the processes and mechanisms in soil that affect leaching and loss of phosphorus from agricultural areas. The study has been done in collaboration between NIBIO and NMBU. The experimental area where the soil samples were gathered has high P-AL values due to the use of manure in earlier agricultural practices.

Soil samples were gathered from NIBIO's experimental area at Kjelle. Analyses of the soil were done to find pH, grains size distribution, P-AL, P-H₂O, P-CaCl₂, element content, oxalate extractable P, Al and Fe. Also a binding experiment, freezing-thawing experiment and a column experiment was done to find properties of the soil.

P-AL in the soil affected the binding capacity of the soil, and therefore also the risk of P-leaching from the different horizons and plots. The topsoil, especially with high P-AL, was found to have the largest risk of P-leaching. This was indicated from the column experiment, desorption experiment and degree of phosphorus sorption saturation. Significant P-enrichment was found in the particles in the runoff water compared to the particles in the soil ($p < 0,05$), probably because of variation in precipitation, runoff and agricultural practice. Results from the freezing-thawing experiment did not show higher concentration of water soluble phosphorus ($p > 0,05$), the soil is therefore probably not as vulnerable to P-leaching as fresh plant material. Good correlation was found between binding capacity and clay content in all the profiles that were investigated ($r = 0,98$). There was also found good correlation between binding capacity, adsorption and leaching ($r = -0,83$ to $r = -1$), especially in the soil taken from 40-50 and 100 cm depth. The results indicated that phosphorus was bound when transported downwards in the profiles from the topsoil to the subsoil. EPC values found for the topsoil at Kjelle indicated that if erosion of particles to waterbodies should occur, the soil would likely release large amounts of phosphorus. The correlation between leaching and the degree of phosphorus sorption saturation was however somewhat unclear, especially in the middle- and subsoil.

Innholdsfortegnelse

Forord	2
Sammendrag.....	4
Abstract.....	5
1. Innledning.....	9
<i>1.2 Bakgrunn og mål.....</i>	<i>9</i>
<i>1.2 Teori.....</i>	<i>12</i>
1.2.1 Fosfor	12
1.2.1 Fosforsyklusen	13
1.2.2 Binding av fosfor i jord.....	13
1.2.3 Frigjøring og tap av fosfor	14
1.2.4 Fosfor som forurensning	16
2. Metode.....	18
<i>2.1 Områdebeskrivelse.....</i>	<i>18</i>
<i>2.2 Prøvetaking i felt.....</i>	<i>20</i>
<i>2.3 Laboratorieanalyser</i>	<i>21</i>
2.3.1 Forbehandling av jordprøvene	21
2.3.2 Tørrstoff og glødetap	22
2.3.3 pH måling.....	22
2.3.4 Kornfordeling.....	23
2.3.5 Ekstraksjon av fosfor	23
2.3.6 Ekstraksjon med oksalatløsning.....	25
2.3.7 Næringsstoffinnhold i AL-ekstrakt	26
2.3.8 Grunnstoffinnhold i dekomponerte jordprøver	26
2.3.9 Bindingsforsøk med fosfor	26
2.3.10 Desorpsjonsforsøk.....	28
2.3.11 Fryse-tine-forsøk.....	29
2.3.12 Kolonneforsøk.....	30

2.4 Statistisk analyse	32
3. Resultater	33
3.1 Tørrstoff og glødetap	33
3.2 pH.....	34
3.3 Kornfordeling.....	34
3.4 Ekstraksjon av fosfor.....	37
3.5 Oksalatløselig aluminium, jern og fosfor.....	38
3.6 AL-ekstraherbare næringsstoffer	39
3.7 Grunnstoffer i dekomponerte jordprøver.....	40
3.8 Adsorpsjon	41
3.8.1 Adsorpsjonskurver for fosfor.....	41
3.8.2 Adsorpsjonsmaksimum og fosfatlikevektskonsentrasjon	43
3.9 Desorpsjonsforsøket.....	44
3.10 Fryse-tine sykluser	45
3.11 Kolonneforsøk.....	46
4. Diskusjon	47
4.1 Fosfor- og næringsstoffstatus i jorda.....	47
4.1.1 Fosforstatus i 2019	47
4.1.2 Sammenligning med tall fra tidligere år	51
4.1.3 Næringsstoffstatus i 2019	53
4.2 Hypotese 1: Fosforkonsentrasjonen i partiklene som renner av sammen med avrenningsvannet er den samme som fosforkonsentrasjonen i partiklene i jorda.....	54
4.3 Hypotese 2: Fryse-tine sykluser vil øke konsentrasjonen av løst fosfor i avrenningsvannet	59
4.4 Hypotese 3: Utlekkingen av fosfor nedover i jorda mot grøftene skyldes ulike egenskaper i sjiktene i jorda knyttet til fosforinnhold og jordkjemiske egenskaper.	62
4.4.1 Adsorpsjon og desorpsjon.....	62
4.4.2 Bindingskapasitet i sjiktene	64

4.4.3 Leirinnhold.....	67
5. Konklusjon.....	69
6. Referanser.....	71
Vedlegg A.....	77
<i>Adsorpsjonsforsøk.....</i>	<i>77</i>
Vedlegg B	79
<i>Desorpsjonsforsøk.....</i>	<i>79</i>
Vedlegg C	80
<i>Kolonneforsøk.....</i>	<i>80</i>
<i>Vann- og P-tilsetting i kolonneforsøket</i>	<i>81</i>

1. Innledning

1.2 Bakgrunn og mål

Fosforgjødsling i norsk jordbruk har i lang tid vært knyttet til forurensningsproblematikk. Helt siden 1960-tallet har man vært klar over at fosfor-nivået i jorda er høyt mange steder, og at det kan føre til blant annet eutrofiering (Krogstad, 1987). Årsaken til den økte konsentrasjonen av fosfor på verdensbasis, fra rundt 1960-tallet, skyldes endringer av driftsformer i jordbruket og at mengden tilgjengelig fosforgjødsel økte (Cordell et al., 2009). I Norge, ble det tilført store mengder fosfor gjennom mineralgjødsel i tillegg til husdyrgjødsel på 1970-tallet (Øgaard et al., 2016). Kanaliseringspolitikken, som ble innført i Norge rundt 1950, gikk ut på at kornproduksjonen skulle skje på de mest produktive jordbruksområdene for å øke selvforsyningsgraden (Arnoldussen et al., 2014). Dette førte til at kornproduksjonen ble sentrert på Østlandet og i Trøndelag, mens grasdyrking og husdyrhold ble skjøvet til Vestlandet og Nord-Norge. Som følge av konsentrasjonen av grasdyrking og husdyrhold fikk man store mengder husdyrgjødsel noen steder i landet, som videre ga høye konsentrasjoner av fosfor i jorda på grunn av overgjødsling (Vagstad, 2009). I områder med kornproduksjon har man også overgjødset for å øke produktiviteten og sørge for at det er fosforreserver i jorda (Frøseth et al., 2005). Avlingene som har blitt produsert har ikke klart å fjerne fosforet om ble tilført jorda, og mengden plantetilgjengelig fosfor har dermed økt sterkt (Øgaard et al., 2016). En annen trend i norsk landbruk er at antallet jordbruksbedrifter har sunket siden 1950-tallet, samtidig som jordbruksarealet per jordbruksbedrifter har økt (Bye, 2019). Ved slutten av 1950-tallet var det omlag 200 000 jordbruksbedrifter med et gjennomsnittlig jordbruksareal på 50 dekar. I 2010 var det mindre enn 50 000 jordbruksbedrifter, med et gjennomsnitt på 225 dekar jordbruksareal per bedrift (Bye, 2019).

Fosforforurensning knyttet til jordbruket skjer i hovedsak på grunn av utlekking av fosfor som følge av høye konsentrasjoner i jorda, samt jordarbeiding og erosjon (Øgaard et al., 2016). Fosfor er et makronæringsstoff som er svært viktig for cellevekst, og ingen andre elementer kan erstatte fosfors rolle (Sims & Sharpley, 2005). Man gjødsler derfor med fosfor fordi det fører til økt vekst hos planter (Brady & Weil, 2010), noe som er gunstig for gode og store avlinger, men ved utlekking til vannforekomster kan dette være svært problematisk. Avlingsforsøk med korn har imidlertid vist at ved høyt fosforinnhold i jorda er det ingen økning i avling ved å gjødse med fosfor (Kristoffersen & Øgaard, 2018). Gjennom en rekke studier har man konstatert at fosfor er det begrensende næringsstoffet i ferskvann (Schindler

et al., 1971; Schindler & Fee, 1974; Schindler, 1975). Utlekking av fosfor fra jordbruksområder kan derfor føre til store konsekvenser for vannkvalitet, biologisk mangfold og den naturlige eutrofieringsprosessen i ferskvannsresipienter (Schindler et al., 1971; Wetzel, 2001; Øgaard et al., 2017).

I følge FNs klimapanel (IPCC) har menneskelig aktivitet ført til en global oppvarming med gjennomsnittssøkning i temperatur på 0,8 til 1,2°C på verdensbasis (IPCC, 2018). Modellene som blir brukt for å estimere konsekvensene av temperaturøkning viser at det vil bli endringer i vær- og klimamønster og hyppigere frekvenser av ekstremvær. Dette inkluderer nedbørs-, hetebølger-, tørke-, skogbrann og flomepisoder. På den nordlige halvkule vil en konsekvens av global oppvarming være mindre snødekke på vinterhalvåret (Groffman et al., 2001). Undersøkelsen gjort av Groffman et al. for å undersøke konsekvensene av redusert snødekke viste at det ville føre til lavere temperaturer i jorda. Dette, i kombinasjon med økt lufttemperatur, viste at det ble flere fryse-tine sykluser på vinterhalvåret (Groffman et al., 2001). Sammen med økt mengde nedbør (Watson et al., 1998) kan dette føre til økt erosjon og næringsstofftap fra jordbruksområder, særlig hvis det er plantemateriale på eller i jorda om høsten (Bechmann & Eggestad, 2016). Altså områder hvor det dyrkes korn og gras. Ved økt frekvens av fryse-tine sykluser kan man få økningen i mengden utlekket fosfor fra plantemateriale (Bechmann, M. et al., 2005; Bechmann, M. E. et al., 2005). Dette skyldes sprenging av planteceller ved frysing som fører til frigjørelse av fosfor fra ødelagte celler. I Norge forventes den største reduksjonen av snødekket på sørlige deler av Østlandet, som medfører flere fryse-tine sykluser i dette området (Bechmann & Eggestad, 2016). Å se jordegenskaper i sammenheng med et klima i endring kan derfor være viktig for å vite hvordan utlekkingen av fosfor vil påvirkes av endret temperatur og værforhold.

Et eksempel på et forsøksareal for studier av næringsstoffavrenning er Kjelle ruteforsøk etablert av Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) i 2013. Forsøksfeltet, data innsamlet av NIBIO og jordprøver hentet fra forsøksfeltet er grunnlaget for undersøkelsene gjort i denne oppgaven. Forsøket er anlagt i Bjørkelangen som er et tettsted i kommunen Aurskog-Høland. Området ligger i sør-øst Norge i fylket Viken. Kjelle ruteforsøk er et jordarbeidingsforsøk med måling av overflate- og grøfteavrenning, samt måling av mengden utlekket næringsstoff, partikler og pesticider i avrenningsvannet (Bechmann & Bøe, 2020). Feltet er anlagt på et området som før ble gjødslet med husdyrgjødsel, noe som har ført til høye P-AL tall på store deler av feltet (Hauken et al., 2015). Det er gjort mange forsøk for å studere tiltak for å

redusere jord- og næringsstofftap på arealer med høy erosjonsrisiko, men derimot er det lite forskning på arealer med lav erosjonsrisiko (Bechmann et al., 2011). Kjelle rutforsøk er derfor anlagt i et område med lav erosjonsrisiko (erosjonsklasse 1 og 2) for å dokumentere effekter av jordarbeiding på slike arealer, samt fordelingen av avrenningsvannet på overflate- og grøfteavrenning (Hauken et al., 2015). Gjennom forsøksperioden har fosfortap fra rutene blitt dokumentert. Det har i hovedsak blitt dokumentert fosfortap knyttet til avrenningsvann og jordtap (Hauken et al., 2015).

Det er gjort grunnleggende analyser av jorda på Kjelle ved etablering av forsøket (Hauken et al., 2015), men det er ikke gjort undersøkelser av mekanismer og prosesser i jorda som fører til binding eller frigjørelse av fosfor. Målet med denne oppgaven er derfor å grundigere undersøke jordegenskaper i jorda på Kjelle og vurdere hvilke mekanismer og prosesser som fører til fosfortap fra arealene. I denne oppgaven er det fokus på fosfortap gjennom avrenning, både overflate- og grøfteavrenning, samt noe tap gjennom makroporer. Det er sett bort fra transport av fosfor som følge av jordas struktur, som aggregat- og poredannelse. Det er med bakgrunn i dette utarbeidet tre hypoteser oppgaven søker å svare på.

Hypotese 1: Fosforkonsentrasjonen i partiklene som renner av sammen med avrenningsvannet er den samme som fosforkonsentrasjonen i partiklene i jorda.

Hypotese 2: Fryse-tine sykluser vil øke konsentrasjonen av løst fosfor i avrenningsvannet.

Hypotese 3: Utlekkingen av fosfor nedover i jorda mot grøftene skyldes ulike egenskaper i sjiktene i jorda knyttet til fosforinnhold og jordkjemiske egenskaper.

For å teste disse hypotesene ble det gjennomført et bindingsforsøk, et fryse-tine forsøk og et kolonneforsøk, samt en rekke analyser for å bestemme grunnleggende egenskaper i jorda.

1.2 Teori

1.2.1 Fosfor

Grunnstoffet fosfor er et essensielt næringsstoff, som alt biologisk liv er avhengig av (Brady & Weil, 2010; Sims & Sharpley, 2005). Fosfor (P) er en viktig byggestein i energioverføring (ATP), genetiske materiale (DNA) og produksjon av protein (RNA) (Brady & Weil, 2010). Fordi fosfor inngår som et av elementene som er grunnlaget for disse molekylene i celler, er det helt avgjørende og essensielt for all biologisk vekst.

Fosfor og fosfat er to begreper som ofte blir brukt om hverandre i jordbruks- og gjødslingssammenheng (Sims & Sharpley, 2005). Begrepet fosfor omhandler alle uorganiske og organiske specier av grunnstoffet (Brady & Weil, 2010). Fosfat derimot er en samlebetegnelse for alle polyfosfatgruppene som inneholder forbindelsen ortofosfat (PO_4^{3-}). Fosfat er den eneste uorganiske formen av fosfor som er plantetilgjengelig, og ved bruk av begrepet er det denne fraksjonen av fosfor det henvises til (Brady & Weil, 2010; Sims & Sharpley, 2005). Løst fosfor, eller fosfat, blir brukt om fraksjonen av fosfor som er løst i vann og er plantetilgjengelig. I denne oppgaven er det i stor grad fokus på fosfat og total mengde fosfor, og det er tatt lite hensyn til den organiske fraksjonen av fosfor i jord.

Alt organisk materiale inneholder fosfor, men de største reservene finnes likevel i jord, sedimenter og berggrunn (Sims & Sharpley, 2005). Fra rundt 1950-1960 økte mengden tilgjengelig fosforgjødsel drastisk (Cordell et al., 2009). Dette var fordi man startet å utvinne fosfor fra fosformineraler, også kalt apatittmineraler. Før dette ble møkk brukt som hovedformen av fosforgjødsel (Khasawneh et al., 1980). På grunn av en økende befolkning og dermed økende matbehov, samt ny teknologi, har utvinningen av fosfor fra berggrunn økt eksponentielt siden 1960-tallet (Cordell et al., 2009). Fosfor utvunnet fra apatittmineraler er en ikke-fornybar ressurs og studier av de gjenværende reservene anslår at om 50-100 år vil de utvinnbare reservene være tilnærmet tomme (Cordell et al., 2009). Dette, sett i sammenheng med FNs rapport om en økende global befolkning (UN, 2019), betyr at redusert fosforforsyning kan skape problemer i fremtiden. Det er få land som står for all utvinning og salg av fosfor fra mineraler. De fire store fosforprodusentene er USA, Marokko, Kina og Russland (Sims & Sharpley, 2005). Den største befolkningsveksten forventes å være i Afrika, sør for Sahara (UN, 2019). Landene i dette området er fattige og har liten kjøpekraft sammenlignet med vestlige land. Det er heller ingen fosforreserver av størrelse som kan

utvinnes for eget bruk (Oelkers & Valsami-Jones, 2008). Matsikkerhet for land som er avhengig av import av fosfor er derfor et problem som kan bli aktuelt (Cordell et al., 2009). Dette spesielt i land med liten kjøpekraft. Det er derfor viktig at fosforresirkulering og bærekraftig utvikling innenfor fosforproduksjon til jordbruksformål får økt fokus fremover (Cordell et al., 2009).

1.2.1 Fosforsyklusen

Når forvitret (naturlig) eller utvunnet (antropogent) fosfor fra fosforrike bergarter tas opp av organismer og planter blir det en del av en global fosforsyklus (Schlesinger & Bernhardt, 2013). Dermed får man organiske kilder til fosfor som planterester, dødt organisk materiale og ekskrementer (Brady & Weil, 2010). En liten kilde finnes også i luftbåret støv. De største kildene, sett bort ifra fosforrike bergarter, finnes i jord og sedimenter. Bare en liten andel av fosforet som finnes i disse kildene er i midlertid plantetilgjengelig (Brady & Weil, 2010). Fosforsyklusen består av interne sykluser (Brady & Weil, 2010; Schlesinger & Bernhardt, 2013). I biosfæren blir fosfor resirkuler mellom planter, dyr, dødt organisk materiale og jord flere ganger. Det vil imidlertid tapes noe til vassdrag og videre ut i havet. I havet resirkuleres også fosfor mange ganger før det sedimenteres på havbunnen. Over tid vil fosforet bli tilbakedannet til fosformineraler og videre til bergarter dypt i jordskorpa (Schlesinger & Bernhardt, 2013).

1.2.2 Binding av fosfor i jord

Fosfor i jorda bindes og frigjøres som følge av ulike kjemiske og fysiske prosesser (Brady & Weil, 2010; McBride, 1994). I denne oppgaven er det lagt vekt på hvordan uorganisk fosfor, da spesielt fosfat, opptrer i jorda. Det er egenskaper i jorda knyttet til fosfat som er viktig i et jordbruksperspektiv, særlig når mineralgjødsel benyttes (Khasawneh et al., 1980; YARA, 2020).

Konsentrasjonen og transporten av fosfor i jord og jordvann er kontrollert av to prosesser (Brady & Weil, 2010). Den ene er løseligheten av fosfor fra mineraler i jordsmonnet. Den andre er adsorpsjons- og fikseringsegenskaper i jorda. Det er mange faktorer som avgjør fikseringskapasiteten av fosfor i jord (Khasawneh et al., 1980). De viktigste bindingsplassene for fosfor finner vi på leirpartikler, aluminium-, jern- og kalsiumoksider og organisk materiale (Brady & Weil, 2010; Wild, 1950 referert i Khasawneh et al., 1980). pH er også avgjørende for hvordan fosfor bindes (Krogstad, 2019). Ved lav pH i surt jordsmonn vil

det ofte være aluminium-, jern- og manganioner i jorda, som reagerer med fosfat og fører til utfelling av fosfationer (Brady & Weil, 2010). Disse forbindelsene er tungtløselige ved lav pH. En annen mekanisme som skjer ved lavere til middels pH-verdier er adsorpsjon av fosfat til leirpartikler (Brady & Weil, 2010). Leirpartikler har stor spesifikk overflate, og mange positive landingsplasser som følge av jern- og aluminium oksider/hydroksider på overflaten av partiklene. På grunn av stor spesifikk overflate vil leirpartikler binde og dermed inneholde mer fosfor enn større partikler, som silt og sand. Er det en overrepresentasjon av leirpartikler i erosjonsmateriale, som følge av selektiv erosjon, vil man få en anrikning av fosfor i partiklene som eroderes (Sharpley, 1985). Bindingen av fosfat til leirpartikler kan skje ved adsorpsjon, spesifikk adsorpsjon og anion bytte (Brady & Weil, 2010). Over tid kan aluminium- og jernoksider innkapsle adsorbert fosfor på leirpartikler. Dette skjer ved at et oksidlag dannes utenpå det adsorberte fosforet. Dette fører til at fosforet bindes svært sterkt og plantetilgjengeligheten synker (Krogstad, 2019). Ved høyere pH vil fosfat bindes til kalsiumioner og felles ut som kalsiumfosfater, forbindelser som er tungtløselig ved høy pH (Krogstad, 2019). I Norge er den vanligste naturlige dannede jordsmonnstypen podzol (Sperstad & Nyborg, 2008). Podzols er sure mineraljordsmonn med pH rundt 3,5 til 4,5. Ved slik pH-verdi vil organisk materiale, hvis det har ladning, ofte være negativt ladd. Dette er fordi organiske syrer ikke dissosierer ved pH 3,4 til 4,5 og skaper dermed negative landingsplasser (Tore Krogstad, personlig kommunikasjon 31.03.2020¹). Noen organiske syrer dissosierer ikke før rundt pH 7. Fosfat vil derfor i liten grad være bundet til organisk materiale i jorda. Jern og aluminium kan derimot bindes til negative landingsplasser på organisk materiale og skape positive landingsplasser som fosfat kan bindes til (McBride, 1994).

1.2.3 Frigjøring og tap av fosfor

Når fosfor bindes i jorda kan det enten bli fiksert eller adsorbert (Brady & Weil, 2010; Khasawneh et al., 1980). Fiksert fosfor vil være lite plantetilgjengelig og er sterkt bundet i partiklene i jorda. Av den adsorberte fraksjonen vil derimot en større andel kunne frigis til vannfasen over tid. Dette er fordi en likevekt mellom vannfasen og jordpartiklene vil opprettholdes (Krogstad, 2019). Fosforet vil altså frigis hvis konsentrasjonen i jordvæsken avtar, som følge av for eksempel planteopptak. Dette er svært gunstig for levende organismer da jorda virker som en forsyner av nytt fosfor etterhvert som det vannløselige fosforet tas opp

¹ Tore Krogstad, Professor ved NMBU

(Kristoffersen & Øgaard, 2019). Fosfor som bindes i jorda adsorberes lagvis til partiklene (Krogstad, 2019). Dette er fordi de innerste plassene fylles opp og adsorpsjonen skjer lenger og lenger vekk fra partikkeloverflaten. Det fosforet som bindes «ytterst» er det som bindes svakest og blir frigitt først til jordvannet.

På grunn av denne mekanismen kan fosfor lekke ut av jorda og transporteres med avrenningsvann fra et område til et annet (Sims & Sharpley, 2005). Ved transport av partikler vil også fosforet som er bundet i partiklene transporteres med avrenningsvannet. Fosfor kan altså mobiliseres både løst i vannfasen og partikulært bundet i avrenningspartikler. Tap av fosfor gjennom overflateavrenning er et stort problem i områder med mye erosjon og høyt innhold av leire i jorda (Heckrath et al., 2008; Ulén et al., 2007). Grøfteavrenning er også en kilde til utlekking av fosfor (Kværnø & Bechmann, 2010b). Hvordan avrenningsvann fordeler seg på overflate- og grøfteavrenning er avhengig av jordegenskaper, topografi, værforhold og jordarbeidingsystemer (Kværnø & Bechmann, 2010a). I noen områder står grøfteavrenning for opp til 90% av den totale avrenningen (Kværnø & Bechmann, 2010b). Makroporer som strekker seg fra overflatejorda og nedover i jordprofilet er en strømningsvei for vann, og dermed også partikler (Kværnø & Bechmann, 2010a; Øygarden et al., 1997). Det er i hovedsak leirpartikler som blir transportert nedover i profilet med slike porer på grunn av selektiv erosjon (Sharpley, 1985; WRB, 2014). Leirpartikler, med mye fosfor bundet til seg, kan transporteres gjennom disse porene nedover i profilet og renne direkte av i grøfteavrenning (Sharpley, 1980; Øygarden et al., 1997).

Hvorvidt fosforet bundet til partikler vil frigis i et nytt system avhenger av fosfatlikevektskonsentrasjonen, EPC (equilibrium phosphate concentration) (Brady & Weil, 2010; Indiati & Sharpley, 1998). Fosfatlikevektskonsentrasjonen for en gitt jord er konsentrasjonen av fosfor hvor netto adsorpsjon er lik netto desorpsjon, altså systemet er i likevekt (Sims & Sharpley, 2005). EPC-verdien kan si noe om jordas evne til å tilføre nytt fosfor til jordvannet når løst fosfor blir tatt opp av planter, samt faren for utlekking av fosfor. Hvis jordpartikler med høy EPC blir transportert til et system med lavere EPC-verdi, for eksempel en innsjø, vil fosfor fra jordpartiklene frigis i en likevektsreaksjon. Jordpartiklene vil altså forsyne systemet med fosfor (House & Denison, 2000; Sims & Sharpley, 2005). Det omvendte vil skje dersom jordpartikler med lav EPC transporteres til et system med høyere EPC. Da vil partiklene ta opp fosfor og mindre vil være plantetilgjengelig i vannfasen. Fosfatlikevektskonsentrasjonen i jordbruksområder er derfor svært nyttig for å vurdere

risikoen for eutrofiering av nærliggende vannresipienter ved avrenning fra jorda (Sims & Sharpley, 2005). En studie gjort på jord fra forskjellige jordbruksområder i Norge fant at jorda hadde EPC-verdier fra 0,03 mg PO₄-P/l (lavt) til 3,99 PO₄-P/l (høyt) (Singh et al., 2005). Det ble i samme studie funnet en eksponentiell økning i EPC-verdi med økende innhold av plantetilgjengelig fosfor (P-AL).

I Norge har jordbruksdrift og miljøeffekter av jordbruksdrift blitt dokumentert gjennom NIBIOs program for jord- og vannovervåking i jordbruket (JOVA) (Hauken, 2018). Programmet overvåker en rekke nedbørsfelt spredt rundt i hele Norge (Bechmann et al., 2017b). Fra 1992 til 2016 ble det registrert tap av totalfosfor fra nedbørsfeltene hvert år. Det var stor variasjon mellom feltene og innad i feltene i måleperioden. I noen felt lå tapet av fosfor rundt 1000-2800 kg P/daa, mens i andre felt var tapet mye lavere med et maksimalt tap på rundt 150 kg P/daa. For å sette fosfortapet i perspektiv ble det gjødslet med mellom 2 til 5 kg P/daa per år.

1.2.4 Fosfor som forurensning

Fosfor som en forurensningskilde er et tema som har blitt undersøkt i lang tid (Krogstad, 1987; Sims & Sharpley, 2005). På 1960-tallet begynte innsjøer i Nord-Amerika og Europa å vise tegn til fosforanrikning (Sims & Sharpley, 2005). Forskning på limnologiske systemer ble dermed satt i gang for å undersøke fosfors rolle. I et forsøk fra 1971 gjødslet man forskjellige innsjøer med nitrogen og fosfor under kontrollerte forhold for å undersøke hvilke av disse næringsstoffene som var mest begrensede for algevekst (Schindler et al., 1971). Forsøkets resultater viste at fosfor var det mest begrensede næringsstoffet og i en 17 ukers periode økte mengden fyttoplankton svært mye, samt artssammensetningen i innsjøene ble forandret. Videreføring av samme studie viste at stans i fosforgjødslingen førte til stor reduksjon i algevekst, som bekreftet resultatene fra den tidligere undersøkelsen (Schindler & Fee, 1974). Disse studiene la grunnlaget for oppfattelsen av at fosfor er det begrensende næringsstoffet i ferskvannsføremønstre (Schindler, 1975).

Eutrofiering er en naturlig prosess alle innsjøer gjennomgår (Wetzel, 2001). Eutrofiering er en prosess hvor man får en økning i primærproduksjon. Økt vekst hos primærprodusentene fører til økt vekst høyere opp i næringskjeden. Ved økt mengde biomasse vil sedimentasjon i innsjøen også øke, og slik endres egenskapene til innsjøen (Wetzel, 2001). Eutrofiering er altså økning i trofi. Prosessen er selvforsterkende, fordi ved økt primærproduksjon brukes

oksygenet i vannmassene opp. Dette fører til frigjørelse av fosfor fra sedimentene, på grunn av reduserende forhold, som fører til interngjødsling og økt produksjon (Wetzel, 2001). Veksten hos primærprodusentene vil øke helt til den begrenses av en eller flere faktorer. Det er slik at selv om det er overskudd av for eksempel et næringsstoff, vil ikke veksten fortsette om det er mangel av et annet næringsstoff. Fordi fosfor ofte er det begrensende næringsstoffet i ferskvann vil utlekking fra jordbruket føre til vekst hos primærprodusentene (Schindler, 1975). Dette kan føre til oppblomstring av alger som videre fører til dårlig vannkvalitet og mindre artsmangfold (Sims & Sharpley, 2005). Selv om det siden 1960-tallet har vært fokus på denne problematikken er fosforutlekking til ferskvannsforekomster fortsatt et problem (Sims & Sharpley, 2005).

2. Metode

2.1 Områdebeskrivelse

Kjelle forsøksruter er et forsøksområde etablert av NIBIO i 2014 (Hauken et al., 2015).

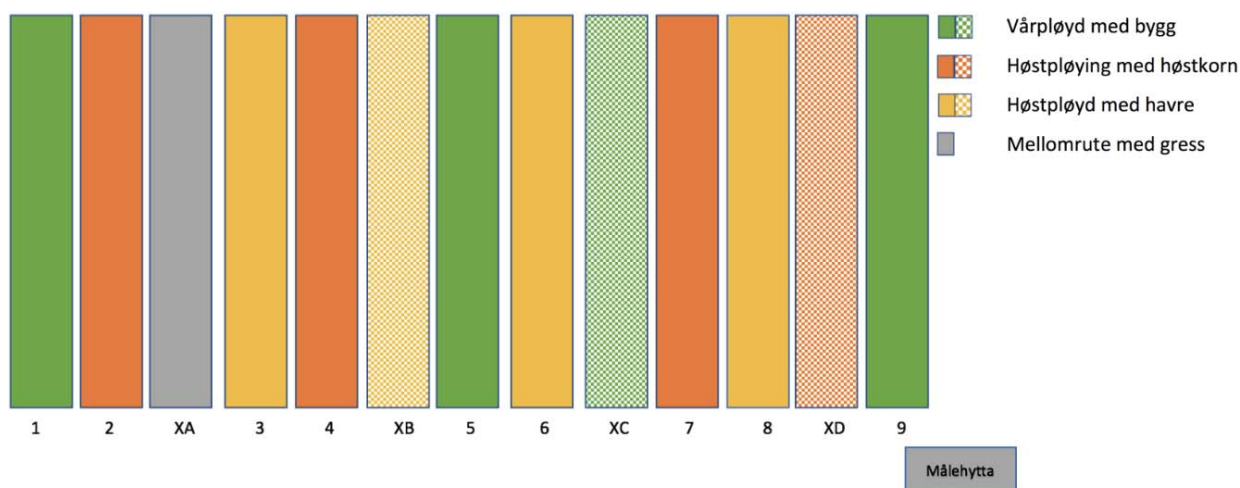
Forsøksfeltets lokasjon er i Bjørkelangen, Viken. Figur 1 viser en oversikt over området og de ulike World Reference Base for soils (WRB-gruppene) for jordsmonnet på Kjelle. Som kartet viser ligger alle forsøksrutene innenfor et område med WRB-gruppen Albeluvisol.

Albeluvisol ble i den siste utgaven av World Reference Base for soils, forandret til Retisol (WRB, 2014). Dette var for å inkludere flere egenskaper for denne jordgruppen. Retisol-gruppen har som kjennetegn at jordsmonnet er dannet ved leirutvasking fra et sjikt til underliggende sjikt (Sperstad & Nyborg, 2008). Dette skjer på grunn av transport ved regnvann gjennom porer i jorda som danner tunger fra et sjikt med større partikler til et sjikt med mindre partikler. Det blir dermed dannet et mer kompakt leirrikt sjikt under et utvaskingssjikt. Leirpartiklene blir avsatt på veggene i porene i jorda. Kjelle ruteforsøk er anlagt i et område som består av et tykt lag hav- og fjordavsetninger (Hauken et al., 2015). Denne avsetningstypen kalles også marine avsetninger og består av finkornede sedimenter (Klakegg, 2020). Retisols har ofte lite organisk materiale og høyt innhold av silt- og leirpartikler (WRB, 2014). I områder med marine sedimenter i sørlige deler av Norge får man ofte utviklet denne jordsmonntypen (Sauer et al., 2009; Schüllli-Maurer et al., 2007).



Figur 1. Kart med oversikt av jordtyper etter WRB-grupper ved NIBIOs forsøksfelt på Kjelle. Målehytta vises øverst til høyre utenfor feltet. (modifisert fra Kilden, 2020).

Forsøksanlegget er delt inn i ni forsøksruter og fire mellomruter. Disse rutene har tre ulike jordarbeidingssystemer: høstpløyd med høstkorn, høstpløyd med vårkorn og vårpløyd med vårkorn. Det er tre forsøksruter med hver av de ulike jordarbeidingssystemene, i tillegg til en mellomrute for hvert system. Det er også en rute med gress hvor det er anlagt en klimastasjon. Mellomrutene er etablert for å kunne gjøre mer omfattende jordsmonnundersøkelser uten å forstyrre selve forsøksrutene (Bechmann et al., 2015). Jordarbeidingssystemene roterer fra sesong til sesong, og systemene for de ulike rutene for 2019/2020 er vist i figur 2. Rotasjonen av jordarbeidingssystemene skjer etter følgende syklus: første år med høstpløying og såing på våren, andre år med høstpløying og såing på høsten og tredje år uten jordarbeiding på høsten men pløying og såing på våren (Hauken et al., 2015). Ved oppstart av forsøket startet rute 1 med første år av syklusen, rute 4 med tredje år av syklusen og rute 8 med andre år av syklusen. Etter tre år gjentas syklusen. De ni forsøksrutene er koblet til et grøfte- og rennesystem som samler opp avrenningsvannet fra forsøksrutene. Målehytta, også vist i figur 2, har tilhørende utstyr for måling av vannføring og vannprøvetaking. For mer detaljert forklaring av forsøksoppsettet på Kjelle, se rapporten «Etablering av Kjelle jordarbeidingsforsøk - Ruteforsøk med måling av overflate- og grøfteavrenning» av Hauken et al. (2015).

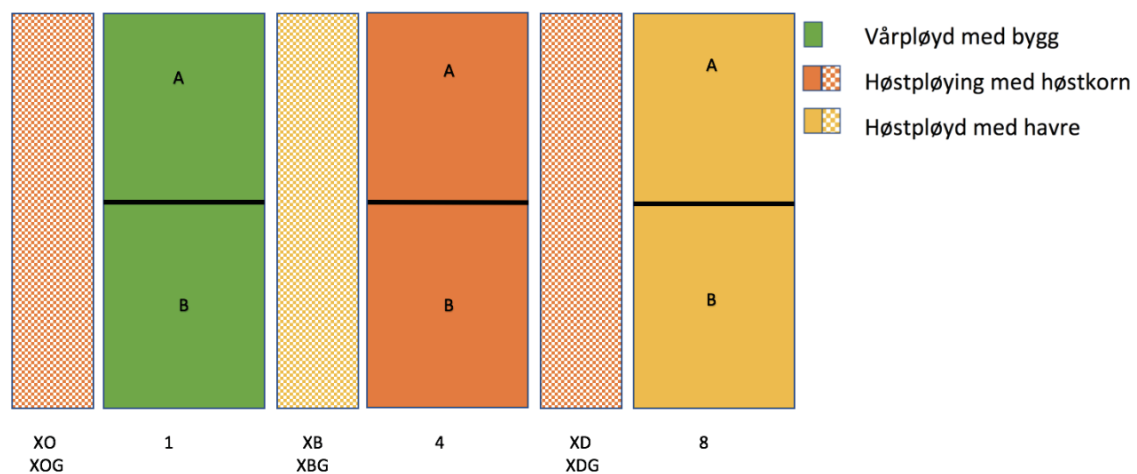


Figur 2. Illustrasjon av alle rutene ved Kjelle rutforsøk og de tilhørende jordbehandlingssystemene for sesongen 2019/2020, målehytta med avrenningsmåling og oppsamling er også vist.

2.2 Prøvetaking i felt

Jordprøvene ble innhentet fra Kjelle rutforsøk 15. august og 30. oktober 2019. Figur 3 viser en forenklet illustrasjon av rutene og oppdelingen som ble valgt for jordprøvene. Det ble samlet inn jordprøver i toppsjiktet fra rutene 1, 4 og 8. Rutene hadde henholdsvis jordbehandlingssystemene vårpløyd med vårkorn, høstpløyd med høstkorn og høstpløyd med vårkorn. Forsøksrutene ble delt i to på langs, dermed ble det innhentet to jordprøver per rute. Prøvene fra toppsjiktet ble tatt i stikk med jordborr, samt det ble samlet inn litt jord med spade for å komme litt dypere ned. Prøvene ble tatt på 0-20 cm dybde. Det ble innhentet jordprøver fra 40-50 cm dyp på mellomrutene XB og XD, som blir referert til som mellomjord. Det ble også tatt mellomjord ved siden av rute 1. Dette var for å få en tilsvarende mellomrute for rute 1 som for rutene 4 (XB) og 8 (XD), se figur 3. Denne ble kalt rute XO. Mellomjordsprøvene ble tatt i stikk med stolpeborr. Det ble også hentet inn jordprøver på 100 cm dyp fra mellomrutene, som blir referert til som undergrunnsjord. Disse prøvene ble kalt XOG, XBG og XDG for å understreke at jordprøvene ble tatt på samme dybde som grøftene i forsøksområdet er på. Prøvene fra 100 cm dyp ble samlet i stikk med stolpeborr. Ved innhenting av jord fra rute XDG ble det observert husdyrgjødsellignende lukt fra det ene stikket øverst på ruta. Det ble hentet inn mellom 2 og 5 kg jord per prøve som ble oppbevart i plastbøtter. Prøvene hentet inn i oktober var fra 100 cm dyp. Disse ble hentet inn senere fordi jorda var for kompakt i august til å grave til denne dybden. Jordprøvene ble innhentet på beskrevet måte for å simulere tre profiler. 1A + 1B, XO og XOG utgjør et profil. 4A + 4B, XB

og XBG et annet profil og 8A + 8B, XD og XDG et siste profil. Disse blir henholdsvis referert til som profil 1, 2 og 3.



Figur 3. Illustrasjon av rutene og de tilhørende jordbehandlingssystemene for sesongen 2019/2020.

2.3 Laboratorieanalyser

2.3.1 Forbehandling av jordprøvene

Tørking

Jordprøvene fra august ble spredt ut over trebrett, dekket med gråpapir og tørket ved romtemperatur i ca. 48 timer. Tørking fører til at jorda er lettere å sikte og at mikrobielle prosesser i jorda reduseres eller opphører (Krogstad, 1992). Jordprøvene fra november ble lagt på trebrett dekket med aluminium og tørket i tørkeskap på 40°C i ca. 4 døgn. Dette var fordi prøvene var svært våte etter mye regnvær.

Sikting

Jordprøvene ble siktet med 2x2 mm stålsikt. Dette ble gjort med håndristing og en porselenpistill. Prøvene ble overført til pappesker og lagret tørt. Mellom hver prøve ble sikten og pistillen rengjort med en børste og lufttrykk.

2.3.2 Tørrstoff og glødetap

For at resultatene kan bli oppgitt i mengde tørr jordprøve må tørrstoffinnholdet bestemmes (Krogstad, 1992). Ut ifra tørrstoffinnholdet kan også glødetapet bestemmes, som kan gi et mål for innholdet av organisk materiale (moldinnhold) i jorda ved korrigering for leirinnhold (Krogstad, 2009).

I porselens digeler ble ca. 3 g jordprøve veid inn. Det ble tatt to paralleller for alle prøvene. Digelene ble satt i varmeskap på 105° C i 18 timer. Prøvene ble veid og satt i glødetapsovn på 550° C i 24 timer. Etter avkjøling ble prøvene veid.

Beregning

Ved hjelp av følgende ligninger ble tørrstoff (%) og glødetap (%) regnet ut (Krogstad, 2009).

$$\% \text{ Tørrstoff} = \frac{m_3 - m_1}{m_2} * 100$$

$$\% \text{ Tørrstoff} = \frac{m_3 - m_4}{m_3 - m_1} * 100$$

Hvor:

m_1 = vekt av digel

m_2 = vekt av jordprøve før tørking

m_3 = vekt av digel og jordprøve etter tørking

m_4 = vekt av digel og jordprøve etter gløding

2.3.3 pH måling

pH ble målt med to ulike løsninger: deionisert vann og 0,01 M kalsiumkloridløsning. pH i jorda er viktig for å forstå kjemiske, fysiske og biologiske egenskaper og prosesser. I Norge brukes deionisert vann for å måle pH til gjødslings- og kalkingsplanlegging (Krogstad, 2009). Kalsiumkloridløsning har blitt brukt fordi denne ekstraksjonen gir en mer virkelighetsnær måling av pH i jordvæsken (Krogstad, 1992). Denne metoden er også mindre følsom ovenfor jord til væske forholdet.

En øse med 10 ml volum ble brukt for å overføre jord til plastbegre med lokk. Det ble tilsatt 1 øse per prøve. I et sett med prøver ble det tilsatt 25 ml deionisert H₂O og i det andre 25 ml 0,01 M CaCl₂. Det ble brukt en pumpe innstilt på 25 ml for å tilsette løsningene. Prøvene ble deretter ristet lett for at jord og løsning skulle blandes. Det ble så stående på laboratoriet i ca. 12 timer. Før måling av pH ble prøvene ristet igjen og sedimentert i ca. 15 minutter. pH-meter med kombinert rosselektrode, PHM210 MeterLab, ble brukt for å måle pH. Det ble kalibrert mot ferdiglagede bufferløsninger med pH 7,0 og 4,0. pH ble målt ved å senke elektroden ned i løsningen uten å røre ved sedimentene i bunnen av plastbegeret. Mellom hver måling ble elektroden skylt med deionisert vann.

2.3.4 Kornfordeling

Kornfordelingsanalyse ble gjennomført etter pipettemetoden av personell ved jord og vannlaboratoriet på fakultetet miljøvitenskap og naturforvaltning ved NMBU.

Kornfordelingsanalyse gir fordelingen av kornstørrelsene i jorda etter leire (< 0,002 mm), silt (0,002-0,06 mm) og sand (0,06-2 mm) (Krogstad, 1992). Ved hjelp av denne fordeling kan jordart bestemmes (Krogstad, 2009 s.11).

2.3.5 Ekstraksjon av fosfor

Det ble gjennomført ekstraksjon av fosfor med tre ulike løsninger: ammoniumlaktat, deionisert vann og kalsiumklorid. Ekstraksjonen av P-AL ble utført etter Egnér's AL-metode som er standardmetoden i Norge for å bestemme plantetilgjengelig fosfor (Egnér et al., 1960). Ved ekstraksjon med denne metoden brukes ammoniumlaktatløsning som løser ut H₂PO₄⁻ eller HPO₄²⁻ som regnes som den plantetilgjengelige fraksjonen av fosfat. Det ble gjort modifikasjoner til Egnér's AL-metode for å ekstrahere fosfor med deionisert vann og kalsiumklorid. Ekstraksjon med deionisert vann gir et mål på innholdet av vannløselig fosfor i jorda, mens ekstraksjonen med kalsiumklorid gir et mer reelt mål på tilstanden i jorda fordi man med denne metoden tar hensyn til salter i jorda (Krogstad, 1992). Denne metoden vil derfor gi et noe lavere resultat enn det ekstraksjonen med deionisert vann vil gi.

For alle prøvene ble 2,00 g jord veid inn og det ble tatt to paralleller for alle prøvene i tillegg til to blanke prøver. Det ble så tilsatt 40 ml av tre forskjellige løsninger til hver av prøvene. Løsningene bestod av AL-løsning (0,1 mol/l ammoniumlaktat og 0,4 mol/l eddiksyre), CaCl₂ (0,01 M) og deionisert H₂O. For AL- og CaCl₂-løsning ble det brukt måleflasker med pumper

innstilt på 40 ml og for deionisert H₂O ble en målekolbe brukt. Prøvene ble ristet i 90 minutter med hastighet 25 rist per minutt. Prøvene ble deretter straks filtrert gjennom blåbånd papirfiltre. Disse var av typen Whatman GE Healthcare Life Sciences 589/3, med diameter 125 mm. Filtratene ble satt i kjøleskap til måling av fosforkonsentrasjonen ble gjort.

Fosfor ble målt etter standard molybdenblått-metoden (Murphy & Riley, 1962). Det ble brukt 10 ml ekstraksjonsvæske. Det ble tilsatt 0,4 ml molybdat norsk standard 4725 og 0,4 ml askorbinsyre 5%. Molybdat fører til dannelsen av fosformolybdat-kompleks som videre blir redusert av askorbinsyre, som gir blåfarge hvis det er fosfor tilstede i prøven (Krogstad, 1992). Prøvene ble så ristet lett og fikk stå til fargeutvikling i 20 minutter.

Målingen av fosfat (PO₄³⁻) ble gjort med spektrofotometer, modell Cary 60 fra Agilent Technologies. Kyvetten som ble brukt var 10 mm og det ble målt med bølgelengde 880nm.

Utrekning av mengden fosfat per 100 gram jord ble gjort etter følgende ligning:

$$\frac{x \text{ mg } P/L * 40 \text{ mL} * 100 * X}{1000 * 2 \text{ g}}$$

Hvor:

x mg P/l målt for de ulike prøvene med spektrofotometer

40 ml løsning (i prøven)

100 for å omgjøre til 100 g jord

1000 for å omgjøre fra l til ml (målingene fra analyse kommer i mg/l)

2 g jord (i prøven)

X fortynningsfaktor ved fortynning av prøvene

Modifikasjoner og preparering av ekstraksjonsløsning

Metoden for AL- og H₂O-løsningene hadde noen modifikasjoner.

Prøvene med ammoniumlaktat ble fortynnet 20 ganger før måling av løselig fosfor ble gjort.

For AL-løsningen ble 0,5 L konsentrert AL-løsning og 4,5 L deionisert H₂O blandet. Dette ga 5 L AL-løsning med pH 3,75.

H₂O ekstraktene ble ikke tilstrekkelig filtrert gjennom papirfiltrene, dette kunne ses fordi løsningene ikke var blanke. Prøvene måtte filtreres på nytt med sprøytefilter før de kunne måles. Sprøytefiltrene som ble brukt hadde porediameter 0,45 µm.

2.3.6 Ekstraksjon med oksalatløsning

Det ble gjennomført en ekstraksjon av aluminium- og jernoksider, samt fosfor med oksalatløsning. Denne ekstraksjonsmetoden gir et mål på jordas innhold amorfe ikke-krystallinske forbindelser. (Øgaard, 2013). Disse forbindelsene er i stadiet før de blir krystallinske og har evnen til å binde fosfor. Dermed gir ekstraksjonen et mål på amorfe ikke-krystallinske forbindelsers bindingsevne av fosfor i jorda.

Analysen ble gjennomført av personell ved jord og vannlaboratoriet på fakultetet miljøvitenskap og naturforvaltning ved NMBU. Det ble gjort etter den standardiserte metoden for oksalatekstraksjon i Norge (ISRIC, 1995).

Ut ifra oksalatløselig aluminium, jern og fosfor kan man finne fosforadsorpsjonsmetningsgraden i jorda (Degree of phosphorus sorption saturation, DPSS). Følgende ligninger ble brukt for å finne DPSS. (Breeuwsma & Silva, 1992; van der Zee & van Riemsdijk, 1988 referert i Sims & Sharpley, 2005 s. 950).

$$PSC = \frac{1}{2}(Fe_{ox} + Al_{ox})$$

$$DPSS (\%) = \frac{P_{ox}}{PSC * 100}$$

Hvor:

PSC (Phosphorus Sorption Capacity) = jordas fosforbindingskapasitet

Fe_{ox} = oksalatløselig jern (molar mengde)

Al_{ox} = oksalatløselig aluminium (molar mengde)

P_{ox} = oksalatløselig fosfor (molar mengde)

2.3.7 Næringsstoffinnhold i AL-ekstrakt

Kalsium, kalium, magnesium, natrium og fosfor ble målt med Induktiv koblet plasma (ICP) i AL-ekstrakt fra alle prøvene av personell ved jord og vannlaboratoriet på fakultetet miljøvitenskap og naturforvaltning ved NMBU. Næringsstoffinnholdet bestemt med ICP fra AL-ekstraksjon gir et mål på hvor stor andel av næringsstoffene i jorda som er plantetilgjengelige (Eurofins, 2020).

2.3.8 Grunnstoffinnhold i dekomponerte jordprøver

Total mengde kalsium, kalium, magnesium, natrium, fosfor, jern og aluminium ble målt i dekomponerte jordprøver. Disse verdiene gir muligheten for en helhetlig vurdering av næringsstoff- og aluminiuminnhold i jorda. Man kan ved hjelp av disse verdiene finne hvor stor fraksjon av næringsstoffene som er plantetilgjengelige ved å sammenligne med innholdet av næringsstoffet målt i AL-ekstraktet.

Omlag en spiseskje jord fra hver prøve ble knust i jordmorter i 4 minutter. Dette var for å lettere ta ut en homogen jordprøve når det kun veides inn 200-300 mg jord. Prøvene ble deretter dekomponert med konsentrert HNO_3 i Ultraklav og innhold av elementene ble målt på ICP. Analysen ble utført av personell ved jord og vannlaboratoriet på fakultetet miljøvitenskap og naturforvaltning ved NMBU.

2.3.9 Bindingsforsøk med fosfor

Det ble gjennomført bindingsforsøk for alle jordprøvene for å bestemme fosfatlikevekstkonsentrasjon (EPC), fosfor adsorpsjonskurver og adsorpsjonsmaksimum. Adsorpsjonskurver er nyttige for å finne fosfatlikevekstkonsentrasjoner. Slike kurver kan også vise hvor stor kapasitet en jord har til å binde fosfor ved lave til høye fosforkonsentrasjoner og videre bestemme et adsorpsjonsmaksimum. Denne verdien sier noe om når en gitt jord har adsorbert en maksimal mengde fosfor, og sier noe om den totale kapasiteten en jord har til å binde og frigi fosfor.

Adsorpsjonskurver ble funnet ved å bruke en modifisert versjon av Langmuirs ligning. Ligningen består av mengden adsorbert fosfor og logaritmen til konsentrasjonen av fosfor i vannløsning. Adsorpsjonsmaksimum ble funnet ved å hjelp av de modifiserte ligningene for hver enkelt jordprøve.

For bindingsforsøket ble det brukt ferdiglagede standarder med KH_2PO_4 laget på basis av deionisert vann og 2,5 mM CaCl_2 . Det ble brukt åtte ulike konsentrasjoner, henholdsvis 0, 0.5, 1, 2, 4, 8, 16 og 32 mg P/liter.

Det ble veid inn 2,00 gram jord fra alle jordprøvene, samt paralleller, i sentrifugerør. Dette ga 14 prøver per jordprøve. Prøvene med 16 mg P/liter ble veid i sentrifugerøret før væsken ble tilsatt for å kunne gjennomføre et desorpsjonsforsøk i ettertid med disse prøvene. Dette var for å kunne holde kontroll på hvor mye væske som ble igjen etter sentrifugering og dekantering i bindingsforsøket, slik at det kunne tas hensyn til ved beregninger i desorpsjonsforsøket. Det ble tilsatt 40 ml P-løsning til hver av prøvene samt 3 dråper toluen. Toluen begrenser biologisk vekst. Prøvene ble deretter ristet i 24 timer. Prøvene ble deretter sentrifugert i 10 minutter på 5000 runder per minutt i en Beckman high speed sentrifuge. Sentrifugatet ble så filtrert med 0,45 μm sprøytefilter.

Fosfor ble målt med standard molybdenblått-metoden. Se metodedel for ekstraksjon av fosfor for detaljert metodeforklaring, kapittel 2.3.5. Noen av prøvene måtte fortynnes før tilsetting av askorbinsyre og molybdat. Dette ble tatt hensyn til når utregning av fosforkonsentrasjonen ble gjort.

Måling av fosfat (PO_4^{3-}) ble gjort med spektrofotometer, modell Cary 60 fra Agilent Technologies.

Adsorpsjonskurvene ble funnet ved å finne differansen i bindingsevne, og deretter mengden adsorbert fosfor. Ved å plotte mengden adsorbert fosfor per kg jord mot konsentrasjonen av fosfor målt med spektrofotometer får man adsorpsjonskurve for jordprøven.

Fosfatlikevekstkonsentrasjonen for jordprøven ble funnet ved å plotte de tre første punktene i en egen graf. Punktet hvor grafen krysser x-aksen er EPC-verdien for den gitte jorda.

Verdiene brukt for å finne adsorpsjonskurvene ble regnet ut etter følgende ligninger:

$$\text{Mengde bundet av mengde tilsatt} = P_{\text{tilsatt}} - P_{\text{målt}}$$

$$\text{Adsorbert mg P/kg} = \frac{x \text{ mg P/L} * 40 \text{ mL} * 1000}{1000 * 2 \text{ g}}$$

Hvor:

P_{tilsatt} er de ulike konsentrasjonen av P/l tilsatt prøvene

$P_{\text{målt}}$ er konsentrasjonen av P målt med spektrofotometer

x er mg P/l målt for de ulike prøvene med spektrofotometer

40 ml løsning (i prøven)

1000 (i teller) for å omgjøre til kg jord

1000 (i nevner) for å omgjøre fra l til ml (målingene fra analyse kommer i mg/l)

2 g jord (i prøven)

Adsorpsjonskurvene ble videre funnet ved hjelp av følgende ligning (Olsen & Khasawneh, 1980 referert i Holtan et al., 1988):

$$S = f(C)$$

Hvor:

S er mengden adsorbert fosfor

C er konsentrasjonen av fosfor i løsning

Adsorpsjonsmaksimum ble funnet ved å bruke ligningene som danner adsorpsjonskurvene. For hver ligning ble det satt inn 50 mg P/l ($x=50$). Dette var for å finne adsorpsjonen ved en høy fosforkonsentrasjon, hvor kurven vil være flat. Dette vil trolig tilsvare en situasjon hvor jorda er mettet med fosfor.

2.3.10 Desorpsjonsforsøk

Ved å bruke jordprøver tilsatt en høy konsentrasjon fosforløsning i adsorpsjonsforsøket kunne et desorpsjonsforsøk gjennomføres. Dette forsøket var nyttig for å vurdere hvor mye av fosforet som bindes, ville blitt løst ut igjen i et naturlig system. Dermed kan man vurdere om fosforet bindes sterkt eller om det vil være lett løselig og plantetilgjengelig, samt om risikoen for utlekking er stor.

Prøvene tilsatt fosforløsning med 16 mg P/liter ble veid før løsningen ble tilsatt. Etter risting og filtrering av løsningen ble prøvene dekantert fullstendig og veid på nytt. Dette var nødvendig for å kunne trekke fra mengden overført væske fra adsorpsjonsforsøket til

desorpsjonsforsøket. Prøvene ble deretter tilsatt 40 ml AL-løsning og ekstrahert etter samme metode som beskrevet for ekstraksjon av fosfor i kapittel 2.3.5. AL-løsningen brukes som en modell for å teste bindingsstyrken av adsorbert fosfor.

2.3.11 Fryse-tine-forsøk

For å se hvordan frysing og tining av jorda påvirker utløsning av fosfor til vannfasen ble det gjennomført et fryse-tine-forsøk for å simulere flere sykluser med frysing og tining i jorda. Her ble det gjort et utvalg av prøver: 1A, 4A og 8A. Utvalget ble gjort fordi det i hovedsak er toppjorden som blir påvirket av tining og frysing.

Det ble veid inn 5,00 gram fra hver jordprøve i sentrifugerør, med tre paralleller, til seks fryse-tine sykluser. Disse ble tilsatt vann som tilsvarte hver jordprøves vannholdingsevne (se neste avsnitt). Deretter ble alle prøvene nedfryst over natten. Alle prøvene ble tatt ut av fryseren og tint ved romtemperatur dagen etter. Det ble så tatt ut et sett med prøver fra hver jordprøve og resten ble nedfryst igjen. Prøvene som ikke ble nedfryst ble ekstrahert med deionisert vann. Se metode for ekstraksjon av fosfor for fullstendig metodeforklaring (kapittel 2.3.5).

Vannholdingsevne

For utregning av vannmengden som tilsvarte hver jordprøves vannholdingsevne måtte en filtreringstest gjennomføres for hver enkelt jordprøve. Dette ble gjort ved å tilsette en bestemt mengde deionisert vann til en bestemt mengde jord, i dette tilfellet 15 ml vann og 15 gram jord. Vekten av tørr jord og vekten av vannet som drenerte gjennom jorden etter 3 timer ble notert. Vekten av vannet ble subtrahert fra vekten av tørr jord, som ga mengden vann som hadde blitt holdt igjen i jorda. Denne verdien ble så dividert på vekten av tørr jord. Dette ga mengden vann som ble holdt tilbake per 1 gram jord. Denne verdien ble så ganget med 15 for å finne mengden vann per 15 gram jord. Følgende ligningen ble brukt for utregningene:

$$\text{vannholdingsevne } 15 \text{ g jord} = (V_J - V_{DV})/V_J * 15$$

Hvor:

V_J er vekten av tørr jord

V_{VD} er vekten av det drenerte vannet gjennom jordprøven

2.3.12 Kolonneforsøk

Det ble gjennomført et kolonneforsøk for å undersøke bindingskapasiteten i de ulike sjiktene i profilene. Det ble valgt ut et profil for dette forsøket, profil 1. Toppjorden som ble valgt var fra rute 1A. Jordprøvene som utgjorde dette profilet var dermed 1A, XO og XOG. For å undersøke bindingskapasiteten i hver av sjiktene ble det gjennomført et forsøk med tre forskjellige kolonner og tre forskjellige fosforkonsentrasjoner. Det første settet med kolonner hadde et sjikt av hver prøve (1A, XO og XOG). Det andre settet bestod av de to øverste sjiktene, 1A og XO, og det siste settet bestod kun av sjikt 1A. Oppsettet med sjiktoppbygging er vist i figur 4. Hvert sett med kolonner fikk så tre ulike fosforløsning ved starten av forsøket. Disse konsentrasjonene tilsvarte 0, 5 og 50 kg P/daa. Det var to paralleller per prøve.



Figur 4. Bildene viser oppsettet av kolonneforsøket vist fra begge sider. Bildene viser seks rør av hver sjiktoppbygging (1A+XO+XOG, 1A+XO og 1A) samt tilhørende slanger og vannflasker.

Rørene ble skrudd igjen i bunnen med et plastfilter og dreneringsutgang for vannet. Rørene ble videre fylt med jord og festet til et stativ, se figur 4. Ut ifra hvor mye fosfor-løsning som skulle tilsettes ble mengden vann som tilsvarte vannholdingsevnen tilpasset. Den totale mengden væske tilsatt tilsvarte dermed vannholdingsevnen for hvert rør. Vannet ble tilsatt i to omganger for å trekke fosfor-løsningen noe ned i jorden. Videre ble alle kolonne innlagt med hvert sitt individuelle vanningsrør koblet til en egen plastflaske med en bestemt mengde vann som videre var koblet til en felles hydraulisk pumpe. Vannmengden pumpen tilsatte hver dag

ble beregnet for å simulere nedbørsmengden 500 mm over 7 dager. Etter pumpen ble slått på gikk den konstant i ti dager til forsøket var ferdig.

Utrekninger

For å kunne sette opp dette forsøket måtte noen utregninger gjøres. Det ble beregnet hvor mye vann jorda kunne holde på, altså vannholdingsevnen, slik at jorda kunne fuktes med denne mengden vann før forsøket startet. Vannholdingsevnen varierer fra sjikt til sjikt og måtte derfor regnes ut for alle prøvene. For å regne ut mengden vann jorda kunne holde på måtte man vite hvor mye jord som skulle brukes i forsøket. Ut ifra størrelsen på rørene ble det bestemt at hvert sjikt skulle bestå av 4 cm jord vertikalt i kolonnen. Dette tilsvarte omlag 15 gram jord. Vannmengden ble regnet ut fra denne vekten. Se metode for fryse-tine-forsøket for detaljert forklaring for utregning av vannholdingsevnen (kapittel 2.3.11).

Videre ble det bestemt at mengden fosfor som skulle tilsettes skulle tilsvare 5 kg P/daa og 50 kg P/daa, og det siste settet med prøver fikk kun tilsatt deionisert vann. Disse konsentrasjonene ble valgt for å teste jord med stor forskjell i fosformengde.

Mengden P-løsning i ml som skulle tilsettes ble regnet ut på følgende måte. Forklaringen tar utgangspunkt i et eksempel med mengden 5 kg P/daa. Det ble antatt at mengden fosfor ble fordelt på et jordprofil som var 1 meter dypt, da det var denne dybden alle profilene lå på. Høyden på hvert sjikt i rørene var 4 cm, dermed ble «profilet» i rørene 12 cm (tre sjikt). Diameteren på rørene som ble brukt var 24 mm.

$$\text{Areal rørene} = \pi r^2 * h = 3,14 * 0,012\text{m} * 1\text{m} = 0,000452\text{m}^2$$

For å omregne kg/daa til g/daa, med en jordsøylehøyde på 12 cm, ble følgende utregning gjort:

$$5 \text{ kg P} = 5000 \text{ g} = 5\,000\,000 \text{ mg P}$$

$$5000 \text{ g} / (100\text{cm} * 12\text{cm}) = 600 \text{ g/daa}$$

For å omregne mengden fosfor fra g/daa til mg/l ble følgende utregning gjort:

$$1 \text{ daa} = 1000 \text{ m}^2$$

$$5\,000\,000 \text{ g} / 1000 \text{ m}^2 = 500 \text{ mg/m}^2$$

$$500 \text{ mg/m}^2 * 0,000452 = 0,226 \text{ mg} = 0,226 \text{ ml fosforløsning med utgangspunkt i løsning med } 1000 \text{ mg P/l}$$

De samme utregningene ble gjort for 50 kg P/daa. Utregningen ga mengden 2,26 ml P, som ble tilsatt for å tilsvare 50 kg P/daa.

2.4 Statistisk analyse

T-test for gjennomsnitt av to parvise utvalg ble gjennomført for å finne p-verdi for å bestemme sammenhenger og signifikante resultater.

For å bestemme at en observasjon eller forskjell er statistisk signifikant må $p < 0,05$.

$p < 0,05$ = signifikant påstand med 95 % sikkerhet.

$p < 0,01$ = signifikant påstand med 99% sikkerhet.

$p < 0,001$ = signifikant påstand med 99,9% sikkerhet.

Det er brukt korrelasjonsanalyser for å finne korrelasjonskoeffisienter for ulike sammenhenger. Korrelasjonskoeffisienten må vurderes ut ifra mengden observasjoner og størrelsen på forsøket.

3. Resultater

3.1 Tørrstoff og glødetap

Tabell 1 viser tørrstoff, glødetap og moldinnhold i alle jordprøvene oppgitt i prosent. Tørrstoffmålingene ligger mellom 94 til 98%. Glødetapet og moldinnholdet viser en synkende trend nedover i profilene. Prøve 8A og 8B har noe høyere glødetap og moldinnhold enn de andre toppjordprøvene. Dette kan skyldes at leirinnholdet i disse prøvene ligger i grenseområdet mellom lettleire og mellomleire, og dermed kan korrigeringstallet gi utslag for forskjellen som observeres. Prøvene tatt fra 100 cm dyp har alle 0,00% moldinnhold. Glødetapet er også lavt som indikerer lite organisk materiale i disse sjiktene. Forskjellen i moldinnhold fra prøvene tatt på 40 cm dyp og 100 cm dyp skyldes trolig i hovedsak forskjellen i leirinnhold mellom disse sjiktene. Prøvene fra 40 cm dyp hadde lavere leirinnhold som gir en lavere korrigeringsprosent (Krogstad, 2009).

Tabell 1. Resultater fra analyse av tørrstoff, glødetap og moldinnhold oppgitt i prosent (%).

Prøve	Tørrstoff	Glødetap	Moldinnhold
	%	%	%
1A	96,43	5,73	3,73
1B	94,47	5,16	3,16
4A	95,70	5,80	3,80
4B	95,78	5,76	3,76
8A	94,36	6,31	4,31
8B	96,26	7,09	5,09
XO	98,06	3,62	1,12
XB	98,36	3,51	1,51
XD	98,85	3,14	1,14
XOG	98,20	3,51	0,00
XBG	98,86	2,46	0,00
XDG	98,68	2,00	0,00

3.2 pH

Resultatene fra pH målingene vises i tabell 2. pH-verdiene for alle toppjordprøvene varierer mellom 6,1 til 6,3, målt i deionisert vann. Det er størst variasjon innad i rute 8, hvor 8A har pH 6,3 og 8B har pH 6,1. I de andre rutene er variasjonen svært liten. pH øker noe på 40 cm dyp, men det er en enda større økning ned til 100 cm dyp. Alle pH-verdiene øker med omlag en enhet i disse sjiktene. Resultatene viser at målingene gjort i kalsiumklorid generelt ligger omlag en enhet under målingene gjort i deionisert vann.

Tabell 2. Resultater fra pH målt med deionisert vann (H₂O) og kalsiumklorid (CaCl₂).

Prøve	pH H ₂ O	pH CaCl ₂
1A	6,1	5,4
1B	6,1	5,4
4A	6,3	5,6
4B	6,2	5,5
8A	6,3	5,7
8B	6,1	5,4
XO	6,7	5,8
XB	6,4	5,6
XD	6,4	5,6
XOG	7,6	6,7
XBG	7,7	6,7
XDG	7,6	6,6

3.3 Kornfordeling

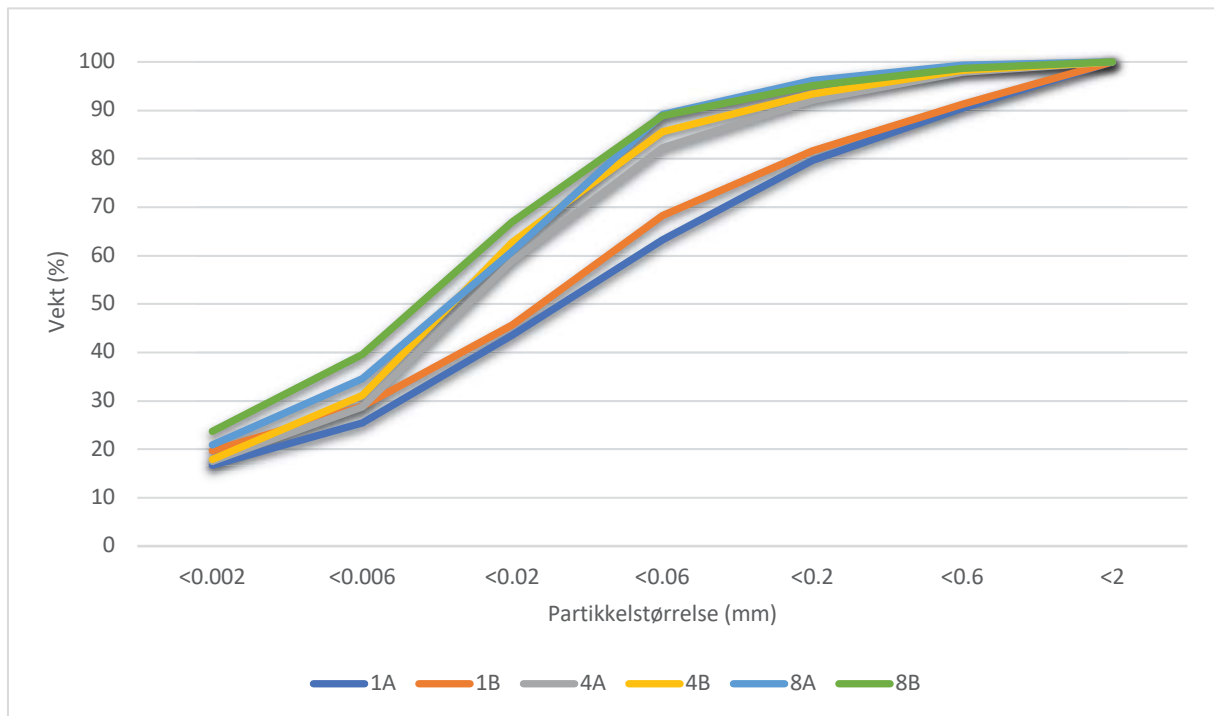
Resultatene fra kornfordelingsanalysen er oppgitt i tabell 3 i prosent. Kornfordelingsanalysen av jordprøvene viste at alle prøvene hadde leirinnhold høyere enn terskelverdi for jordart lettleire (Krogstad, 2009). Det vil si at alle jordprøvene hadde mer enn 10% leirinnhold. I toppjorden i alle rutene er det en økende trend i leire- og siltinnhold fra 1A til 8B, mens det er en minkende trend i sandinnhold. I mellomjordprøvene, XO, XB og XD, er det betydelig mindre sand enn i toppjorden i de tilhørende rutene, samt økende mengde silt. Det er en kraftig økning i mengden leire i XO sammenlignet med 1A og 1B. I XB og XD er det derimot

ikke stor endring i leirinnhold fra toppjordene i rute 4 og 8. I undergrunnsjorda er det enda mindre sandinnhold og et økt innhold av leire, samt en nedgang i siltinnhold. Alle undergrunnjordsprøvene har svært høyt leirinnhold. Prøvene XBG og XDG har relativt likt leirinnhold med henholdsvis 47,3% og 40,9%. XOG skiller seg ut fra de andre undergrunnprøvene med 82,7% leire.

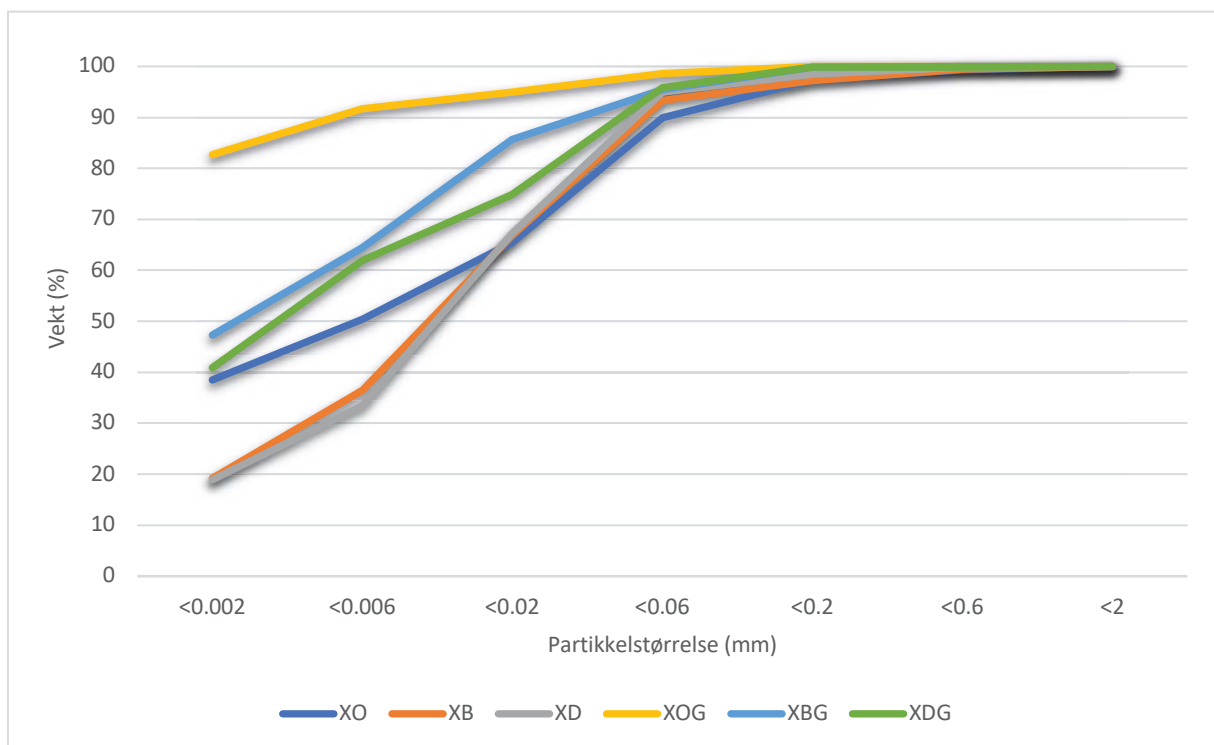
Tabell 3. Vekten oppgitt i prosent (%) for leire (< 0,002 mm), silt (0,002- 0,06 mm) og sand (0,06-2 mm) fraksjonene i jordprøvene.

Prøve	Leire	Silt	Sand
	%	%	%
1A	16,7	46,6	36,7
1B	19,7	48,6	31,7
4A	17,5	64,8	17,7
4B	17,9	67,7	14,4
8A	20,9	68,2	10,9
8B	23,7	65,1	11,1
XO	38,5	51,5	10,0
XB	19,2	74,1	6,7
XD	18,9	76,1	5,0
XOG	82,7	15,9	1,4
XBG	47,3	48,2	4,5
XDG	40,9	54,9	4,1

Kornfordelingsanalysen danner grunnlaget for kornfordelingskurvene vist i figur 5 og 6. Figur 5 viser kumulative kornfordelingskurver for alle toppjordsprøvene og figur 6 viser kumulative kornfordelingskurver for mellom- og undergrunnjorda. Fra figur 5 ser man at rute 4 og 8 har svært lik kornfordeling. Rute 1 skiller seg noe ut med mer sand og mindre silt enn rute 4 og 8. Figur 6 viser at det er variasjon i leirinnholdet i mellom- og undergrunnsjorda. I mellomjordsprøvene er det mest silt etterfulgt leire. I undergrunnjorda er fordelingen mellom silt og leire mye jevnere. Innholdet av sand er lavt i både mellom- og undergrunnsjorda.



Figur 5. Kumulative kornfordelingskurver for alle toppjordprøvene. Partikkelstørrelse oppgitt i mm og vekten av fraksjonene oppgitt i prosent (%).



Figur 6. Kumulative kornfordelingskurver for alle prøver fra 40-50 cm dyp (XO, XB, XD) og 100 cm dyp (XOG, XBG, XDG). Partikkelstørrelse oppgitt i mm og vekten av fraksjoene oppgitt i prosent (%).

Jordart

Tabell 4 viser jordartene for alle jordprøvene samt innholdet av leire i prosent. Alle toppjordprøvene består av samme jordart, lettleire, som har et leirinnhold på 10-24%. Prøve XO har høyere leirinnhold enn de andre prøvene fra rute XB og XD tatt på tilsvarende dybde og får dermed også en annen jordart, mellomleire. Nedover i sjiktene blir det som vist i kornfordelingsanalysen større leirinnhold. Alle prøvene tatt på 100 cm dyp har mer enn 40% leire. XBG og XDG klassifiseres som stive leirer, mens XOG har 82,7% leire og er dermed en meget stiv leire.

Tabell 4. Jordart bestemt ut ifra leirinnhold og leirinnhold oppgitt i prosent (%) for alle jordprøvene.

Prøve	Jordart	Leire
		%
1A	Lettleire	16,7
1B	Lettleire	19,7
4A	Lettleire	17,5
4B	Lettleire	17,9
8A	Lettleire	20,9
8B	Lettleire	23,7
XO	Mellomleire	38,5
XB	Lettleire	19,2
XD	Lettleire	18,9
XOG	Meget stiv leire	82,7
XBG	Stiv leire	47,3
XDG	Stiv leire	40,9

3.4 Ekstraksjon av fosfor

Tabell 5 viser resultatene fra analysene av fosforkonsentrasjon med AL-, H₂O-, og CaCl₂-ekstraksjon. Målingene gjort med spektrofotometer i disse løsningene gir mengden fosfor i form av fosfat (PO₄³⁻) i prøven. Rute 1 har de høyeste verdiene, så følger rute 8, og til slutt rute 4 med de laveste verdiene. Prøvene tatt ved 40-50 cm dyp (XO, XB og XD) følger samme trend som toppjordprøvene. XDG har det høyeste P-AL tallet av prøvene tatt på en meters dyp, mens XOG har den laveste. Det er i midlertid ikke like stor variasjon i P-AL nivået mellom disse tre sjiktene sammenlignet med overliggende sjikt. Alle

undergrunnjordsprøvene hadde derimot høyere P-AL verdier enn de overliggende sjiktene i profilene. Det er altså en økning av fosfatkonsentrasjonen fra 40 cm dyp til 100 cm dyp når man måler i ekstraktene fra AL-ekstraksjonen. Vannløselig fosfor har en synkende trend nedover i alle profilene. Rute 1 hadde den største konsentrasjonen etterfulgt av rute 4 og rute 8 med minst. Variasjonen her er derimot liten. Den samme trenden gjelder for kalsiumklorid-løselig fosfor.

Tabell 5. Resultater fra ekstraksjon og måling av fosfat (PO_4^{3-}) spektrofotometrisk med ammoniumlaktat (AL), deionisert vann (H_2O) og kalsiumklorid ($CaCl_2$). Konsentrasjonen er oppgitt i mg fosfor per 100 gram jord.

Prøve	P _{AL}	P _{H₂O}	P _{CaCl₂}
	mg P /100 g jord	mg P /100 g jord	mg P /100 g jord
1A	27,0	2,09	0,42
1B	28,8	2,03	0,42
4A	16,0	1,14	0,22
4B	12,2	1,07	0,19
8A	19,6	1,00	0
8B	17,4	1,00	0
XO	8,2	0,25	0,03
XB	4,8	0,20	0
XD	6,0	0,39	0,04
XOG	10,2	0,35	0,06
XBG	11,4	0,36	0,06
XDG	12,0	0,42	0,04

3.5 Oksalatløselig aluminium, jern og fosfor

Tabell 6 viser oksalatløselig aluminium, jern, fosfor og utregnet fosforadsorpsjonsmetningsgrad DPSS. Toppjordsprøvene, særlig rute 4 og 8 har de høyeste verdiene for oksalatløselig aluminium og jern. Undergrunnsjorda i rute XOG har høyt innhold av oksalatløselig aluminium sammenlignet med de andre undergrunnsprøvene. Fosforadsorpsjonsmetningsgraden er høyest i toppjorda og synker i mellomjordsprøvene. Det er derimot en økende trend fra mellomjorda til undergrunnsjorda.

Tabell 6. Resultater fra ekstraksjon av aluminium (Al), jern (Fe) og fosfor (P) med oksalatløsning. Konsentrasjonen er oppgitt i mg per kg. Fosforadsorpsjonsmetningsgradene DPSS funnet ved hjelp av oksalatekstraksjonene oppgitt i prosent (%).

Prøve	Al	Fe	P	DPSS
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	%
1A	1300	4100	950	50
1B	1300	3700	950	54
4A	1300	4400	850	43
4B	1300	4900	800	38
8A	1700	5000	950	40
8B	1800	4800	950	40
XO	1400	4700	380	18
XB	1100	4300	390	21
XD	1000	3500	380	25
XOG	2100	3350	460	21
XBG	1250	3200	460	29
XDG	1150	2350	450	34

3.6 AL-ekstraherbare næringsstoffer

Kalsium, kalium, magnesium, natrium og fosfor målt med ICP i AL-ekstrakt fra alle prøvene vises i tabell 7. Den gjennomgående trenden for alle næringsstoffene er en høyere konsentrasjon i toppjorda og deretter en synkende trend ned til 40 cm dyp etterfulgt av en økende trend på 100 cm dyp. For kalium, magnesium og natrium finner vi de høyeste verdiene på 100 cm dyp. Kalsium har relativt like verdier i toppjorda som på 100 cm dyp, bortsett fra prøve XOG som skiller seg ut med 1940 mg/kg. Fosfor følger samme trend som de andre næringsstoffene, men har noe lavere verdier i undergrunnjorda enn i toppjorda. Denne trenden er meget lik den som ble observert for prøvene målt med spektrofotometer i AL-ekstraktene. Kalsium-, kalium- og magnesiumkonsentrasjonene funnet i AL-ekstraktene kan gi et estimat for hvor mye av disse næringsstoffene som er plantetilgjengelige. Kalsiuminnholdet funnet i toppjorda kan være påvirket av kalking da dette er et jordbruksområde, og det naturlige innholdet av kalsium er trolig lavere.

Tabell 7. Resultater fra ekstraksjon med ammoniumlaktat av kalsium (Ca), kalium (K), magnesium (Mg), natrium (Na) og fosfor (P) med ICP. Konsentrasjonen gir et mål på den plantetilgjengelige mengden av elementene i jorda og er oppgitt i mg per kg.

Prøve	Ca	K	Mg	Na	P
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
1A	1420	160	181	16	260
1B	1530	169	199	17,5	280
4A	1390	122	220	10,5	151
4B	1320	134	220	12	117
8A	1610	162	270	14,5	188
8B	1550	173	280	15,5	166
XO	1440	125	570	32	76
XB	1170	92	290	22	47
XD	1100	77	260	17	68
XOG	1940	340	1410	88	90
XBG	1330	176	880	49	103
XDG	1310	174	840	52	109

3.7 Grunnstoffer i dekomponerte jordprøver

Næringsstoff- og aluminiuminnhold målt i dekomponerte jordprøver vises i tabell 8. Kalsium, kalium, magnesium, natrium, fosfor, jern og aluminium ble målt. Tabell 8 viser at innholdet av alle næringsstoffene bortsett fra fosfor øker nedover i profilene. Kalsium avviker også noe fra denne trenden da konsentrasjonen i prøvene tatt på 40 cm dyp synker i forhold til toppjorda og prøvene fra 100 cm dyp har omtrent samme konsentrasjon som toppjorda.

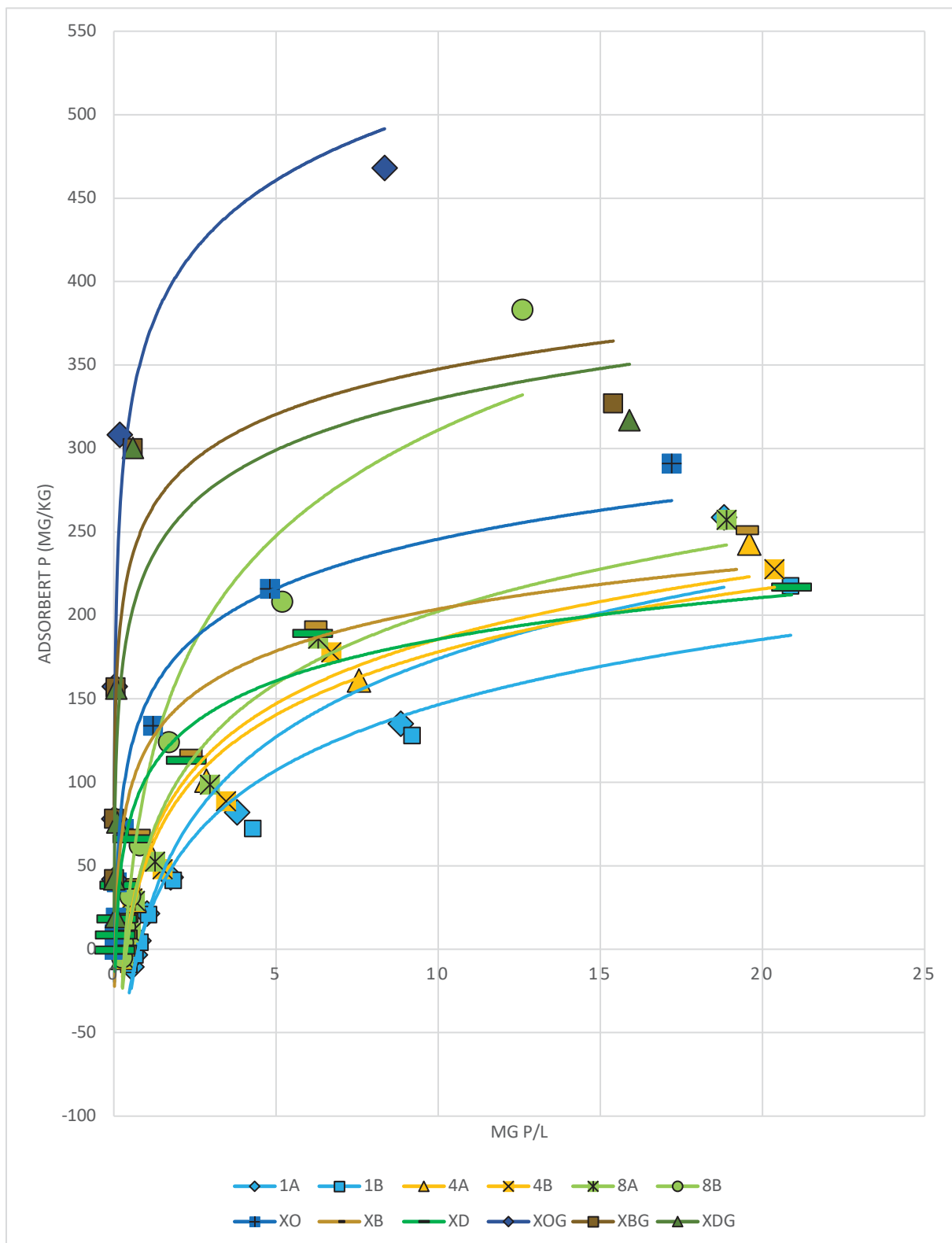
Tabell 8. Resultater fra måling av aluminium (Al), kalsium (Ca), jern (Fe), kalsium (K), magnesium (Mg), natrium (Na) og fosfor (P) målt i dekomponerte jordprøver. Konsentrasjonen gir et mål på den totale mengden av elementene i jorda og er oppgitt i g per kg.

	Al	Ca	Fe	K	Mg	Na	P
Prøve	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg
1A	28	8,6	26	7,2	6,6	0,7	1,4
1B	29	8,4	27	7,5	6,7	0,6	1,4
4A	28	7,3	23	7,7	5,8	0,66	1,2
4B	31	7,1	25	8,4	6,5	0,54	1,1
8A	32	7,3	26	8,3	6,5	0,58	1,3
8B	37	7	29	9,5	7	0,59	1,3
XO	39	7,5	36	10	9,2	0,82	0,69
XB	31	6,2	28	7,9	7,1	0,54	0,67
XD	30	6,4	28	8,5	7,1	0,67	0,67
XOG	55	5,5	55	18	15	1,4	0,68
XBG	38	8,5	42	13	12	1	0,77
XDG	41	8,5	41	14	12	1,1	0,75

3.8 Adsorpsjon

3.8.1 Adsorpsjonskurver for fosfor

Figur 7 viser adsorpsjonskurver for alle jordprøvene. Adsorpsjonsevnen i jorda fra Kjelle varierer mye, som vist i figur 6. Det er en økende trend nedover i jordprofilene i adsorpsjonsevne. Fra figur 7 kan vi se at 1B har den laveste adsorpsjonsevnen og XOG har høyest. Vi finner altså den største variasjonen i adsorpsjonsevne innenfor det samme profilet. Adsorpsjonskapasiteten i toppjordprøvene fra rute 1 og 4 har ikke store forskjeller og det samme gjelder prøve 8A. 8B har derimot noe større adsorpsjonsevne, som vises i figur 7. XO, XB, og XD har relativt lik adsorpsjonsevne. Undergrunnsprøvene XBG og XDG har også relativt like adsorpsjonsevne. XOG skiller seg derimot fra de andre jordprøvene, noe som trolig skyldes det høye innholdet av leire.



Figur 7. Adsorpsjonskurver for alle jordprøvene funnet ved hjelp av adsorbert mengde fosfor og mengden fosfor i løsning. Konsentrasjonene er henholdsvis oppgitt i mg fosfor per kg og mg fosfor per liter.

3.8.2 Adsorpsjonsmaksimum og fosfatlikevektskonsentrasjon

Tabell 9 viser fosfatlikevektskonsentrasjonene (EPC), adsorpsjonsmaksimumene og tilhørende ligning fra adsorpsjonskurvene for alle jordprøvene. Verdiene er sortert etter profilene. Adsorpsjonsmaksimumene er funnet ved å sette inn 50 mg P/l i ligningene funnet ved å plote adsorpsjonskurvene. Tabellen viser at de høyeste adsorpsjonsmaksimumene er i undergrunnjorda, som stemmer godt overens med det adsorpsjonskurvene viser. Prøve XOG har det høyeste adsorpsjonsmaksimumet med 599 mg P/kg. Denne jordprøven hadde meget høyt leirinnhold (82,7%), som kan ha sammenheng med adsorpsjonsmaksimumet utregnet for denne prøven. Rute 8 har de høyeste adsorpsjonsmaksimumene i toppsjiktet. Denne ruten hadde det høyeste innholdet av leire i toppjorda som kan være en grunn for de høye adsorpsjonsmaksimumene. Toppjorda har de høyeste EPC-verdiene. Det er en synkende trend i EPC-verdi i alle profilene. Rute 1A og 1B har de høyeste EPC-verdiene, som er mer en dobbelt på høye som for de andre toppjordprøvene. I undergrunnsjorda (XOG, XBG og XDG) er EPC-verdiene 0 for alle prøvene.

Tabell 9. Adsorpsjonsmaksimum, ligninger for adsorpsjonskurver og likevektsfosforkonsentrasjon (EPC) for jordprøvene. Adsorpsjonsmaksimumene er funnet ved å sette $x=50$ i ligningene for hver enkelt jord og er oppgitt i mg fosfor per kg. EPC-verdiene er oppgitt i mg fosfor per liter.

Profil	Prøve	Adsorpsjonsmaksimum $x=50$	Ligning	EPC
		(mg P/kg)		(mg P/l)
1	1A	292	$y = 72,002\ln(x) + 9,9577$	0,69
	1B	195	$y = 45,517\ln(x) + 16,578$	0,73
	XO	334	$y = 42,671\ln(x) + 147,43$	0,02
	XOG	599	$y = 60,187\ln(x) + 363,81$	0
2	4A	246	$y = 49,007\ln(x) + 54,073$	0,31
	4B	266	$y = 54,472\ln(x) + 52,702$	0,34
	XB	262	$y = 36,374\ln(x) + 120,07$	0,02
	XBG	401	$y = 39,098\ln(x) + 257,53$	0
3	8A	303	$y = 62,506\ln(x) + 58,487$	0,33
	8B	458	$y = 91,411\ln(x) + 100,52$	0,28
	XD	244	$y = 36,062\ln(x) + 102,73$	0,04
	XDG	401	$y = 44,466\ln(x) + 227,45$	0

3.9 Desorpsjonsforsøket

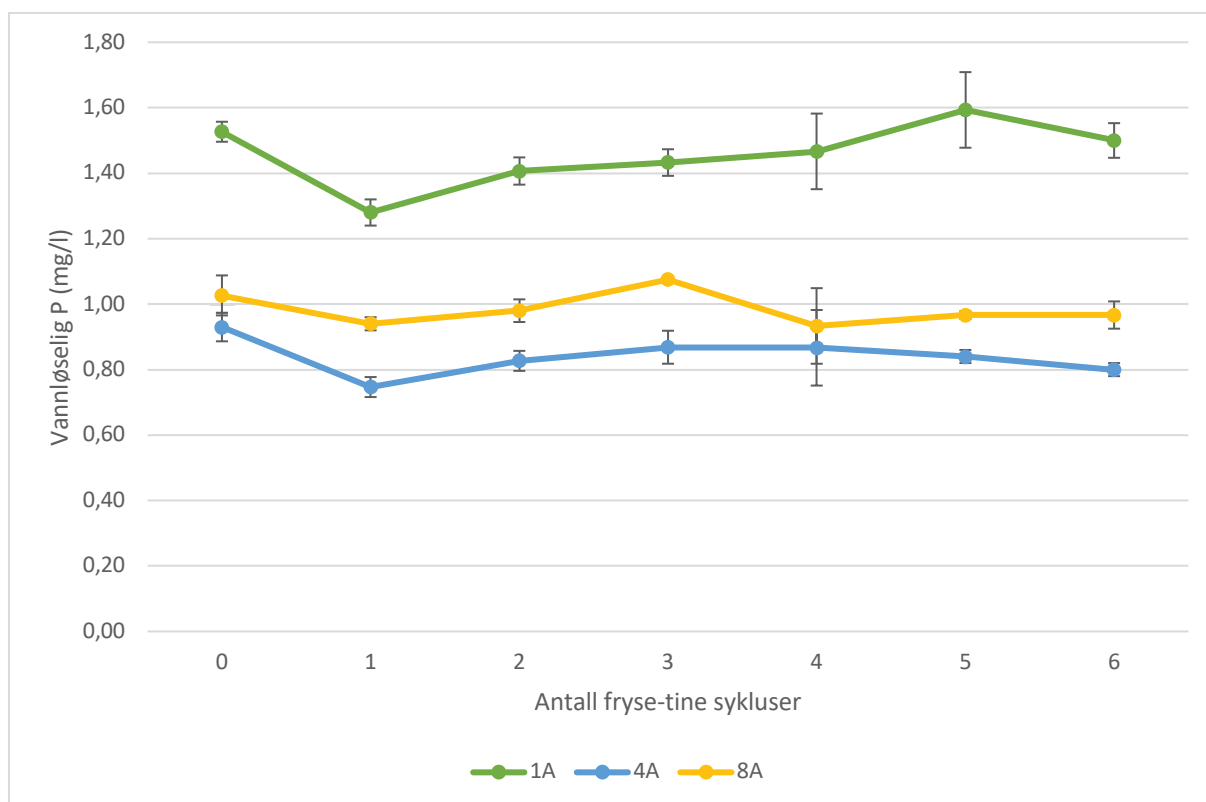
Tabell 10 viser mengden desorbert fosfor funnet i desorpsjonsforsøket samt prosentandelen desorbert fosfor sammenlignet med mengden adsorbert. Fra tabell 10 ser man at desorpsjonen er høyest i toppjorden og avtar nedover i jorda. Det er svært stor forskjell i mengden desorbert fra mellomjorda og undergrunnsjorda. Dette kan man også se fra prosentandelen desorbert, hvor toppjorda ligger på rundt 117-210%, mellomjorda på 55-98% og undergrunnsjorda på 5-11%.

Tabell 10. Mengden desorbert fosfor funnet ved hjelp av prøvene fra adsorpsjonsforsøket tilsatt 16 mg P/l. Mengden desorbert fosfor er gitt i mg per kg og prosentandelen desorbert fosfor (%).

Prøve	Desorbert P	Prosent desorbert P
	mg/kg	%
1A	248	184
1B	268	210
4A	210	131
4B	211	119
8A	287	154
8B	243	117
XO	168	78
XB	107	55
XD	186	98
XOG	16	5
XBG	34	11
XDG	24	8

3.10 Fryse-tine sykluser

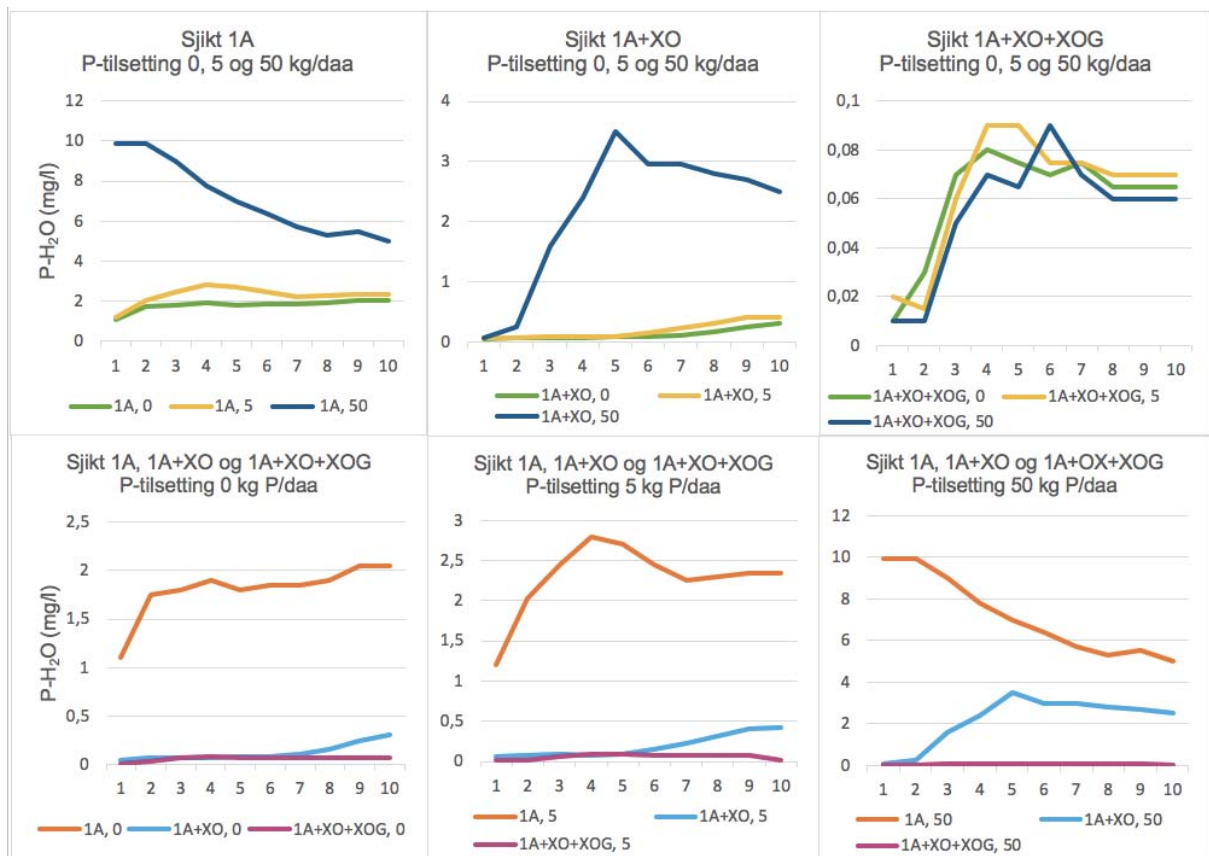
Figur 8 viser vannløselig fosfor målt gjennom seks fryse-tine sykluser for jordprøvene 1A, 4A og 8A. Grafene viser standardavviket mellom de tre parallellene for hver måling. Selv om det er noe variasjon ser man på y-aksen at det er liten endring i konsentrasjon av vannløselig fosfor gjennom forsøket. Prøve 1A har den høyeste mengden vannløselig fosfor gjennom hele forsøket, og mengden holder seg mellom 1,28 og 1,60 mg P/l. Prøve 4A har de laveste verdiene gjennom hele forsøket og varierer fra 0,75 til 0,93 mg P/l. 8A er noe høyere enn 4A med variasjon mellom 0,93 til 1,07 mg P/l.



Figur 8. Resultatene fra seks fryse-tine sykluser av toppjordprøvene 1A, 4A og 8A. Grafene viser den målte konsentrasjonen av fosfor i mg per liter for hver syklus samt standardavvik for de tre parallellene.

3.11 Kolonneforsøk

Figur 9 viser kontinuerlig data oppsamlet over ti dager fra kolonneforsøket. Figuren viser sammenligning av dataene ut fra sjiktene i kolonnene (øverst) og fosformengde tilsatt i kolonnene (nederst). Sammenligning av sjiktene i forsøket viser at kolonnen med alle tre sjiktene lekket ut minst fosfor og at det ikke var økt utlekking av fosfor ved tilsetning av den høyeste fosformengden (50 kg P/daa). Videre fulgte kolonnene med to sjikt. Kolonnen med bare toppjord lekket ut mest fosfor. De tre nederste figurene viser at det er størst utlekking fra kolonnene tilsatt 50 kg P/daa. Videre følger kolonnene med 5 kg P/daa, og kolonnene med minst utlekking hadde 0 kg P/daa tilført. Kolonnen med kun sjikt 1A har stor utlekking i starten av forsøket som avtar med tid. Kolonnene med to og tre sjikt viser derimot at det skjer et gjennombrudd utover i forsøksperioden, som etterhvert stabiliserer seg.



Figur 9. Vannløselig fosforkonsentrasjoner (P-H₂O) målt i vannet som filtrerte gjennom kolonnene i en ti dagers forsøksperiode. De tre øverste grafene viser kolonnene sortert etter sjikt. De tre nederste grafene viser kolonnene sortert etter fosforkonsentrasjon.

4. Diskusjon

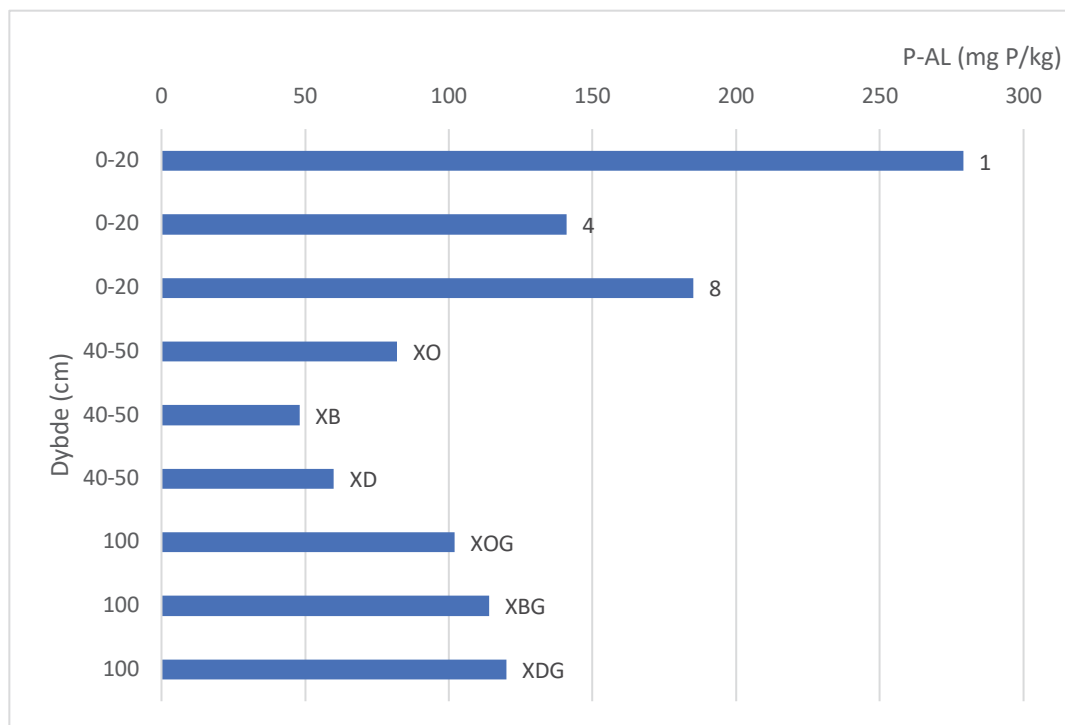
4.1 Fosfor- og næringsstoffstatus i jorda

4.1.1 Fosforstatus i 2019

P-AL verdiene funnet ved ekstraksjon er som forventet i toppjorda sammenlignet med verdiene målt i disse rutene tidligere av NIBIO (Bechmann et al., 2015). Analyseresultatene fra P-AL ekstraksjonen viser at rute 1 har det høyeste innholdet av plantetilgjengelig fosfor i toppjorda med et P-AL nivå på rundt 28. Rute 8 følger med noe lavere verdier og rute 4 har det laveste innholdet. Alle rutene har et P-AL nivå på over 12. I følge ulike studier gjort med kornavling på norsk jord har det blitt konstatert at ved P-AL tall over 12-14 er det ingen avlingseffekt av tilførsel av fosforgjødsel, men derimot en avlingsreduksjon ved svært høye nivåer (Kristoffersen, 2013; Kristoffersen & Øgaard, 2019). Dette betyr dermed at fosforstatusen i toppjorda i alle rutene er meget høy, og at det er tilstrekkelig mengde plantetilgjengelig fosfor til å produsere gode avlinger uten å tilføre mer fosfor gjennom gjødsel.

Figur 10 viser fordelingen av P-AL nivået nedover i profilene fra 0-20 cm dyp til 100 cm dyp. Resultatene fra spektrofotometrisk analyse av AL-ekstraktene viser at ved 40-50 cm dyp synker P-AL nivåene sammenlignet med toppjorda. Nivået varierer fra 4,8 til 8,2. P-AL tall mellom 5-7 regnes som det optimale nivået hvis det skal tas hensyn til både plantevekst og miljø (Kristoffersen & Øgaard, 2019). Dette kan dermed tyde på, som følge av samvariasjon, at det er transport av fosfor fra gjødsel i toppjorda nedover i profilet til mellomjorda grunnet det relativt høye P-AL nivået. Nivået er derimot ikke like høyt som i toppjorda, som kan indikere at transporten avtar noe nedover i profilet. Fra adsorpsjonskurvene i figur 7 kan man se at bindingsstyrken i toppjorda og mellomjorda er relativt lik. Dette kan indikere at fosfor bli sterkt bundet i toppjorda som fører til mindre transport nedover i profilet. Fosfor blir også tatt opp av planter i rotsjiktet. Hvor langt røttene strekker seg ned i jorda vil variere fra art til art, men på 20-50 cm dyp vil det ofte også være røtter som tar opp næring (Seehusen, 2016). Dette kan dermed føre til redusert fosfor i mellomjorda. Ved 100 cm dyp kan man se en økning i P-AL nivået, mellom 10,2 og 12,0. P-AL nivået stiger altså fra 40-50 cm dyp til 100 cm, se figur 10. Noe som kan forklare dette er at fosfatet som måles ved analysing av denne jorda kommer fra apatittmineraler. Semb fant i sin undersøkelse at i jord med pH over 6,6 vil AL-metoden løse ut betydelig større mengder fosfat enn andre metoder for å måle fosfatkonsentrasjonen (Semb, 1987). Dette er fordi AL-løsningen er sur (pH=3,75) og vil løse

ut fosfat bundet i kalsiumfosfater ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3$). AL-løsningen fører altså til en fremskyndet forvitring som gjør at AL-nivået som et mål på plantetilgjengelig fosfor blir overestimert (Semb, 1987). I undregrunnsprøvene ligger pH mellom 7,6 og 7,7. Dette er over grensen Semb definerte, og AL-nivået som observeres i disse sjiktene er trolig et resultat av utløsning av fosfor fra apatitt. I marin leire, som man har på Kjelle, kan man forvente å finne apatittmineraler som fører til høyere konsentrasjoner av fosfor (Greipsland et al., 2017).



Figur 10. P-AL nivåets fordeling etter dybde nedover i jorda fra toppen (0-20 cm dyp) til undergrunnen (100 cm dyp). Konsentrasjonen av fosfor er oppgitt i mg fosfor per kg jord.

Fosforinnholdet i AL-ekstraktene ble målt både spektrofotometrisk og med ICP. Tabell 11 viser resultatene fra begge analysemetodene. P-AL målt med spektrofotometer er oppgitt som fosfor i form av fosfat (PO_4^{3-}) fordi ved denne målemetoden er det kun uorganisk ortofosfat som blir målt. ICP måling kan derimot måle flere fraksjoner av fosfor. Dette er fordi prøven blir utsatt for høy temperatur, omtrent 10 000 K, som gjør at elektronene i elementene i prøven eksiteres til høyeste energinivå (Harris, 2015; Skoog et al., 2007). Ved denne høye temperaturen vil alle forbindelser med fosfor føres over til primærtilstanden, altså både fosfor i uorganiske og organiske forbindelser vil bli dekomponert. Når prøven blir avkjølt vil elektronene falle tilbake til et lavere energinivå, som emitterer lys instrumentet fanger opp. Bølgelengden og lysintensiteten som avgis fra prøven blir videre sammenlignet med kjente

standarder og konsentrasjonen av et gitt stoff kan bestemmes. Dette betyr at flere fosforfraksjoner blir målt ved denne metoden enn ved spektrofotometer som er mer selektiv. Resultater fra de to analysene av AL-ekstraktene viser at P-AL målt med spektrofotometer generelt er noe høyere enn målingene gjort med ICP, se tabell 11. Gjennomføringen av en T-test viste at det er signifikant forskjell mellom målingene gjort med spektrofotometer og ICP ($p < 0,001$). Særvarsson fant i sin masteroppgave at ICP målinger ble høyere enn spektrofotometriske målinger i jord med høyt innhold av organisk materiale (Særvarsson, 2014). Dette var trolig fordi organisk fosfor fra organisk materiale ble inkludert i målinger gjort på AL-ekstrakter med ICP. Grunnen for at resultatene funnet i denne rapporten motstrider dette funnet er uvisst. En mulig grunn er at prøvene som ble målt med ICP ble stående kjølig i tre uker før målingen ble gjort, mens spektrofotometermålingene ble derimot utført rett etter ekstraksjonen ble gjennomført. I løpet av lagringstiden kan noe fosfat ha blitt utfelt, som førte til lavere målinger ved ICP enn med spektrofotometer. Prøvene tatt ved Kjelle er i liten grad påvirket av organisk materiale, noe som er svært forskjellig fra jorda som Særvarsson analyserte (Særvarsson, 2014). Det er altså lite organisk materiale i toppjorda (3-5%) som betyr at analysene trolig ikke vil være påvirket av organisk fosfor.

Tabell 11. Sammenligning av resultatene for P-AL målt med spektrofotometer (PO_4^{3-}) og ICP, oppgitt i mg per kg.

Prøve		1A	1B	4A	4B	8A	8B	XO	XB	XD	XOG	XBG	XDG
P-AL(PO_4^{3-})	mg/kg	270	288	160	122	196	174	82	48	60	102	114	120
P-AL(ICP)	mg/kg	260	280	151	117	188	166	76	47	68	90	103	109

Innholdet av vannløselig fosfor er betraktelig lavere enn P-AL nivået (tabell 5). I toppjorden varierer P-H₂O mellom 1,0 og 2,1 mg P/ 100 g jord. Dette er ikke tilstrekkelig for å fylle plantenes fosforbehov (Kristoffersen & Øgaard, 2019). Derfor er likevekten mellom fosfor i jordvæsken og fosfor bundet i jorda viktig for tilførsel av nytt fosfor. Likevekten bestemmes av jordegenskaper, som jordas bindingskapasitet og fosforadsorpsjonsmetningsgrad (Sims & Sharpley, 2005). Tabell 12 viser en sammenligning av fosforadsorpsjonsmetningsgrad og fosfatlikevektskonsentrasjon. Det ble funnet positiv korrelasjon mellom fosforadsorpsjonsmetningsgraden og fosfatlikevektskonsentrasjonen i jorda ($r=0,83$). Dette

kan bety at større fosforadsorpsjonsmetningsgrad i jorda kan gi større EPC-verdi. Krogstad har i undersøkelser av jord og sedimenter på Østlandet funnet sammenheng mellom P-AL nivå og EPC (Krogstad, personlig kommunikasjon 28.02.2020²). Dette antyder at gjødslingen i toppjorda har ført til en høyere EPC-verdi i disse sjiktene, se tabell 12. I en undersøkelse gjort av Huang et al., hvor EPC-verdier for sedimenter i innsjøer med forskjellige trofiske nivå ble bestemt, lå alle EPC-verdiene mellom 0,14 og 0,01 (Huang et al., 2018). Fra tabell 12 kan man se at EPC-verdien funnet for alle toppjordprøvene er høyere enn verdiene Huang et al. fant. Ved erosjon av jordpartikler med en høyere EPC til et system med lavere EPC, vil jordpartiklene frigi fosfor (House & Denison, 2000). I en situasjon hvor jordpartikler fra toppjorda i rutene lekker ut i et vannsystem med EPC-verdier som dem funnet av Huang et al., vil jorda fra Kjelle frigi mye fosfor. Dette kan føre til fremskyndet eutrofiering av en eventuell resipient. Mellomjorda og undergrunnjorda har derimot ikke like stor risiko for å lekke ut fosfor til et slikt system, fordi EPC-verdiene for disse sjiktene er mye lavere (0,04-0). Utvasking av denne jorda kan føre til binding av fosfor i en eventuell resipient. De lave EPC-verdiene kan også tyde på at det vil være lite løst fosfor i grøftevannet som renner fra feltet, fordi løst fosfor vil bli bundet til jorda. DPSS-verdien for en jord kan si noe om hvor stor risiko det er for utlekking av fosfor fra jord til vannfase (Sims & Sharpley, 2005). Det er definert at ved DPSS over 25% er det stor sannsynlighet for at fosfor lekker ut i avrenningsvann (Breeuwsma et al. 1995 referert i Sims & Sharpley, 2005). Alle toppjordprøvene har fosforadsorpsjonsmetningsgrad over 25%, mellom 38% og 54%, som indikerer stor risiko for utlekking av fosfor. Undergrunnjorda har også høy DPSS-verdi, mellom 22% og 34%, og det er dermed også i disse sjiktene indikert at det er risiko for utlekking av fosfor. Verdiene som observeres i undergrunnjorda må derimot ses i sammenheng med de marine avsetningene som påvirker egenskapene i disse sjiktene. DPSS-verdien, som regnes ut ved hjelp av laboratorieforsøk, kan være overestimert på grunn av leire- og mineralinnhold.

² Tore Krogstad, Professor ved NMBU

Tabell 12. Sammenligning av fosforadsorpsjonsmetningsgrad (DPSS) og fosfatlikevekstkonsentrasjon (EPC). Fosforadsorpsjonsmetningsgradene er oppgitt i prosent (%) og fosfatlikevekstkonsentrasjonene er oppgitt i mg fosfor per liter.

Profil	Prøve	Dybde	DPSS	EPC
		(cm)	%	(mg P/l)
1	1A	0-20	50	0,69
	1B	0-20	54	0,73
	XO	40-50	18	0,02
	XOG	100	22	0,00
2	4A	0-20	43	0,31
	4B	0-20	38	0,34
	XB	40-50	21	0,02
	XBG	100	29	0,00
3	8A	0-20	40	0,33
	8B	0-20	40	0,28
	XD	40-50	25	0,04
	XDG	100	34	0,00

4.1.2 Sammenligning med tall fra tidligere år

P-AL nivåene funnet i analysene høsten 2019 er generelt lavere enn P-AL nivåene observert i NIBIOs analyser fra 2016 og 2014 (Bechmann et al., 2015; Bechmann et al., 2017a; Hauken et al., 2015). Dette vises i tabell 13, som viser en sammenligning av analyseresultatene fra P-AL ekstraksjon i 2014, 2016 og 2019. Konsentrasjonen av plantetilgjengelig fosfor i jorda synker fra 2014 til 2019 i toppjorda. Rutene følger derimot de samme trendene gjennom årene. Rute 1 har det høyeste P-AL nivået gjennom alle de tre målingene. Rute 4 og 8 har relativt like P-AL verdier i 2014 og 2016. Gjennomsnittet av 4A og 4B er noe lavere enn gjennomsnittet for rute 8. Dette blir enda tydeligere i 2019 hvor rute 4 har gjennomsnittlig P-AL nivå på 14, mens rute 8 har et nivå på 18. Alle rutene holder seg derimot over P-AL 14 fra 2014 til 2019. I følge NIBIO sine årsrapporter fra 2014-2018 ble det gjødslet med mellom 0,5 til 0,8 kg P/daa på rutene, der variasjonen var grunnet de forskjellige vekstene (vårkorn og høstkorn) (Bechmann et al., 2015; Bechmann et al., 2017a; Bechmann et al., 2019b). Det ble gjødslet med fosfor selv om P-AL nivået var over 14 for å følge gjødslingsnivået som brukes i praksis i jordbruket på Kjelle Vgs. Selv om mengden fosfor som ble tilført gjennom gjødsel

fra 2014 til 2019 ikke varierte mye ser vi fra tabell 13 at det er en generell nedgang i P-AL nivået i de fleste rutene. Dette gjelder ikke rute 1 som har en økning fra 2014 til 2016, og rute 8B som har en økning fra 2016 til 2019. Den samlede nedgangen som observeres i alle rutene er likevel signifikant ($p < 0,001$). Dette er trolig fordi mengden tilført gjødsel er relativt lav (Kristoffersen, 2013) og avlingene som produseres fjerner noe av fosforet som allerede er i jorda.

Tabell 13. Sammenligning av P-AL nivået i jorda fra 2014, 2016 og 2019 oppgitt i mg fosfor per 100 gram jord (Bechmann et al., 2015; Bechmann et al., 2017a).

Rute	2019 A	2019 B	2016 A	2016 B	2014 A	2014 B
	mg/100 g	mg/100 g	mg/100 g	mg/100 g	mg/100 g	mg/100 g
1	27	29	34	35	33	33
4	16	12	21	14	24	18
8	19	17	21	15	22	21

I analysen gjort av NIBIO i 2014/2015 ble det målt P-AL nivåer i profiler gravd på mellomrutene XA og XB (Bechmann et al., 2015). Analysene gjort på rute XB kan sammenlignes med analysene gjort i samme mellomrute høsten 2019. Tabell 14 viser en sammenligning av ulike analyseresultater fra 2014 og 2019 for profil XB (2014) og profil 2 (2019). Fra tabellen ser man at det er lite endring i pH, totalfosfor, P-AL, oksalatløselig fosfor, aluminium og jern i de fleste sjikt. Det er noen interne endringer i noen av sjiktene, for eksempel en økning i mengden totalfosfor i sjikt Eg/XB fra 2014 til 2019. Det er også målt lavere P-AL nivå i sjikt Cg/XBG fra 2019 til 2014. De største forskjellene observeres i mengden oksalatløselig aluminium og jern i sjiktene Eg/XB og Cg/XBG. I begge disse sjiktene ble det målt høyere verdier for både aluminium og jern i 2019. Dette fører til at fosforadsorpsjonsmetningsgraden funnet i 2019 varierer fra fosforadsorpsjonsmetningsgraden i 2014. Det er i 2019 funnet en høyere fosforadsorpsjonsmetningsgrad for sjikt Eg/XB, og en lavere fosforadsorpsjonsmetningsgrad for sjikt Cg/XBG, enn i 2014. Dette kan tyde på økt nedvasking av fosfor fra toppjorden fra 2014 til 2019, da man også ser en økning i mengden oksalatløselig fosfor i sjikt Eg/XB. Dette påvirker også fosforadsorpsjonsmetningsgraden som er noe høyere i 2019 enn i 2014. Forskjellene som observeres kan også skyldes variasjoner i uttakslokasjon av jordprøvene på rutene. I 2014 ble alle jordprøvene tatt ut fra samme sted,

mens prøvene fra 2019 ble tatt ut i stikk langs hele ruta. Dette kan føre til forskjellige analyseresultater som ikke nødvendigvis tyder på endringer fra 2014 til 2019.

Tabell 14. Sammenligning av pH, totalfosfor (P-tot), P-AL nivå, konsentrasjonene av oksalatløselig fosfor (P-OX), aluminium (Al-OX) og jern (Fe-OX) samt fosforadsorpsjonsmetningsgraden (DPSS) i jorda fra 2014 (Bechmann et al., 2015) og 2019.

År	Prøve/ Sjikt	Dybde	pH	P-tot	P-AL	P-OX	Al-OX	Fe-OX	DPSS
		cm		mg/100 g	mg/100 g	mg/100 g	mg/100 g	mg/100 g	%
2019	4	0-20	6,3	115	14,1	83	130	465	40,6
	XB	40-50	6,4	67	4,8	39	110	430	21,4
	XBG	100	7,7	77	11,4	46	125	320	28,7
2014	Ap1/ Ap2	0-19	6,3	115,5	14,5	83	128,5	466	40,5
	Eg	34-52	6,7	44	4	20	83	440	12
	Cg	74- 100	7,4	73	19	44	99	177	42

4.1.3 Næringsstoffstatus i 2019

Ved hjelp av Eurofins veileder for jordklassifisering kan næringsstoffstatusen i jorda bestemmes (Eurofins, 2020). For å klassifisere jorda ble tallene fra tabell 7 og 8 brukt. Ut ifra veilederen er kalsium-, magnesium-, natrium-, og fosforstatusen i alle jordprøvene meget god eller god. Kaliumstatusen i jorda er god og middels/optimal. Næringsstoffinnholdet på Kjelle er såpass høyt at det er lite behov for gjødsling med samtlige næringsstoffer (Eurofins, 2020). Det er også høyt næringsstoffinnhold i undergrunnsjorda, hvor alle næringsstoffene ligger mellom godt og meget godt. Det er imidlertid en liten reduksjon i næringsstoffinnholdet i mellomsjiktet på 40-50 cm dyp. Dette er med på å underbygge at næringsstoffinnholdet som observeres på 100 cm dyp kommer fra selve opprinnelsesmaterialet, fordi det i disse sjiktene er en økning i næringsstoffinnholdet i forhold til sjiktet over. I prøvene med svært mye leire, XOG, XBG og XDG, ser man også de høyeste verdiene for kalsium, kalium, magnesium og

natrium for alle prøvene. Studier gjort av paleogeologer som har sett på avsetningsmønstre i Norge har funnet at på grunn av drenering fra preboreale glasiale innsjøer har det blitt avsatt leirlommer utover marine sedimenter i Sør-Norge (Longva et al., 1992). Det er mulig at leirinnholdet (82,7%) funnet i prøve XOG er grunnet i at deler av Kjelle forsøksruter er anlagt på en slik leirlomme.

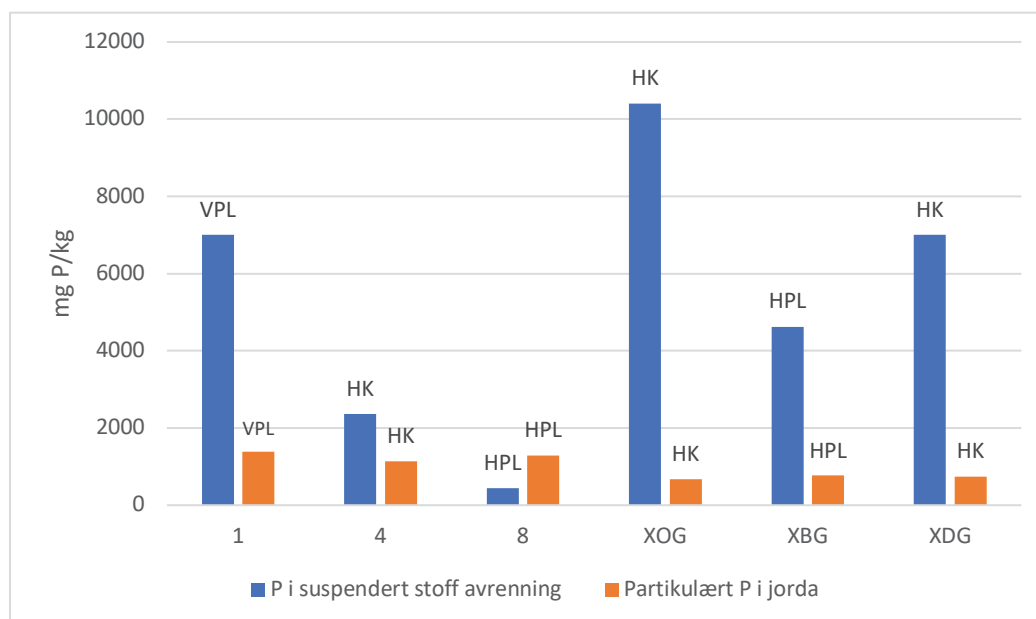
4.2 Hypotese 1: Fosforkonsentrasjonen i partiklene som renner av sammen med avrenningsvannet er den samme som fosforkonsentrasjonen i partiklene i jorda

Avrenningsdata mottatt fra NIBIO gir muligheten til å sammenligne konsentrasjonen av fosfor i det suspenderte stoffet i avrenningsvannet med konsentrasjonen av fosfor i partiklene i jorda. Dataene for sammenligningen ble funnet ved å finne konsentrasjonen av fosfor i suspendert stoff i avrenning ved hjelp av total fosfor, løst fosfat og suspendert stoff konsentrasjonene målt av NIBIO. Konsentrasjonen av fosfor i partiklene i jorda ble funnet ved hjelp av total fosfor og vannløselig fosfat målt i jordprøvene. Ved å sammenligne dette kan man se om det er sammenheng mellom avrenningsmengde, fosforkonsentrasjonen i jordpartikler og jordarbeidingsystemet på rutene. Figur 11 viser konsentrasjonen av fosfor i suspendert stoff i avrenningsvannet (henholdsvis overflate- og grøfteavrenning for topp- og undergrunnsjord) og konsentrasjonen av fosfor i partiklene i jorda til de tilsvarende rutene. For prøve 1A, 4A, XOG, XBG og XDG ser man at konsentrasjonen av fosfor er høyere i det suspenderte stoffet i avrenningen enn i partiklene i jorda. Dette betyr at det trolig er en anrikning av fosfor i partiklene som blir transportert med avrenningsvannet fra disse rutene og sjiktene. Studier gjort ved Skuterudfeltet av NIBIO har vist samme resultater (Deelstra, 2015). Det er også her observert en anrikning av fosfor i partiklene som følger avrenningsvannet. Statistisk analyse av resultatene i figur 11 viser at det er signifikant forskjell mellom fosforkonsentrasjonen i suspendert stoff i avrenningsvannet og konsentrasjonen i partiklene i jorda ($p < 0,05$). Avrenningsdata mottatt fra NIBIO er fra perioden 16. september til 24. oktober 2019. Rutene som var høstpløyd ble pløyd 7. oktober og dermed var det kun en del av avregningsperioden som var påvirket av jordarbeiding. Det er mulig at avrenningsdata fra en lenger periode eller senere i sesongen vil gi andre resultater. Den store anrikningen av partiklene i grøfteavrenningen skyldes trolig transport av vann og partikler i makroporer nedover i jorda. Dette er fordi P-AL nivået og total fosfor funnet i disse sjiktene ikke kan

forklare den høye anrikningen som observeres. Selektiv intern erosjon i makroporene kan forekomme (Kværnø & Bechmann, 2010b), og kan også være en mulig forklaring til anrikningen som observeres. Selektiv erosjon helt ned ved grøftene kan trolig og være en kilde til anrikning i grøftevannet. Ved selektiv erosjon er det kun de fineste partiklene som transporteres med avrenningsvannet (Brady & Weil, 2010). Sharpley fant i sin studie at anrikning av fosfor i partikler som følger avrenningsvann er i stor grad knyttet til leirfraksjonen i jorda (Sharpley, 1985). Retisols har som nevnt ofte makroporer med transport av finere partikler nedover i profilet (WRB, 2014), som forklarer hvorfor jorda på Kjelle kan ha slike porer og dermed også transport av fosforanrikede leirpartikler ut i grøftevannet.

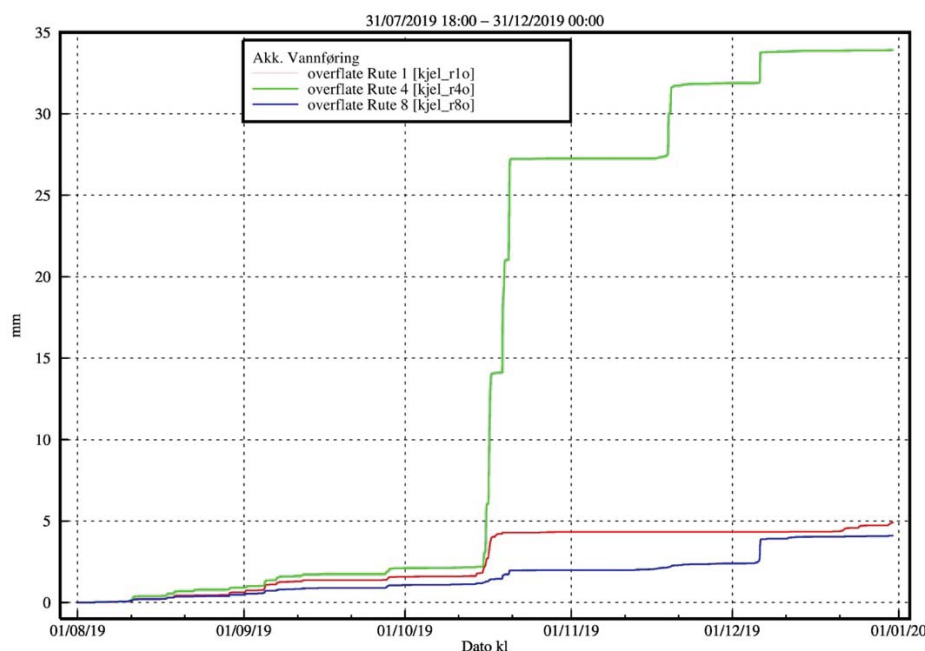
En studie gjort av Skøien et al. viste at stubb på jordene var en viktig faktor for å hindre erosjon og dermed høye konsentrasjoner av suspendert stoff i avrenningsvannet (Skøien et al., 2012). Det er også vist at reduksjon av jordbearbeiding er et viktig tiltak for å hindre erosjon og fosfortap i bratte områder (Bechmann et al., 2011; Bechmann et al., 2017c). Disse studiene tar i hovedsak hensyn til jordtap, og dermed fosfortapet knyttet til jordtap. Undersøkelser gjort ved Kjelle rutforsøk kan forklare hvordan ulike jordarbeidingssystemer påvirker erosjon og fosfortap fra flate arealer (Hauken et al., 2015), da også fosfortapet knyttet til løst fosfor i avrenningsvannet. Resultatene fra avrenningsdata funnet høsten 2019 av NIBIO er vist i figur 12. Dataene viser at rute 1, som er vårployd, hadde lite overflateavrenning sammenlignet med rute 4, som er høstployd, se figur 11 og 12. Det er altså mulig at de samme tiltakene for å minske avrenning og næringsstofftap i bratte områder kan gjelde i flatere områder også. Avrenningsdata fra 2014 til 2018 viser at det er sesongvariasjoner i avrenning, men at det generelt er rutene som er høstployd med høstkorn som har størst mengde overflateavrenning og rutene med høstkorn og havre som har mest grøfteavrenning (Bechmann et al., 2019a). Ved lite avrenning forventes det større anrikning i suspendert stoff grunnet selektiv erosjon (Chartier et al., 2013). På grunn av lite vannføring er det kun de fineste og minste partiklene som følger avrenningsvannet, ofte da leire som har stor kapasitet til å binde fosfor. Dette fører altså til en anrikning av fosfor i det suspenderte stoffet i avrenningsvannet. Rute 1, som ligger i stubb høsten 2019 og vinteren 2020, viser tydelig anrikning av fosfor i suspendert stoff i avrenningsvannet sammenlignet med fosforkonsentrasjonen i partiklene i jorda. Det er altså trolig at denne anrikningen skyldes lite avrenning som følge av stubbdekket. Dette betyr at selv om stubb fører til mindre avrenning og suspendert stoff vil det føre til anrikning i partiklene som renner av. Avrenningsmengden, vist i figur 12, viser at rute 4 har mye større mengde overflateavrenning enn rute 1. Som følge

av dette observeres ikke like stor anrikning i det suspenderte stoffet i avrenningen fra denne ruta. En sammenligning av overflateavrenningsmengdene mellom høstpløyde ruter med havre og vårpløyde ruter, fra 2014 til 2018, viser at det ikke er stor forskjell i avrenning (Bechmann et al., 2019a). Grunnen for dette kan blant annet være at overvintring i stubb fører til mindre infiltrasjon av vann nedover i jorda og øker dermed mengden overflateavrenning (Bechmann et al., 2011).



Figur 11. Sammenligning av konsentrasjonen av fosfor i suspendert stoff i avrenningsvannet og konsentrasjonen av fosfor i partiklene i jorda. For toppjorda (1, 4 og 8) er avrenningsdataene fra overflateavrenningen og for undergrunnsjorda (XOG, XBG, og XDG) er avrenningsdataene fra grøfteavrenningen (Bechmann, personlig kommunikasjon 20.11.2020³). Begge konsentrasjonene er oppgitt i mg fosfor per kg. Tilhørende jordarbeidingssystem er vist for rutene: vårpløyd (VPL), høstkorn (HK) og høstpløyd (HPL).

³ Marianne Bechmann, Seniorforsker ved NIBIO



Figur 12. Avrenningsdata fra Kjelle forsøksruter fra perioden 31.07.2019 til 31.12.2020. Avrenningsmengden er oppgitt i mm (Bechmann, personlig kommunikasjon 03.03.2020⁴).

Analyse av avrenningsvannet gjort av NIBIO gir muligheten til å sammenligne konsentrasjonen av fosfor i overflateavrenning, grøfteavrenningen og fosforkonsentrasjonen i jorda. Målingene av fosforfraksjonen i form av løst fosfat (PO_4^{3-}) og total mengde fosfor (TP) målt i overflate- og grøfteavrenning for hver sesong fra 2014 til 2019 er vist i tabell 15 og 16. Konsentrasjonen av løst fosfat funnet ved ekstraksjon med deionisert vann i jorda er også vist i tabell 15 og 16. Totalfosfor i jorda er ikke vist fordi det er vanskelig å sammenligne med volumenhet, som avrenningsdataene er oppgitt i. Fra tabell 15 kan man se at rute 1 har høyest konsentrasjon av løst fosfat fra 2014 til 2016 og rute 8 minst, rute 4 ligger midt mellom. Toppjorda fra rute 1 har også de høyeste P-AL tallene som kan være forklarende for fosforkonsentrasjonen i avrenningsvannet. Rute 8 har derimot høyere P-AL tall enn rute 4, som er omvendt trend enn løst fosfat i overflateavrenningen. Dette kan være som følge av at rute 8 generelt har mindre avrenningsvann enn de andre rutene (Marianne Bechmann, personlig kommunikasjon 03.03.2020⁵). De samme trendene gjelder også for konsentrasjonen av total fosfor, disse konsentrasjonene er også noe høyere for alle rutene. Sammenlignes gjennomsnittet av konsentrasjonene av løst fosfat i overflateavrenningen med konsentrasjonene funnet av vannløselig fosfor i jorda ser man at det er merkbare forskjeller.

⁴ Marianne Bechmann, Seniorforsker ved NIBIO

⁵ Marianne Bechmann, Seniorforsker ved NIBIO

Rute 1 har høyere konsentrasjon av vannløselig fosfor i jorda enn gjennomsnittet av total fosfor i overflateavrenningen. Ser man derimot på de årlige målingene ser man at løst fosfor og total fosfor noen år er større en konsentrasjonen i jorda. Dette underbygger at overflateavrenningen kan være anriktet med fosfor. Rute 4 følger i store grad samme trend. Rute 8 har derimot kun en måling av total fosfor i overflateavrenningen som er større en konsentrasjonen a fosfor funnet i jorda. I grøfteavrenningen ser man at forskjellene i konsentrasjon av løst fosfat og total fosfor mellom rutene er mindre enn i overflateavrenningen. Trenden for rutene er derimot den samme. De lave konsentrasjonen av løst fosfat som observeres i grøfteavrenningen kan skyldes at fosforet blir bundet til partikler i disse sjiktene før det transporteres, som underbygger den store anrikningen av partiklene som ses i figur 11.

Tabell 15. Sammenligning av løst fosfat (PO_4^{3-}) og total fosfor konsentrasjon (TP) i overflateavrenning fra Kjelle ruteforsøk fra 2014 til 2019 for rute 1, 4 og 8 (Bechmann et al., 2015; Bechmann et al., 2017a; Bechmann et al., 2019b; Bechmann & Bøe, 2020; Bechmann et al., 2020; Kværnø et al., 2017). Gjennomsnittet av alle målingene fra 2014 til 2019 samt vannløselig fosfor i jorda er også vist (2019). Tilhørende jordarbeidingsystem er vist for rutene: vårpløyd (VPL), høstkorn (HK) og høstpløyd (HPL). Alle konsentrasjonene er oppgitt i mg per liter.

Overflate- avrenning		2014 /2015	2015/ 2016	2016/ 2017	2017/ 2018	2018/ 2019	Gj. snitt	Jorda 2019
Rute 1		HPL	HK	VPL	HPL	HK		VPL
PO_4^{3-}	mg/l	0,76	0,82	0,68	1,15	0,36	0,75	1,03
TP	mg/l	1,16	0,48	1,06	1,03	0,62	0,87	-
Rute 4		VPL	HPL	HK	VPL	HPL		HK
PO_4^{3-}	mg/l	0,16	0,39	1,07	1,01	0,14	0,55	0,55
TP	mg/l	0,44	0,35	1,25	1,20	0,36	0,72	-
Rute 8		HK	VPL	HPL	HK	VPL		HPL
PO_4^{3-}	mg/l	0,16	0,39	0,27	0,24	0,22	0,26	0,66
TP	mg/l	0,59	0,25	0,58	0,93	0,36	0,54	-

Tabell 16. Sammenligning av løst fosfat (PO_4^{3-}) og total fosfor konsentrasjon (TP) i grøfteavrenning fra Kjelle rutforsøk fra 2014 til 2019 for rute 1, 4 og 8 (Bechmann et al., 2015; Bechmann et al., 2017a; Bechmann et al., 2019a; Bechmann & Bøe, 2020; Bechmann et al., 2020; Kværnø et al., 2017). Gjennomsnittet av alle målingene fra 2014 til 2019 samt vannløselig fosfor er også vist (2019). Tilhørende jordarbeidingsystem er vist for rutene: vårpløyd (VPL), høstkorn (HK) og høstpløyd (HPL). Alle konsentrasjonene er oppgitt i mg per liter.

Grøfte avrenning		2014/ 2015	2015/ 2016	2016/ 2017	2017/ 2018	2018/ 2019	Gj. snitt	Jorda 2019
Rute 1		HPL	HK	VPL	HPL	HK		VPL
PO_4^{3-}	mg/l	0,14	0,17	0,13	0,17	0,15	0,15	0,13
TP	mg/l	0,44	0,48	0,34	0,47	0,36	0,42	-
Rute 4		VPL	HPL	HK	VPL	HPL		HK
PO_4^{3-}	mg/l	0,09	0,12	0,11	0,11	0,13	0,11	0,11
TP	mg/l	0,27	0,35	0,25	0,32	0,27	0,30	-
Rute 8		HK	VPL	HPL	HK	VPL		HPL
PO_4^{3-}	mg/l	0,08	0,09	0,06	0,07	0,10	0,08	0,20
TP	mg/l	0,40	0,25	0,21	0,35	0,22	0,29	-

På bakgrunn av resultatene fra analysen av totalfosfor, vannløselig fosfor og avrenningsdata fra NIBIO kan en konkludere med at fosforkonsentrasjonen i partiklene som følger avrenningsvannet fra rutene ikke er den samme som konsentrasjonen i partiklene i jorda. Det er fra noen ruter, særlig rutene med vårpløying, en anrikning av fosfor i partiklene som renner av. Det er signifikant forskjell mellom konsentrasjonen av fosfor i partiklene i jorda og konsentrasjonen av fosfor i partiklene i avrenningsvannet ($p < 0,05$). På bakgrunn av dette må hypotese 1 forkastes.

4.3 Hypotese 2: Fryse-tine sykluser vil øke konsentrasjonen av løst fosfor i avrenningsvannet

Som følge av klimaendringer er det forventet flere fryse-tine sykluser på vinterhalvåret, særlig på sørlige deler av Østlandet (Bechmann & Eggestad, 2016; Groffman et al., 2001).

Bjørkelangen, hvor Kjelle rutforsøk ligger, er i denne delen av Norge og økt frekvens av fryse-tine sykluser som følge av global oppvarming er trolig reelt i dette området. Fryse-tine forsøket som ble gjennomført med jordprøvene fra toppsjiktet i alle rutene kan si noe om hvordan jorda reagerer på gjentatte nedfrysninger og opptiningen på kort tid. Resultatene fra

forsøket hvor jorda gjennomgikk seks fryse-tine sykluser viser liten endring i mengden utlekket vannløselig fosfor, se figur 8. Det ble gjennomført en T-test for å undersøke om forskjellene i konsentrasjon mellom de ulike syklusene var signifikant i de tre rutene. Analysen viste at det ikke var noe signifikant forskjell mellom mengden vannløselig fosfor gjennom forsøket i noen av rutene ($p>0,05$). Dette resultatet tyder på at fosfortap fra jorda i liten grad blir påvirket av frysing og tining. Studier gjort på mikroorganismer, organisk materiale og planterester viser at fryse-tine sykluser fører til ødeleggelse av cellene i materialet og utlekking av næringsstoffer (Bechmann, M. E. et al., 2005; Soulides & Allison, 1961 referert i Schimel & Clein, 1996). Bechmann et al. fant i sin undersøkelse med avkuttet italiaraigras (*Lolium multiflorum*) at gjennom seks fryse-tine sykluser lekket den totale mengden fosfor i tørt materiale ut av raigraset. I forsøk med andre grasarter (*Lolium perenne* og *Festuca pratensis*) økte også mengden vannløselig fosfor med gjentatte fryse-tine sykluser (Bechmann, M. et al., 2005). Resultatene fra denne undersøkelsen viste at cellene i ferskt organisk materiale ble svært påvirket av frysing, og at ødeleggelsen av cellene ble større jo flere nedfrysninger og opptininger cellene gjennomgikk. Fryse-tine-forsøket med jord tyder det på at det organiske materialet i jorda i større grad er resistent mot denne ødeleggelsen. En mulig forklaring er at en fraksjon av organisk materiale i jord består humus (Brady & Weil, 2010). Humus består av komplekse organiske forbindelser som er stabile og lite nedbrytbare. Humus og organisk materiale i jord kan dermed være mer resistent mot frysing og tining enn ferskt organisk materiale, som gjør at man ikke observerer en økning i mengden vannløselig fosfor i forsøket. Jorda fra Kjelle har også relativt lite organisk materiale og dermed blir effektene i den helhetlige jordprøven liten. Prosentandelen lekket ut gjennom fryse-tine syklusene var under 1% av den totale fosformengden i alle jordprøvene. Sammenlignet med hva Bechmann fant i ferskt organisk materiale er dette svært lite (Bechmann, M. E. et al., 2005). En studie gjort av Oztas og Fayetorbay viste at aggregatstabiliteten i jord avtok med økende fryse-tine sykluser (Oztas & Fayetorbay, 2003). Resultatene fra denne undersøkelsen viste at antallet fryse-tine sykluser var viktig, og at med seks eller flere sykluser så man en økning i ødeleggelse av aggregater. Det ble imidlertid ikke studert om innhold av organisk materiale i jorda var signifikant for aggregatødeleggelse. I forsøket gjort i denne oppgaven ble det utført seks sykluser, og et forsøk med flere sykluser kunne vært nyttig for å undersøke om det vil være en endring med økt antall sykluser. Det er vanskelig, ut ifra dataene i denne oppgaven, å kommentere om det etter seks sykluser ses noen endring i jordas stabilitet.

Tabell 17 viser en sammenligning av konsentrasjonen av fosfor funnet med ekstraksjon med deionisert vann i tørre jordprøver og gjennomsnittet av vannløselig fosfor funnet gjennom seks fryse-tine sykluser, både oppgitt i mg/kg og mg/l. Ekstraksjonen i tørre jordprøver med deionisert vann ble gjort før prøvene hadde gjennomgått noe frysing og tining, og disse konsentrasjonene kan dermed ses på som bakgrunnsverdier for vannløselig fosfor i jordprøvene. Fra tabellen kan man se at konsentrasjonene oppgitt i mg/kg følger trenden at ekstraksjonen med deionisert vann er høyere enn vannløselig fosfor fra fryse-tine forsøket. Den omvendte trenden gjelder for konsentrasjonene oppgitt i mg/l. Dette kan forklares ved at ekstraksjonene ble gjennomført med ulikt jord til væske forhold. I ekstraksjonen med tørr jord ble 40 ml deionisert vann og 2 gram jord brukt. I fryse-tine-forsøket ble 40 ml deionisert vann, samt vannholdingsevnen til hver prøve, og 5 gram jord brukt. Væske til jord forholdet i ekstraksjonen i tørre jordprøver var altså større enn i fryse-tine forsøket. Øgaard fant i sin studie at væske til jord forhold i en ekstraksjon er avgjørende for konsentrasjonen som måles i analysen (Øgaard, 1995). Studien viste at jo høyere væske til jord forholdet var, jo høyere ville konsentrasjonen pr vektenhet jordpartikler bli. Konsentrasjonen på volumbasis viste derimot omvendt trend, altså høyere væske til jord forhold ga lavere konsentrasjon. Disse to trendene er tilstede for alle jordprøvene, både på vekt- og volumbasis. Resultatene viser god korrelasjon mellom konsentrasjonene, både i mg/kg og mg/l, for bakgrunnsverdien av vannløselig fosfor og fosformengden utlekket gjennom fryse-tine forsøket ($r=0,99$). Det er signifikant forskjell mellom målingene gjort med ved ulikt væske til jord forhold ($p<0,05$), som gjør det vanskelig å sammenligne konsentrasjonene fra ekstraksjonen i tørre jordprøver med ekstraksjonene fra fryse-tine forsøket. Trendene som observeres tyder derimot på at det er liten forskjell i mengden utlekket vannløselig fosfor.

Tabell 17. Sammenligning av ekstraksjon med deionisert vann (H_2O) i tørre jordprøver og gjennomsnittet av vannløselig fosfor fra fryse-tine forsøket for toppjordprøvene 1A, 4A og 8A. Konsentrasjonene er oppgitt i vektenhet (mg per kg) og volumenhet (mg per liter).

Prøve	Ekstraksjon P- H_2O	Fryse-Tine P- H_2O	Ekstraksjon P- H_2O	Fryse-Tine P- H_2O
	mg/kg	mg/kg	mg/l	mg/l
1A	20,9	12,5	1,05	1,45
4A	11,4	7,2	0,57	0,83
8A	12,9	8,5	0,65	0,97

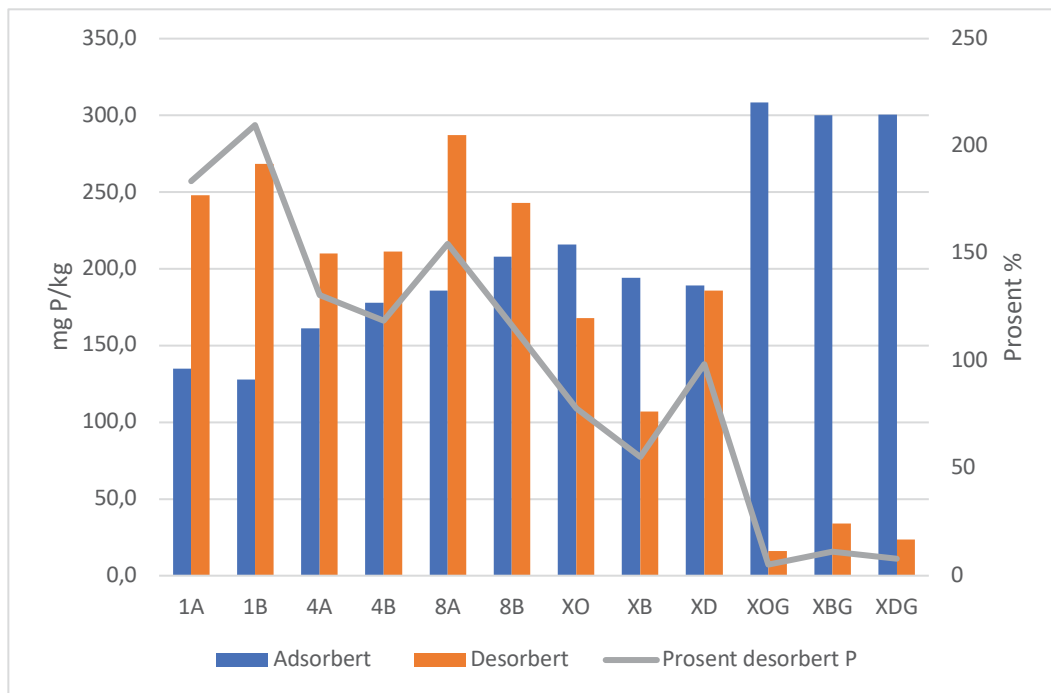
Resultatene fra fryse-tine forsøket viser at det ikke er signifikant forskjell i mengden utlekket vannløselig fosfor gjennom seks fryse-tine sykluser ($p > 0,05$). Det var altså ingen signifikant økning eller reduksjon i mengden vannløselig fosfor som lekket ut fra jorden med seks gjentatte nedfrysninger og opptininger på kort tid. Disse resultatene gjør at hypotese 2 må forkastes.

4.4 Hypotese 3: Utlekkingen av fosfor nedover i jorda mot grøftene skyldes ulike egenskaper i sjiktene i jorda knyttet til fosforinnhold og jordkjemiske egenskaper.

4.4.1 Adsorpsjon og desorpsjon

Resultatene fra adsorpsjons- og desorpsjonsforsøket viser at det er variasjon innad i rutene, sjiktene og profilene. Figur 13 viser mengden fosfor som ble adsorbert og desorbert i hver prøve, samt prosentandelen som ble desorbert etter adsorpsjonsforsøket. I toppjorda er det økende mengde adsorbert fosfor fra rute 1 til 8. Rutene hvor mest fosfor desorberes i toppjorda er rute 1 og 8. I rute 4 er mengden som adsorberes nesten lik mengden som desorberes. Den største forskjellen i mengden adsorbert og desorbert er i prøve 1A og 1B, hvor også de høyeste P-AL nivåene ble observert. Bakkegard fant i sin studie at jord som i utgangspunktet hadde høyt fosforinnhold ville adsorbere mindre fosfor enn jord med lavere fosforinnhold, og at over 100% ville desorberes ved ekstraksjon med AL-løsning (Bakkegard, 1999). En korrelasjonsanalyse mellom mengden adsorbert fosfor og P-AL nivået i toppjord og mellomjord fra Kjelle viser at det er moderat negativ korrelasjon mellom disse parameterne ($r = -0,60$). Dette kan bety at i jord med høyt P-AL nivå vil det adsorberes mindre fosfor. Korrelasjonsanalyse av P-AL i undergrunnssjiktene og mengden adsorbert fosfor ga ikke signifikant sammenheng, som trolig skyldes at fosforet har opprinnelse fra apatittmineraler, samt lavere P-AL verdier og mindre variasjon. På 40-50 cm dyp og ned til 100 cm dyp ser man at det generelt blir adsorbert mer enn det som desorberes. Dette blir tydelig i undergrunnsjorda hvor mellom 5 og 10 prosent av det som adsorberes, desorberes med AL-løsning. Jorda har altså stor evne til å binde fosfor sterkt. Ved 40-50 cm dyp er ikke bindingskapasiteten like sterk som i undergrunnsjorda, hvor analysene viser at omlag 50-100 % desorberes. Dette tyder på at fosforinnholdet i mellomjorda er relativt høyt i noen sjikt (XO og XD) hvor opp til 100% desorberes, noe som gjenspeiles i P-AL nivåene i disse sjiktene

som er høyere enn sjikt XB. Innad i profilene ser man dermed en økende bindingsstyrke nedover i jorda. Den lave desorpsjonen som observeres i undergrunnsjorda underbygger teorien om at P-AL tallene som ble målt i disse prøvene ikke har opphav fra gjødsling, men kan komme fra fosforrike mineraler.



Figur 13. Sammenligning av mengden adsorbert fosfor funnet i bindingsforsøket og mengden desorbert fosfor funnet i desorpsjonsforsøket med tilsetning av fosforløsning med konsentrasjon 16 mg P/l, oppgitt i mg fosfor per kg. Mengden desorbert fosfor er også vist som en prosentandel av mengden adsorbert fosfor.

Tabell 18 viser en sammenligning av adsorpsjonsmaksimum og prosentandel desorbert fosfor. Sammenlignes disse to parameterne ser man at de generelt, bortsett fra rute 8, følger omvendt trend. Prøvene med høyt adsorpsjonsmaksimum har lav prosent desorbert fosfor, mens prøvene med lavt adsorpsjonsmaksimum har høy prosent desorbert fosfor. Resultatene fra rute 8 avviker fra denne trenden, en mulig grunn for dette er at det var høyere leirinnhold i denne toppjorda enn i 1 og 2. Dette kan påvirke bindingskapasiteten og dermed adsorpsjonsmaksimumet. Ved en sammenligning av alle verdiene var det lav korrelasjonen mellom disse parameterne. Ble derimot rute 8 utelatt fra en korrelasjonsanalyse fikk man stor negativ korrelasjon mellom disse parameterne ($r = -0,83$ til $r = -1$). Adsorpsjonsmaksimumene kan derfor trolig, i mange tilfeller, si noe om mengden som vil desorberes i en gitt jord.

Tabell 18. Sammenligningen av adsorpsjonsmaksimum og prosentandel desorbert fosfor.
Adsorpsjonsmaksimumene er oppgitt i mg fosfor per kg.

Prøve	Adsorpsjonsmaksimum	Prosent desorbert P
	(mg P/kg)	(%)
1A	292	184
1B	195	210
XO	334	78
XOG	599	5
4A	246	131
4B	266	119
XB	262	55
XBG	401	11
8A	303	154
8B	458	117
XD	244	98
XDG	401	8

4.4.2 Bindingskapasitet i sjiktene

I kolonneforsøket som ble utført ble det valgt ut tre prøver, som representerte profil 1. Denne analysen kan sammenlignes på to forskjellige måter, ut ifra konsentrasjonen av fosforløsningen som ble tilsatt, og ut ifra sjiktoppbyggingen i kolonnene. I figur 9 er begge disse sammenligningene vist. Fra de tre øverste grafene vises resultatene oppdelt etter sjikt (legg merke til at y-aksene er forskjellige innad i figuren). Det er tydelig ut ifra denne delen av figuren at undergrunssjiktet XOG spiller en viktig rolle i å stanse utlekking av vannløselig fosfor. Man ser en betydelig forskjell i mengden vannløselig fosfor fra forsøket med kun toppsjiktet 1A, og forsøket med undergrunssjiktet XOG. I den midterste grafen ser man at også sjiktet XO spiller en rolle i adsorpsjon av fosfor ved lave konsentrasjoner. I kolonnen tilsatt 50 kg P/daa ser man derimot et gjennombrudd etter kort tid, trolig fordi fosforkonsentrasjonen er så høy at jorda ikke klarer å adsorbere alt. I kolonnen tilsatt 5 kg P/daa ser man derimot at sjiktet klarer å adsorbere nærmest alt det tilsatte fosforet, fordi vannet som lekker ut fra denne kolonnen, og fra kolonnen uten noe fosfortilsetting, har svært like konsentrasjoner gjennom hele forsøksperioden. Dette tyder på at sjiktet tilsvarende prøve

XO har noe bindingskapasitet for fosfor, men at ved tilsetning av meget høye konsentrasjoner vil man få utlekking fordi bindingskapasiteten avtar.

De tre nederste grafene i figur 9 viser en sammenligning av analyseresultatene ut ifra konsentrasjon av fosforløsning tilsatt. En sammenligning av alle de tre grafene viser at kolonnene med sjikt 1A har størst utlekking både med 0, 5 og 50 kg P/daa tilsatt. Kolonnene med sjikt 1A og XO viser en utvikling gjennom forsøket som er ganske lik for alle konsentrasjonene av fosfor. Utviklingen som observeres er at mengden vannløselig fosfor øker gjennom forsøksperioden. Den største utlekkingen skjer, som allerede nevnt, i prøven tilsatt 50 kg P/daa. Kolonnen med undergrunnssjiktet XOG har meget lik trend for alle konsentrasjonene. Resultatene viser at i kolonnene med dette sjiktet skjer det nærmest ingen utlekking av fosfor, uansett hvor stor konsentrasjon som tilsettes. Resultatene fra kolonneforsøket viser med stor sikkerhet at sjikt 1A har minst bindingskapasitet, etterfulgt av XO og til slutt XOG, som har stor bindingskapasitet. Dette kan tyde på at overflateavrenning fra rute 1 kan forventes å ha høye konsentrasjoner av løst fosfat på grunn av lav bindingskapasitet.

Ved å bruke mengden vann som ble filtrert gjennom kolonnene, og konsentrasjonene av vannløselig fosfor målt, kunne den totale mengden fosfor som hadde lekket ut gjennom forsøksperioden regnes ut. Dette er vist i tabell 19, sammen med mengden fosforløsning som ble tilsatt i starten av forsøket. Fra tabell 19 kan man se at fra kolonnene med undergrunnssjiktet XOG har svært lite av den totale mengden tilsatt fosfor lekket gjennom jorda. I kolonnene med mellomssjiktet XO har også det meste av fosforet blitt adsorbert, bortsett fra i kolonnen tilsatt 2,26 ml fosfor, hvor 0,67 ml lekket ut. I de tre siste kolonnene med kun sjikt 1A ser man at i alle kolonnene har mer fosfor enn hva som ble tilsatt lekket ut. Jorda har derfor trolig høyt innhold av fosfor som er bundet løst og ved vanngjennomstrømning lekket ut av jorda. Det høye P-AL nivået funnet i jorda underbygger dette. Det forventes derimot at kolonnen med sjikt 1A og 50 kg P/daa skulle lekke ut mer fosfor enn kolonnen med sjikt 1A og 5 kg P/daa. Man ser fra tabell 19 at 1A,5 har lekket mer enn dobbelt så mye som det ble tilsatt, mens 1A,50 kun har lekket ut den mengden som ble tilsatt. Denne forskjellen kan være grunnet lite vanntilførsel i kolonne 1A,50 på grunn av feil i slangen som tilhørte denne kolonnen. Forskjellen kan også skyldes at 50 kg P/daa er en så høy konsentrasjon av jordas eget bidrag av fosforutlekking blir mer ubetydelig enn ved tilsetning av 5 kg P/daa. Legges jordas eget bidrag av utlekket fosfor i kolonne 1A,0 (0,49) til den

tilsatte mengden i kolonne 1A,5 (0,226) får man 0,72. Dette er svært nært den målte mengden utlekket fosfor fra kolonne 1A,5 (0,61) hvis man tar i betraktning usikkerhet i målingene, se figur 19. Jordas eget bidrag ved lave konsentrasjoner kan dermed være en mulig forklaring på forskjellen i utlekket fosfor som observeres mellom kolonne 1A,5 og 1A,50.

Tabell 19. Sammenligning av mengden fosfor tilsatt og mengden lekket ut fra kolonneforsøket. Konsentrasjonene er oppgitt i ml fosfor.

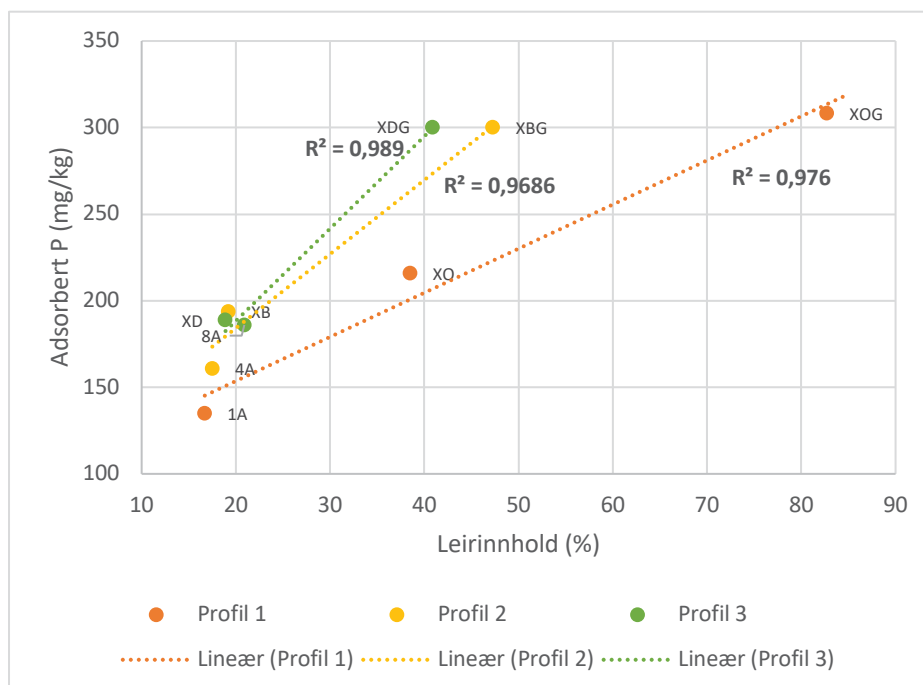
Kolonne	Mengden P tilsatt	Mengden P utlekket
	(ml)	(ml)
1A+XO+XOG, 0	0	0,02
1A+XO+XOG, 5	0,226	0,02
1A+XO+XOG, 50	2,26	0,01
1A+XO, 0	0	0,04
1A+XO, 5	0,226	0,05
1A+XO, 50	2,26	0,67
1A, 0	0	0,49
1A, 5	0,226	0,61
1A, 50	2,26	2,27

Sammenlignes fosforadsorpsjonsmetningsgradene funnet for de ulike sjiktene med det som faktisk lekket ut ser man at resultatene er noe utydelige. Fosforadsorpsjonsmetningsgradene funnet for sjikt 1A, XO og XOG viste at alle sjiktene hadde metningsgrad over eller nær 25%, henholdsvis 50%, 18% og 22%, som antyder at det er risiko for utlekking av fosfor. Grensen for risiko for fosforutlekking, satt til 25% av Breeuwsma et al., ble definert i Nederland med nederlandsk jord. Det har senere blitt gjort en studie hvor resultatene har vist at det er mulig at en slik grense kun er gjeldende for jorden den er bestemt med, og at anvendingen til andre jordtyper kan være begrenset (Beauchemin & Simard, 1999). Resultatene fra kolonneforsøket viser at selv om sjikt XO og XOG har en fosforadsorpsjonsmetningsgrad nærmere 25% har jorda mulighet til å binde fosfor. Dette er særlig gjeldende for sjikt XOG. Forskjellene som observeres i bindingskapasitet mellom DPSS-verdien og utlekking fra kolonneforsøket, viser at DPSS-verdien mulig feilestimerer risikoen for fosforutlekking. Sjikt XO viser en mindre bindingskapasitet enn sjikt XOG i kolonneforsøket, men DPSS-verdien for XO er lavere enn sjikt XOG. Disse resultatene underbygger konklusjonen fra studien gjort av Beauchemin og

Simard om at grensen satt til 25% ikke alltid er like gjeldende. Det er mulig man må definere en grenseverdi for DPSS for ulike land og geografiske områder ut ifra jordegenskapene som finnes der. Det er for eksempel i Belgia brukt en DPSS-grense på 30% (Smet et al., 1996). En vurdering av grenseverdi for DPSS i Norge kan derfor være nyttig for å bedre estimere risiko for utlekking og bindingskapasitet av fosfor.

4.4.3 Leirinnhold

Bindingskapasiteten funnet i forsøkene med jorda kan ses i sammenheng med leirinnholdet funnet i de ulike prøvene. Figur 14 viser korrelasjonsanalyse mellom leirinnhold og adsorbert fosfor for profil 1, 2 og 3. For profil 1, sjikt 1A, XO og XOG, ble det funnet positiv korrelasjon ($r=0,98$) mellom mengden adsorbert fosfor i absorpsjonsforsøket hvor prøvene ble tilsatt 16 mg/l fosforløsning, og leirinnholdet i prøvene. Det er også høy positiv korrelasjon mellom leirinnhold og adsorbert mengde fosfor i profil 2 ($r=0,97$) og 3 ($r=0,99$), se figur 14. Korrelasjonen funnet mellom leirinnhold og fosforbinding kan vise viktigheten av bindingsplasser knyttet til leirpartikler for bindingskapasitet. Singh et al. fant i sin studie at det var høy affinitet for fosforadsorpsjon ved høyt innhold av leire i jord (Singh et al., 2005). Korrelasjonen funnet i analysene av jorda fra Kjelle underbygger dette.



Figur 14. Korrelasjonsanalyser for leirinnhold og adsorbert mengde fosfor i bindingsforsøket tilsatt fosfor løsning med 16 mg P/l. Leirinnholdet er oppgitt i prosent (%) og mengden adsorbert fosfor i mg per kg. Merk at x-aksen starter på 100 og y-aksen starter på 10.

Sammenligning mellom adsorpsjonskapasitet, leirinnhold og fosforadsorpsjonsmetningsgrad viser at det er sammenheng mellom noen av disse parameterne og mengden utlekket fosfor fra de ulike sjiktene i profilene. Det er god sammenheng mellom adsorpsjonskapasitet funnet ved hjelp av bindingsforsøket og adsorpsjonsmaksimum og mengden desorbert fra prøvene ($r=-0,83$ til $r=-1$). Det var også klar sammenheng mellom leirinnholdet og bindingskapasiteten i jorda ($r=0,97$ til $r=0,99$). Sammenhengen mellom fosforadsorpsjonsmetningsgraden og risikoen for utlekking av fosfor var ikke like klar, og det kan her kreves videre undersøking for å finne bedre sammenhenger mellom disse parameterne. På grunn av korrelasjon mellom noen kjemiske parametere og utlekkingen av fosfor kan ikke hypotese 3 forkastes.

5. Konklusjon

Det ble funnet høye P-AL nivåer i alle jordprøvene tatt fra Kjelle, både i toppjorda, mellomjorda og undergrunnsjorda. P-AL nivåene i jorda påvirker bindingsevnen og dermed også utlekkingsrisikoen fra de ulike sjiktene og rutene. Toppjorda, særlig i rute 1, har stor risiko for utlekking. Dette ble bekreftet av kolonneforsøket, desorpsjonsforsøket og fosforadsorpsjonsmetningsgraden som ble funnet i jorda. Nedover i jorda, på 40-50 cm dyp, var P-AL nivået relativt høyt som antyder at noe fosfor fra gjødsel i toppjorda transporteres nedover i profilene. I undergrunnsjorda er det rimelig å hevde med bakgrunn i pH, beliggenhet av forsøksfeltet og bindingskapasiteten at P-AL nivået som observeres skyldes utløsning av fosfor fra apatitt i opprinnelsesmateriale.

Resultatene viser at det var signifikant forskjell i fosforkonsentrasjonen målt i partiklene i avrenningsvannet og konsentrasjonen av fosfor i partiklene i jorda ($p < 0,05$) på Kjelle ruteforsøk. Det var for alle rutene og sjiktene, utenom toppjorda i rute 8, en anrikning av fosfor i det suspenderte stoffet som følger overflate- og grøfteavrenningsvannet. Variasjonen i anrikningsgrad og mengde suspendert stoff i avrenningsvannet skyldes trolig variasjon i nedbør, avrenningsmengde og jordarbeidingsystem. Avrenningsdata fra NIBIO viste at det var mest fosfortap i overflateavrenning sammenlignet med grøfteavrenning. Dataene viste også at partiklene i undergrunnsjorda trolig binder fosfor før det transporteres med grøfteavrenningen på grunn av stor bindingskapasitet, som fører til generelt høyere anrikning av partiklene i grøfteavrenningen sammenlignet med overflateavrenningen.

Fryse-tine forsøket med seks nedfrysninger og tininger viste at det ikke var noen signifikant endring i mengden vannløselig fosfor som lekket ut av jorda gjennom forsøksperioden ($p > 0,05$). På bakgrunn av resultatene er det rimelig å hevde at jorda, da både partiklene og det organiske materialet i jorda, er mer resistent mot frysing og tining enn ferskt organisk materiale. Innholdet av organisk materiale i jorda var 3 til 5%. Undersøkelser i jord med høyere innhold av organisk materiale kan være nyttig for å undersøke hvordan dette påvirker fosforutlekking ved frysing og tining.

Resultatene fra kornfordelingsanalysen, bindingsforsøket, desorpsjonsforsøket, kolonneforsøket og måling av fosforinnhold i jord (P-AL) viste at det var sammenheng mellom flere kjemiske egenskaper og risikoen for fosforutlekking fra jorda. Resultatene viste

at høyt P-AL nivå i jorda førte til økt utlekking av fosfor. God negativ korrelasjon funnet mellom adsorpsjonsmaksimum og mengden desorbert fosfor ($r=-0,83$ til $r=-1$).

Bindingskapasiteten i de ulike sjiktene var svært viktig for utlekking av fosfor. Toppjorda viste liten bindingskapasitet og stor risiko for utlekking. Mellom- og undergrunnsjorda viste derimot større bindingskapasitet og dermed mindre risiko for utlekking. Særlig undergrunnsjorda hadde meget stor bindingskapasitet. Dette resultatet kan vise at fosforet som transporteres fra toppjorda kan bindes nedover i profilene og holdes tilbake slik at det ikke lekker ut i grøfteavrenning. Leirinnhold i jorda er også viktig for bindingskapasitet, og det var sterk positiv korrelasjon mellom disse parameterne ($r=0,98$). Det var noe uklarhet i sammenhengen mellom risikoen for utlekking og fosforadsorpsjonsmetningsgraden, og videre undersøkelse av en norsk DPSS-grenseverdi for risiko for utlekking kan være nyttig.

Videre undersøkelser basert på konsentrasjoner i vannprøver fra hele overvåkingsperioden (2014-2019) vil sammen med den omfattende kunnskapen om jordegenskaper fra denne oppgaven kunne bidra til å øke forståelsen av sammenhengen mellom jord og fosfortap. Betydning og samspill mellom jordarbeiding, gjødsling, årstid og vær er viktige faktorer som påvirker fosfortapet. Videre undersøkelser av konsentrasjonen av løst fosfat og totalfosfor i vannprøvene samlet fra Kjelle kan være forklarende for hvordan faktorene påvirker hverandre og fosfortap. Radioaktiv merking av fosforet som tilføres for å undersøke om det er fosfor fra gjødsel eller fosfor fra jorda som lekker ut kan også være aktuelt for å bedre forstå mekanismene og prosessene for fosfortap.

6. Referanser

- Arnoldussen, A. H., Forbord, M., Grønlund, A., Hillestad, M. E., Mittenzwei, K., Pettersen, I. & Tufte, T. (2014). *Økt matproduksjon på norske arealer*: AgriAnalyse AS.
- Bakkegard, M. (1999). *Karakterisering av jord med høyt fosforinnhold. Relasjoner til avlingsutslag for fosforgjødsling*: Norges Landbrukshøgskole.
- Beauchemin, S. & Simard, R. R. (1999). Soil phosphorus saturation degree: Review of some indices and their suitability for P management in Québec, Canada. *Can. J. Soil. Sci.*
- Bechmann, M., Krogstad, T. & Sharpley, A. (2005). A phosphorus Index for Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant*, 55: 205-213.
- Bechmann, M., Kværnø, S., Skøien, S., Øygarden, L., Riley, H., Børresen, T. & (UMB), T. K. (2011). *Effekter av jordarbeiding på fosfortap. Sammenstilling av resultater fra nordiske forsøk*: Jord og miljø.
- Bechmann, M., Kværnø, S. & Eklo, O. M. (2015). *Kjelle avrenningsforsøk - Årsrapport 2014-2015 for jordarbeidingsforsøk på lav erosjonsrisiko*: NIBIO.
- Bechmann, M. & Eggestad, H. O. (2016). Temperaturendringer, plantevekst og avrenning *NIBIO POP*, 2 (2).
- Bechmann, M., Starkloff, T., Kværnø, S., Eklo, O. M. & Tveiti, G. (2017a). *Kjelle avrenningsforsøk – Årsrapport 2016-2017 for jordarbeidingsforsøk på lav erosjonsrisiko*: NIBIO
- Bechmann, M., Stenrød, M., Greipsland, I., Hauken, M., Deelstra, J., Eggestad, H. O. & Tveiti, G. (2017b). *Erosjon og tap av næringsstoffer og plantevernmidler fra jordbruksdominerte nedbørfelt - Sammendragsrapport fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) for 1992—2016*: NIBIO.
- Bechmann, M., Stenrød, M., Greipsland, I., Hauken, M., Deelstra, J., Eggestad, H. O. & Tveiti, G. (2017c). *Erosjon og tap av næringsstoffer og plantevernmidler fra jordbruksdominerte nedbørfelt. Sammendragsrapport fra Program for jord-og vannovervåking i landbruket (JOVA) for 1992—2016*, 8217018596: NIBIO.
- Bechmann, M., Starkloff, T., Eklo, O. M. & Tveiti, G. (2019a). *Kjelle avrenningsforsøk - Årsrapport 2017-2018 for jordarbeidingsforsøk på lav erosjonsrisiko*. NIBIO, 2464-1162 NIBIO.
- Bechmann, M., Starkloff, T., Eklo, O. M. & Tveiti, G. (2019b). *Kjelle avrenningsforsøk - Årsrapport 2017-2018 for jordarbeidingsforsøk på lav erosjonsrisiko*: NIBIO.

- Bechmann, M. & Bøe, F. (2020). *Kjelle ruteforsøk*: NIBIO. Tilgjengelig fra: <https://www.nibio.no/prosjekter/kjelle-ruteforsok> (lest 09.03.2020).
- Bechmann, M., Bøe, F. & Stenrød, M. (2020). *Kjelle avrenningsforsøk - Årsrapport 2018-2019 for jordarbeidingsforsøk på lav erosjonsrisiko*: NIBIO.
- Bechmann, M. E., Kleinman, P. J. A., Andrew N. Sharpley & Saporito, L. S. (2005). Freeze–Thaw Effects on Phosphorus Loss in Runoff from Manured and Catch-Cropped Soils. *Environmental Quality*
- Brady, N. C. & Weil, R. R. (2010). *Elements of the Nature and Properties of Soils*. 3 utg.: Pearson.
- Bye, A. S. (2019). *Landbruk i hele landet*: SSB. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/artikler-og-publikasjoner/landbruk-i-hele-landet> (lest 31.03.2019).
- Chartier, M. P., Rostagno, C. M. & Videla, L. S. (2013). Selective erosion of clay, organic carbon and total nitrogen in grazed semiarid rangelands of northeastern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments*, 88: 43-49.
- Cordell, D., Drangert, J.-O. & White, S. (2009). The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change*: 292-305.
- Deelstra, J. (2015). *Vannkvalitet i jordbruksbekker. Feltrapport fra JOVA-programmet for Skuterudfeltet 2015. Korn på marine avsetninger*: JOVA.
- Egnér, H., Riehm, H. & Domingo, W. R. (1960). Kungliga Lantbrukshögskolans Annaler. *Kungliga Lantbrukshögskolans Annaler*, 26: 188-215.
- Eurofins. (2020). *Veiledning til jordanalyser*: Avdeling jord og planter.
- Frøseth, R. B., Ebbesvik, M., Rogneby, T. J., Røthe, G. & Serikstad, G. L. (2005). *Agronomi og økonomi på 16 gardar med økologisk korndyrking*: Norsk senter for økologisk landbruk & Planteforsk.
- Greipsland, I., Barneveld, R. & Skarbøvik, E. (2017). *Multiparameteranalyse av feltkarakteristika og vannkjemi i leirvassdrag. Underlag for fastsettelse av miljømål i henhold til vannforskriften*: NIBIO.
- Groffman, P. M., Driscoll, C. T., Fahey, T. J., Hardy, J. P., Fitzhugh, R. D. & Tierney, G. L. (2001). Colder soils in a warmer world: A snow manipulation study in a northern hardwood forest ecosystem. *Biogeochemistry*, 56: 135-150.
- Harris, D. C. (2015). *Quantitative Chemical Analysis*: W.H.Freeman & Co Ltd.
- Hauken, M., Kværnø, S., Bechmann, M., Tveiti, G. & Eklo, O. M. (2015). *Etablering av Kjelle jordarbeidingsforsøk - Ruteforsøk med måling av overflate- og grøfteavrenning*: Bioforsk.

- Hauken, M. (2018). *JOVA-programmet*: NIBIO. Tilgjengelig fra:
<https://www.nibio.no/prosjekter/jova-program-for-jord-og-vannovervaking-i-landbruken> (lest 26.03.2020).
- Heckrath, G., Bechmann, M., Ekholm, P., Ulen, B., Djodjic, F. & Andersen, H. E. (2008). Review of indexing tools for identifying high risk areas of phosphorus loss in Nordic catchments. *Journal of Hydrology*: 68-87.
- Holtan, H., Kamp-Nielsen, L. & Stuanes, A. (1988). Phosphorus in soil, water and sediment: an overview *Hydrobiologia*, 170: 19-34
- House, W. A. & Denison, H. (2000). Factors Influencing the Measurement of Equilibrium Phosphate Concentration in River sediments. *Pergamon*, 34 (4): 1187-1200.
- Huang, W., Chen, X., Wang, K. & Jiang, X. (2018). Seasonal characteristics of phosphorus sorption by sediments from plain lakes with different trophic statuses. *Royal Society open Science*, 5.
- Indiati, R. & Sharpley, A. N. (1998). Changes in soluble and equilibrium phosphate concentration in selected soils from Italy. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*.
- IPCC. (2018). *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. Summary for Policymakers*: Intergovernmental Panel on Climate Change.
- ISRIC. (1995). *Procedures for soil analysis*. 9: FAO.
- Khasawneh, F. E., Sample, E. C. & Kamprath, E. J. (1980). *The Role of Phosphorus in Agriculture*: American Society of Agronomy.
- Kilden. (2020). NIBIO.
- Klakegg, O. (2020). *Beskrivelse av avsetningstypene*: NIBIO. Tilgjengelig fra:
<https://www.nibio.no/tema/jord/jordkartlegging/jordsmonnkart/avsetningstyper/beskrivelse-av-avsetningstypene> (lest 25.02.2020).
- Kristoffersen, A. Ø. (2013). *Gjødsling*: Bioforsk.
- Kristoffersen, A. Ø. & Øgaard, A. F. (2018). *Fosforgjødsling til korn bestemt av P-AL*: NIBIO POP.
- Kristoffersen, A. Ø. & Øgaard, A. F. (2019). Fosforgjødsling bestemt av P-AL. *NIBIO Bok*: 131-135.

- Krogstad, T. (1987). Utvikling og vurdering av fosfortilstand i dyrka jord i perioden 1960-85 med hovedvekt på Romerike og Jæren *Det norske myrselskap*.
- Krogstad, T. (1992). *Metoder for jordanalyser*. 6/92: NLH.
- Krogstad, T. (2009). *Laboratoriemetoder til emnet JORD 212. Jordanalyse*: UMB.
- Krogstad, T. (2019). *Soil phosphorus and environmental quality*: Forelesning i JORD310. NMBU.
- Kværnø, S., Bechmann, M., Eklo, O. M., Tveiti, G. & Bolli, R. (2017). *Kjelle avrenningsforsøk - Årsrapport 2015-2016 for jordarbeidingsforsøk på lav erosjonsrisiko*: NIBIO.
- Kværnø, S. H. & Bechmann, M. (2010a). Strømningsveier for vann, partikler og næringsstoffer i jord. *VANN*.
- Kværnø, S. H. & Bechmann, M. (2010b). *Transport av jord og næringsstoffer i overflate- og grøftevann*: Bioforsk.
- Longva, O., Hafsteen, U., Haugane, E. & Solli, A. (1992). *The Romerike Silt bed: Flood Deposits from the Catastrophic Drainage of Preboreal Glacial Lake Nedre Glåmsjø, SE-Norway*: Norges geologiske undersøkelse. Upublisert manuskript.
- McBride, M. B. (1994). *Environmental Chemistry of Soils*: Oxford University Press, Inc.
- Murphy, J. & Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*.
- Oelkers, E. O. & Valsami-Jones, E. (2008). *Phosphate Mineral Reactivity and Global Sustainability*: Elements.
- Oztas, T. & Fayetorbay, F. (2003). Effect of freezing and thawing processes on soil aggregate stability. *Catena*, 52: 1-8.
- Sauer, D., Schülli-Maurer, I., Sperstad, R., Sørensen, R. & Stahr, K. (2009). Albeluvisol development with time in loamy marine sediments of southern Norway. *Quaternary International*, 209: 31-43.
- Schimel, J. P. & Klein, J. S. (1996). Microbial response to freeze-thaw cycles in tundra and taiga soils. *Soil Biol. Biochem*, 28 (8).
- Schindler, D. W., Armstrong, F. A. J., Holmgren, S. K. & Brunskill, G. J. (1971). Eutrophication of Lake 227, Experimental Lakes Area, Northwestern Ontario, by addition of phosphate and nitrate. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 28: 1763-1782.
- Schindler, D. W. & Fee, E. J. (1974). Experimental lakes area: whole-lake experiments in eutrophication. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 31(5): 937-953.

- Schindler, D. W. (1975). Whole-lake eutrophication experiments with phosphorus, nitrogen and carbon. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*.
- Schlesinger, W. H. & Bernhardt, E. S. (2013). *Biogeochemistry. An Analysis of Global Change*: Academic Press.
- Schüllli-Maurer, I., Sauer, D., Stahr, K., Sperstad, R. & Sørensen, R. (2007). Soil formation in marine sediments and beach deposits of southern Norway: investigations of soil chronosequences in the Oslofjord region. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 24: 237-246.
- Seehusen, T. (2016). *Porestørrelse og rotvekst i kornproduksjon*: NIBIO.
- Semb, G. (1987). Sammenligning av AL- og natriumbikarbonatløselig fosfor i jord med pH over 6,6. *Jord og Myr*, 5.
- Sharpley, A. N. (1980). The Enrichment of Soil Phosphorus in Runoff Sediments. *Journal of Environmental Quality*.
- Sharpley, A. N. (1985). The Selective Erosion of Plant Nutrients in Runoff. *Soil Science Society*
- Sims, J. T. & Sharpley, A. N. (2005). *Phosphorus: Agriculture and the Environment*. AGRONOMY. United States of America: American Society of Agronomy-Crop Science Society of America-Soil Science Society of America.
- Singh, B. R., Krogstad, T., Shivay, Y. S., Shivakumar, B. G. & Bakkegard, M. (2005). Phosphorus fractionation and sorption in P-enriched soils of Norway. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 73: 245-256.
- Skoog, D. A., Crouch, S. R. & Holler, F. J. (2007). *Principles of instrumental analysis*: CENGAGE Learning Custom Publishing.
- Skøien, S. E., Børresen, T. & Bechmann, M. (2012). Effect of tillage methods on soil erosion in Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science*.
- Smet, J. D., Hofman, G., Vanderdeelen, J., Meirvenne, M. V. & 2, L. B. (1996). Phosphate enrichment in the sandy loam soils of West-Flanders, Belgium. *Fertilizer Research* 43: 209-215.
- Sperstad, R. & Nyborg, Å. (2008). *Beskrivelse av jordsmonngrupper og jordsmonnenheter på dyrka mark i Norge - Karakteristikk, egenskaper og utbredelse* Norsk institutt for skog og landskap.
- Sævarsson, H. T. (2014). *Nedvasking av fosfor gjennom ulike jordprofiler fra Jæren. Lysimeter forsøk*: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.

- Ulén, B., M.Bechmann, J.Folster, H.P.Jarvie & Tunney, H. (2007). Agriculture as a phosphorus source for eutrophication in the north-west European countries, Norway, Sweden, United Kingdom and Ireland: a review. *Soil Use and Management*.
- UN. (2019). *World Population Prospects 2019: Highlights*: United Nations. Department of Economics and Social Affairs.
- Vagstad, N. (2009). Bærekraftig landbruk: Nok mat eller reint miljø ? *Bioforsk*.
- Watson, R. T., Zinyowera, M. C. & Moss, R. H. (1998). The regional impacts of climate change: An assessment of vulnerability. *Cambridge University Press, Cambridge*.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*: San Diego: Academic Press.
- WRB. (2014). *World reference base for soil resources 2014 - International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. World Soil Resources Reports 106: FAO, Rome.
- YARA. (2020). *YaraMila, FULLGJØDSEL*: YARA. Tilgjengelig fra: <https://web.archive.org/web/20180222225656/http://www.yara.no/gjodsel/sortiment/yaramila/> (lest 12.03.2020).
- 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* 45: 242-250.
- Øgaard, A. F. (2013). *Plantetilgjengelig fosfor i avløpsslam – testing av analysemetodikk for tilgjengelig fosfor* Bioforsk.
- Øgaard, A. F., Kristoffersen, A. Ø. & Bechmann, M. (2016). *Utrekning av forslag til forskriftskrav om tillatt spredemengde av fosfor i jordbruket*: NIBIO
- Øgaard, A. F., Brod, E., Hanserud, O. S. & Kristoffersen, A. (2017). *Fosfor*: NIBIO. Tilgjengelig fra: <https://nibio.no/tema/jord/organisk-avfall-som-gjodsel/fosfor> (lest 09.03.2020).
- Øygarden, L., Kvæner, J. & P.D.Jenssen. (1997). Soil erosion via preferential flow to drainage systems in clay soils. *Geoderma*, 76: 65-86.

Vedlegg A

Adsorpsjonsforsøk

Tabell A1 viser adsorpsjonsdata for toppjordprøvene 1A, 1B, 4A, 4B, 8A og 8B. Tabellen viser konsentrasjonen av fosfor målt i ekstraktene (mg/l) og mengden fosfor adsorbert i jorda (mg/kg). Fosforkonsentrasjonene tilsatt ved start av forsøket er også vist (mg/l).

Tabell A 1. Adsorpsjonsdata for toppjordprøvene 1A, 1B, 4A, 4B, 8A og 8B. Konsentrasjonen av fosfor målt i ekstraktene (mg/l) og konsentrasjonen av fosfor adsorbert i jorda (mg/kg) er vist. Konsentrasjonen av de ulike fosforløsningene tilsatt ved forsøkets start er også vist (mg/l.)

	P målt i ekstrakt		Adsorbert P		P målt i ekstrakt		Adsorbert P		P målt i ekstrakt		Adsorbert P		P målt i ekstrakt		Adsorbert P		P målt i ekstrakt		Adsorbert P	
	P målt i ekstrakt	Adsorbert P		Adsorbert P	P målt i ekstrakt	Adsorbert P		Adsorbert P	P målt i ekstrakt	Adsorbert P		Adsorbert P	P målt i ekstrakt	Adsorbert P		Adsorbert P	P målt i ekstrakt	Adsorbert P		Adsorbert P
0,01	0,54	-10,6	0,475	-9,3	0,265	-5,1	0,29	-5,6	0,27	-5,2	0,26	-5								
0,48	0,65	-3,4	0,655	-3,5	0,325	3,1	0,36	2,4	0,335	2,9	0,29	3,8								
1,01	0,75	5,2	0,815	3,9	0,43	11,6	0,445	11,3	0,515	9,9	0,35	13,2								
2,1	1,025	21,5	1,08	20,4	0,65	29	0,57	30,6	0,65	29	0,51	31,8								
3,9	1,75	43	1,85	41	1,19	54,2	1,497	48,06	1,273	52,54	0,8	62								
7,9	3,8	82	4,3	72	2,85	101	3,459	88,82	2,965	98,7	1,7	124								
15,6	8,85	135	9,2	128	7,55	161	6,7	178	6,3	186	5,2	208								
31,75	18,81	258,8	20,87	217,6	19,59	243,2	20,37	227,6	18,89	257,2		382,98								

Tabell A2 viser adsorpsjonsdata for mellom- og undergrunnsprøvene XO, XB, XD, XOG, XBG og XDG. Tabellen viser konsentrasjonen av fosfor målt i ekstraktene (mg/l) og mengden fosfor adsorbert i jorda (mg/kg). Fosforkonsentrasjonene tilsatt ved start av forsøket er også vist (mg/l).

rasjonen av de

	P målt i ekstrakt	Adsorbert P		P målt i ekstrakt	Adsorbert P		P målt i ekstrakt	Adsorbert P		P målt i ekstrakt	Adsorbert P
0,01	0,02	-0,2	0,02	0,04	-0,2	0,04	0,01	41,8	0,01	0,05	19,2
0,48	0,03	9	0,04	0,06	8,8	0,06	0,01	78	0,01	0,01	41,8
1,01		19,1	0,07		18,8		0,02	157,6	0,06	0,1	76
2,1	0,09	40,2		0,19	39,5	0,19	0,18	308,4	0,59	0,08	156,4
3,9	0,3	72	0,45	0,6	69	0,6	8,35	468	15,4	0,58	300,4
7,9	1,2	134	2,05	2,25	117	2,25				15,9	317
15,6	4,8	216	5,9	6,15	194	6,15					
31,75	17,2	291	19,2	20,9	251	20,9					

Vedlegg B

Desorpsjonsforsøk

Tabell A3 viser mengden desorbert fosfor (mg/kg) funnet ved ekstraksjon med AL-løsning på jordprøvene tilsatt 16 mg P/l i adsorpsjonsforsøket etter dekantering.

Tabell A 3. Konsentrasjonen av desorbert fosfor funnet ved AL-ekstraksjon i jordprøvene tilsatt 16 mg P/l i adsorpsjonsforsøket, vist i mg/kg.

Prøve	Desorbert P (mg/kg)
1A1	249,6
1A2	245,9
1B1	265,3
1B2	271,7
4A1	207,5
4A2	212,7
4B1	208,1
4B2	214,4
8A1	290,6
8A2	283,8
8B1	256,4
8B2	229,3
XO1	163,8
XO2	172,2
XB1	108,9
XB2	105,3
XD1	194,5
XD2	177,2
XOG1	15,9
XOG2	15,9
XBG1	37,8
XBG2	29,9
XDG1	22,0
XDG2	25,2

Vedlegg C

Kolonneforsøk

Tabell A4 viser konsentrasjonen av fosfor funnet i gjennomlekket vann fra kolonneforsøket i en 10 dagers periode fra 04.12.2019 til 13.12.2019.

Tabell A 4. Fosforkonsentrasjonen målt i gjennomlekket vann fra kolonnene i kolonneforsøket. 1 indikerer sjikt 1A, 2 indikerer sjikt XO og 3 indikerer sjikt XOG. Fosforkonsentrasjonen tilsatt i kolonnen er indikert ved 0 (0 kg P/daa), 5 (5 kg P/daa) og 50 (50 kg P/daa).

Prøve	04.12.19	05.12.19	06.12.19	07.12.19	08.12.19	09.12.19	10.12.19	11.12.19	12.12.19	13.12.19
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1+2+3 0	0,01	0,05	0,1	0,12	0,1	0,09	0,09	0,07	0,06	0,06
1+2+3 0	0,01	0,01	0,04	0,04	0,05	0,05	0,06	0,06	0,07	0,07
1+2+3 5	0,04	0,02	0,06	0,07	0,07	0,06	0,06	0,06	0,06	0,01
1+2+3 5	0	0,01	0,06	0,11	0,11	0,09	0,09	0,08	0,08	0,01
1+2+3 50	0,01	0	0,03	0,04	0,04		0,05	0,04	0,04	0,01
1+2+3 50	0,01	0,02	0,07	0,1	0,09	0,09	0,09	0,08	0,08	0,01
1+2 0	0,06	0,07	0,09	0,08	0,09	0,09	0,09	0,1	0,14	0,15
1+2 0	0,02	0,07	0,06	0,07	0,08	0,08	0,12	0,22	0,35	0,46
1+2 5	0,08	0,08	0,1	0,09	0,09	0,09	0,11	0,14	0,21	0,27
1+2 5	0,05	0,06	0,07	0,07	0,1	0,21	0,34	0,49	0,59	0,56
1+2 50	0,09	0,46	2,9	3,4	4,6	3,2	3	2,7	2,6	2,3
1+2 50	0,04	0,05	0,3	1,4	2,4	2,7	2,9	2,9	2,8	2,7
1 0	1,1	1,74	1,9	2	2	2,1	2,2	2,3	2,5	2,6
1 0	1,1	1,76	1,7	1,8	1,6	1,6	1,5	1,5	1,6	1,5
1 5	1,1	1,9	2,5	3,2	3,2	2,8	2,5	2,8	3	3,1
1 5	1,3	2,16	2,4	2,4	2,2	2,1	2	1,8	1,7	1,6
1 50	12,2	11,4	10,6	9	7,8	7	5,6	4,8	4,8	4,6
1 50	7,6	8,4	7,4	6,6	6,2	5,8	5,8	5,8	6,2	5,4

Vann- og P-tilsetning i kolonneforsøket

Tabell A5 viser sjiktoppbygging samt vann- og P-tilsetningsmengden som ble tilført kolonneforsøket ved oppstart. Vannet ble tilsatt i to runder for å trekke P-løsningen ned i jorda. Første tilsetning av vann ble gjort forsiktig over tid for å hindre oppstuvning i kolonnene. Når første vanntilsetning hadde fuktet opp jorda ble P-løsningen tilsatt. Deretter ble siste vanntilsetning gjort med litt mer kraft for å trekke P-løsningen ned i jorda og hindre at løsningen ble igjen på plastkulene.

Tabell A 5. Sjiktoppbygging i kolonnene samt vann og P-tilsetningsmengde tilført kolonneforsøket ved oppstart. Første og andre tilsetning av vann er vist i tabellen. Vann og P-løsning er oppgitt i ml.

Kol. nr.	Sjikt	Tilsatt P til- svarende P/daa	Vann totalt (ml)	Første tilsetning av vann (ml)	P-løsning (ml)	Andre tilsetning av vann (ml)
1	1+2+3	0	25	20	0	5,0
2	1+2+3	0	25	20	0	5,0
3	1+2+3	5	25	20	0,226	4,8
4	1+2+3	5	25	20	0,226	4,8
5	1+2+3	50	25	17	2,26	5,7
6	1+2+3	50	25	17	2,26	5,7
7	1+2	0	15	10	0	5,0
8	1+2	0	15	10	0	5,0
9	1+2	5	15	10	0,226	4,8
10	1+2	5	15	10	0,226	4,8
11	1+2	50	15	7	2,26	5,7
12	1+2	50	15	7	2,26	5,7
13	1	0	8	3	0	5,0
14	1	0	8	3	0	5,0
15	1	5	8	3	0,226	4,8
16	1	5	8	3	0,226	4,8
17	1	50	8	0	2,26	5,7
18	1	50	8	0	2,26	5,7

Tabellen over er regnet ut ifra vannholdingsevnen i de ulike sjiktene, disse er vist i tabell A6.

Tabell A 6. Vannholdingsevne for hvert sjikt oppgitt i ml/g og ml/15 g jord.

	Vannholdingsevne	ml/15 g jord
	(ml/g)	
Sjikt 1	0,62	9,30
Sjikt 2	0,69	10,35
Sjikt 3	0,56	8,40



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway