



## Forord

Denne masteroppgaven på 30 studiepoeng markerer slutten på mine studier i naturforvaltning ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Oppgaven inngår som en del av det fireårige (2011-2014) FOU-prosjekt ECONADA (ECOlogically sustainable implementation of the 'NATure Diversity Act' (Naturmangfoldloven) for restoration of disturbed landscapes in Norway). Prosjektets formål er «Definisjon og levering av stedsspesifikke frø for økologisk restaurering, identifisering av kriterier for vellykket etablering fra frø, og avklaring av konsekvenser for såing på langsiktige økologiske prosesser». Denne oppgaven er en del av arbeidspakke 5, som har som formål å studerte vegetasjonsetablering for å dokumentere konsekvenser av frøsåing på økologisk suksesjon.

Dette har vært en krevende prosess og det er mange som fortjener en takk. Først vil jeg rette en stor takk til mine veiledere Line Rosef førsteamanuensis ved institutt for plantevitenskap ved NMBU og Dagmar Hagen seniorforsker ved NINA for god oppfølging under skrivingen og gode tilbakemeldinger. Takk til Astrid Skrindo ved Vegdirektoratet for inspirasjon og for å tipse meg om muligheten for denne oppgaven. Takk til Mikael Ohlson professor ved institutt for naturforvaltning, NMBU, for gode og inspirerende samtaler. Takk til Ellen Zakariassen avdelingsingeniør ved institutt for plantevitenskap, NMBU for god hjelp med alle statistiske analyser.

Takk til Oda A. S. Gundersen og Sanna Kaupang Sørnum for god hjelp med feltarbeidet.

Til slutt vil jeg takke min familie for god støtte gjennom hele studietiden.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet,

Ås, 12.12.2014

---

Ida Viddal Vartdal

## Sammendrag

Menneskeskapte endringer i landskapet og innføring av fremmede arter er noen av de mange miljøutfordringene vi har her i Norge. Et viktig skritt for å sikre det biologiske mangfoldet og økosystemprosesser nå og for fremtiden var innføringen av naturmangfoldloven (2009). Å hindre spredning av fremmede organismer er en viktig del av loven. En måte å hindre en slik spredning, samtidig som vi passer på det biologiske mangfoldet, er gjennom bruk av stedegent materiale i en revegeteringsprosess. I denne oppgaven undersøkes det om jordtype og tilsåing av lokale arter, enkeltvis og i blanding, har betydning for fertilitet (blomstring). I dette såforsøket, utført i et alpint området, ble det brukt fire forskjellige jordtyper, grov mineraljord, fin mineraljord, organisk torv og organisk toppjord. På disse jordtypene ble det sådd fire forskjellige frøbehandlinger; sauesvingel, fjellrapp, seterfrytle, samt de tre artene sådd i en blanding. Resultatene viser at de organiske jordtypene har klart høyest fertilitet, og av de fire frøbehandlingene gjorde tilsåing i blanding det klart best. Egenskapene til organisk jord gjør at denne egner seg bedre enn mineraljord. Dette er trolig på grunn av at organisk jord beskytter frøene fra elementene, som temperatur og vind, samt holder bedre på fuktighet. Planter som vokser i områder med høyt stressnivå, som alpine områder, kan ha en positiv innvirkning på hverandre. Denne fasiliteringen kan skje i form av bedre beskyttelse fra elementene og binding av mer fuktighet i jorden. Samtidig som det kan være fasilitering mellom artene er det også påvist en grad av konkurranse i dette samspillet. I et forvaltningsperspektiv vil det trolig gi best resultat i form av et godt vegetasjonsdekke av de tilsådde artene, og så en blanding av to eller flere gressarter på et substrat som inneholder en viss mengde organisk materiale.

## Abstract

Man made changes in the landscape and the introduction of alien species are some of the many environmental challenges we have here in Norway. An important step to ensure biodiversity and ecosystem processes now and for the future was the introduction of the Nature Diversity Act (2009). To prevent spreading of alien organisms is an important part of this Act. One way to prevent this spreading of alien organisms while at the same time protecting the biodiversity is through the use of indigenous materials in a revegetation process. This thesis evaluates whether soil type and sowing of local species, separate and in combination, is important for the fertility (flowering). During an experiment in an alpine area four different soils were used; coarse mineral soil, fine mineral soil, organic peat and organic topsoil. On these soil types four different seed treatments were applied; *Festuca ovina*, *Poa alpina*, *Luzula multiflora* ssp. *frigida*, as well as the three species sown in a mixture. The results showed that the organic soil types had by far the highest fertility. Out of the four seed treatments was sowing in mixture clearly best. The organic soil has slightly different properties than mineral soil, which probably makes it better suited to protect the seeds from the natural elements and maintain moisture than the mineral soil. It is shown that plants in areas with high levels of stress can facilitate each other in areas such as shielding from the elements and in keeping the soil moist. While there may be a high degree of facilitation there is also a degree of competition between the species present. In a management perspective, it will probably give the best results in terms of a good vegetation cover of the seeded species, to sow a mixture of two or more grass species on a substrate that contains a amount of organic material.

# Innhold

Sammendrag .....	II
Abstract .....	III
1. Innledning.....	1
1.2 Problemstilling .....	4
2. Områdebeskrivelse og metode .....	5
2.1 Naturforhold .....	5
2.2 Bruk og forvaltning .....	5
2.3 Design og datainnsamling .....	7
2.4 Databearbeiding .....	10
3. Resultater.....	11
4. Diskusjon.....	14
5. Litteratur.....	18
6. Vedlegg .....	24

## 1. Innledning

Mennesket har i lang tid påvirket naturen og landskapet. Samfunnets maskinelle og teknologiske fremgang krever stadig større landarealer. Tap av habitat, fragmentering av landskapet og innføring av fremmede arter er viktige faktorer som bidrar til skade på natur og miljø (Forman et al. 2003; Berntsen & Hågvar 2010; Kålås et al. 2010; Miljøstatus 2014a). De siste tiårene har tap av villmarksområder og arealbrukskonflikter virkelig kommet på dagsorden i Norge. Bruken av restaurering som et forvaltningsverktøy har med dette blitt veldig relevant for å hindre og begrense tapet av villmark (Hagen & Skrindo 2010b; Hagen & Skrindo 2010a).

Gjennom FN-konvensjonen om biologisk mangfold (CBD 1993; FN 2014) har Norge forpliktet seg til å bevare det biologiske mangfoldet, og sikre en bærekraftig bruk av de ressursene som denne konvensjonen omfatter (Miljøstatus 2014b). Dette er en krevende målsetning, og det vil ta lang tid før all nedbygging av natur har stanset (Hagen & Skrindo 2010a). Med et samfunn i stadig utvikling er det urealistisk å tro at nedbygging av natur vil stanse med det første. Begrensing av skadeomfang og avbøtende tiltak er derfor avgjørende for norsk forvaltning i fremtiden. Restaurering av natur er en av flere løsninger som kan bidra til å minimere skadene etter inngrep i naturen. Et høyt kunnskapsnivå om arter, økologiske prosesser og økosystemer er avgjørende for at restaureringen skal fungere (Hagen & Skrindo 2010b).

For å kunne gjennomføre forpliktelsen om bevaring av biologisk mangfold er vi avhengig av et lovverk som styrer forvaltningen i riktig retning. I 2009 vedtok Stortinget lov om forvaltning av naturens mangfold (Naturmangfoldloven 2009). I naturmangfoldloven (nml) §1 (*lovens formål*) fremkommer det:

*«Lovens formål er at naturen med dens biologiske, landskapsmessige og geologiske mangfold og økologiske prosesser tas vare på ved bærekraftig bruk og vern, også slik at den gir grunnlag for menneskenes virksomhet, kultur, helse og trivsel, nå og i fremtiden (...).»*

Lovens kapittel IV omhandler fremmede organismer (kapittelet har ikke trått i kraft per dags dato). Her settes det krav til aktsomhet ved innførsel og utsetting av fremmede arter i norsk natur. Forskriftene som følger lovens kapittel IV er under utarbeidelse (Paulsen 2014 pers medd.)). Det fremkommer av nml §28 (*krav til aktsomhet*):

*«Den som er ansvarlig for utsetting av levende eller levedyktige organismer i miljøet, skal opptre aktsomt, og så langt som mulig søke å hindre at utsettingen får uheldige følger for det biologiske mangfold (...).»*

Selv om naturmangfoldlovens kapittel IV ikke har trått i kraft i sin helhet viser § 6 til en generell aktsomhetsplikt «*Enhver skal opptre aktsomt og gjøre det som er rimelig for å unngå skade på naturmangfoldet (...)*».

Dette lovverket er et viktig steg i riktig retning for å begrense ødeleggelsen av natur i Norge. Naturmangfoldloven (2009) krever at biologisk mangfold og økosystemer i størst mulig grad skal bevares. Loven, med dens forskrifter, legger noen viktige føringer for bruk av biologisk materiale i restaurering. Bærekraftig bruk og vern er virkemidler for å kunne oppnå lovens formål. I dette ligger også et behov for bruk av restaurering av natur som et forvaltningsverktøy (Hagen & Skrindo 2010a).

Metodene for å håndtere gamle og nye inngrep i naturen er mange. Assistert revegetering ved utsåing av plantemateriale er en brukt metode (Hagen & Skrindo 2010a). Tilsåing av sår i landskapet har vært en vanlig behandling etter inngrep i norsk natur, spesielt etter veiutbygging. Her har ofte interesser som estetisk utforming, hindring av erosjon og rask etablering av vegetasjon blitt høyere prioritert enn bevaring av biologisk mangfold når metode for vegetasjonsetablering ble valgt (Walker & R. Del Moral 2003). For å unngå erosjon og ytterligere ødeleggelse av landskapet er det nødvendig med tiltak for å restaurere vegetasjonen (Aamlid et al. 2007). Slike tiltak kan variere i størrelse og omfang. En standardisering av tiltak for en nevnt ødeleggelse er lite hensiktsmessig da de lokale variasjonene og ressursene er avgjørende for hvilke tiltak som er gjennomførbare (Hagen 2003; Hagen & Skrindo 2010a). Med en økende frekvens av inngrep i alpine områder er det lite ønskelig å vente flere tiår på at det estetiske landskapsbilde skal bli gjenopprettet. Gress er ofte brukt for å etablere et vegetasjonsdekke. Tilgjengelighet og økonomiske vilkår har ført til at det tradisjonelt sett blir brukt kommersielle frøblandinger ved tilsåing til restaureringsformål (Hagen & Skrindo 2010a). Kommersielle frøblandinger inneholder ofte arter som ikke er stedege i Norge. Denne bruken av kommersiell frøblending for tilsåing, samt innføring av andre fremmede arter, skaper problemer for økosystemer både nasjonalt og internasjonalt (Tyser & Worley 1992).

For å endre praksisen med bruk av kommersielle frøblandinger til restaureringsformål i Norge kreves det mye kunnskap om bruk av stedegen vegetasjon. Ved bruk av stedegne arter minsker faren for forurensing av fremmede arter drastisk, og det legges bedre til rette for en naturlig videreføring av den omkringliggende vegetasjonen. Bruk av stedegne arter ved tilsåing i revegeteringsprosessen har vist seg å være like bra, eller bedre, som kommersielle frøblandinger for å få etablert et vegetasjonsdekke (Walker & R. Del Moral 2003; Grant et al. 2011; Hagen et

al. 2014). Andre fordeler av å benytte stedeegne arter og plantemateriale er tilpasningen til de lokale miljøforholdene, og at de hverken skiller seg ut fra omgivelsene ved farge eller utseende (Aamlid et al. 2007; Hagen & Skrindo 2010a). Det kan også være utfordringer knyttet til bruk av stedegent plantemateriale, blant annet på grunn av at tilgangen til plantemateriale kan være dårlig. Ved definisjon av hva som er stedegent er det viktig å huske at plantemateriale kan ha blitt innført tidligere. Videre må plantemateriale kunne oppformeres i tilstrekkelige mengder for bruk ved tilsåing. Det er også viktig at revegeteringen kan gjennomføres innen en akseptabel økonomisk ramme slik at prisen til forbruker er overkommelig (Hagen 2003).

Store deler av Norge er dekket av fjell (Austrheim et al. 2010). Dagens utbyggingsmønster resulterer i store inngrep i alpine vegetasjonsområder som medfører fragmentering. Dette gjelder hovedsakelig utbygging av infrastruktur, som vei, jernbane, fritidsbebyggelse og vannkraft.

Lave temperaturer og kort vekstsesong, samt grunnlendt terreng og lite produktiv jordsmonn gir landskapsspesifikke utfordringer til restaurering og revegetering av natur i fjellet (Austrheim et al. 2010; Hagen & Skrindo 2010a; Rydgren et al. 2011a). Med slike forutsetninger kan det ta lang tid, opptil flere tiår, før et område i fjellet er fullstendig restaurert (Harper & Kershaw 1996; Rydgren et al. 2011b).

I etableringsfasen av ny vegetasjon er det flere faktorer som påvirker graden av suksess. Tilgangen på frø og substrat der frøene kan spire er kun to av faktorene som spiller inn (Eriksson & Ehrlén 1992). Den korte vekstsesongen senker farten på den naturlige genereringen av vegetasjon (Hagen 2003), og i alpine og arktiske områder vil en naturlig revegetering gå svært sakte. Det kan gå flere tiår før såret i naturen er fjernet, kanskje også hundre år.

Stressfaktorer på planter i alpine områder omfatter lave temperaturer, kort og intens vekstsesong, sakte nedbrytning av plantemateriale og store naturlige svingninger i miljøforhold mellom og innen samme år (Billings & Mooney 1968; Hagen 2003). For plantene som lever under slike forhold er de avhengig av å tilpasse seg dette miljøet (Aamlid et al. 2007). Plantene som lever i alpine områder har derfor utviklet flere strategier for å takle høy vindeksponering, lave temperaturer, et snødekke som ligger lenge, vannet i jordsmonnet fryser i lange perioder, oppfrost, solifluksjon og skrinne jordsmonn (Billings & Mooney 1968; Fremstad 1997). Enkelte tilpasninger til dette er at plantene er lavtvoksende og har ofte en liten overflate (lav biomasse) for å begrense tap av temperatur, fuktighet og næring. Samtidig så må bladoverflaten være stor nok til å kunne utnytte den korte vekstperioden maksimalt (Billings & Mooney 1968).



For at en art skal være suksessfull må den videreføre genene sine til neste generasjon (Fenner & Thompson 2005). Artene omtalt i denne oppgaven har en seksuell reproduksjon og er avhengig av vind for pollinering og frøsetting. Dette er en ressurskrevende prosess for plantene. For å ha mulighet til å sette frø er plantene avhengig av nok fuktighet og næring for å i det hele tatt kunne produsere frø (Billings & Mooney 1968; Fenner & Thompson 2005). Nedbrytningen av organisk materiale går sakte i alpine områder. En sakte næringssyklus kan skape mangel på tilgjengelige næringsstoffer (Walker & R. Del Moral 2003). Tilgangen på fuktighet, næring og temperatur varierer mellom jordtyper (Chambers et al. 1991; Rebele 1992; Chambers 1995; Rydgren et al. 2013; Hagen et al. 2014). Samtidig som planten er avhengig av fuktighet, næring og temperatur for å produsere frø så er også frøet avhengig av disse faktorene for å kunne spire. Ved naturlig frøspredning er en av hovedårsaken til at frø dør mangel på fuktighet (Moles & Westoby 2004). Konkurransen mellom arter vil også ha en begrensende egenskap for spiring av nye planter. At det er flere arter tilstede trenger ikke ha en utelukkende negativ effekt. En plante kan ha positive interaksjoner, med nabo planter, som øker sjansen for overlevelse, vekst og fitness. Disse positive interaksjonene betegnes som fasilitering (Bertness & Callaway 1994; Callaway 1995; Brooker & Callaghan 1998).

På grunn av tilpassingen til et liv i fjellet kan bruken av stedegne arter ved revegetering i alpine områder øke sjansen for suksess. De stedegne artene, sauesvingel (*Festuca ovina*), fjellrapp (*Poa alpina*) og seterfrytle (*Luzula multiflora* ssp. *frigida*) (Tabell 1), som er brukt i denne oppgaven ble valgt på bakgrunn av tydelige skiller i bladstruktur, noe som gjør det mulig å skille artene fra hverandre i et tidlig plantestadiet, og tilgang på plantemateriale.

## 1.2 Problemstilling

I denne oppgaven undersøkes det om jordtype og tilsåing av lokale arter, enkeltvis og i blanding, har betydning for fertilitet (blomstring). For å svare på dette stiller jeg følgende spørsmål:

1. Har jordtypen betydning for fertiliteten (blomstringen) av arten?
2. Er det forskjell mellom blomstringen for arter der den er sådd alene eller i blanding?
3. Hvilken betydning har dette for bruk av frø i restaurering?

## 2. Områdebeskrivelse og metode

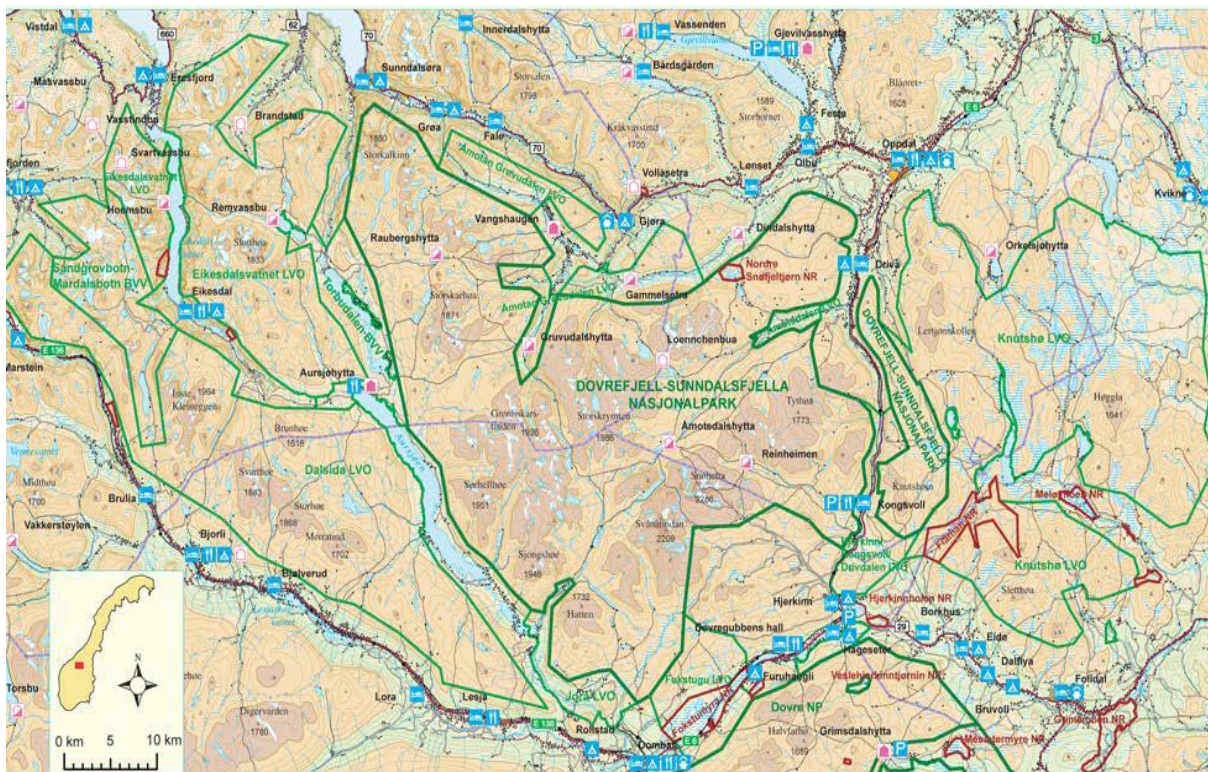
### 2.1 Naturforhold

Forsøksfeltet ligger innen Hjerkinnskytefelt (63°N, 10°E) på Dovrefjell i Norge. Berggrunnen i skytefeltet består hovedsakelig av omdannede prekambriske bergarter dekket av næringsfattige løsmasser av sand og grus (Norges geologiske undersøkelse 2014). Skytefeltet ligger i lavalpin vegetasjonssone (Moen 1998) med et kontinentalt klima. Store sletter med lav og vier (*salix spp.*), samt myrer, dominerer vegetasjonen (NIJOS 1999). Årlig gjennomsnittstemperatur er 0,8°C (1997-2006). Varmeste og kaldeste måned var henholdsvis juli med 11,2°C og januar med -6,4°C (1997-2006). Målingene ble registrert ved nærmeste målestasjon, Fokstugu (973 m.o.h), 17 km fra skytefeltet. Gjennomsnittlig årlig nedbør (1997-2006) var 444 mm (Meteorologisk institutt 2014).

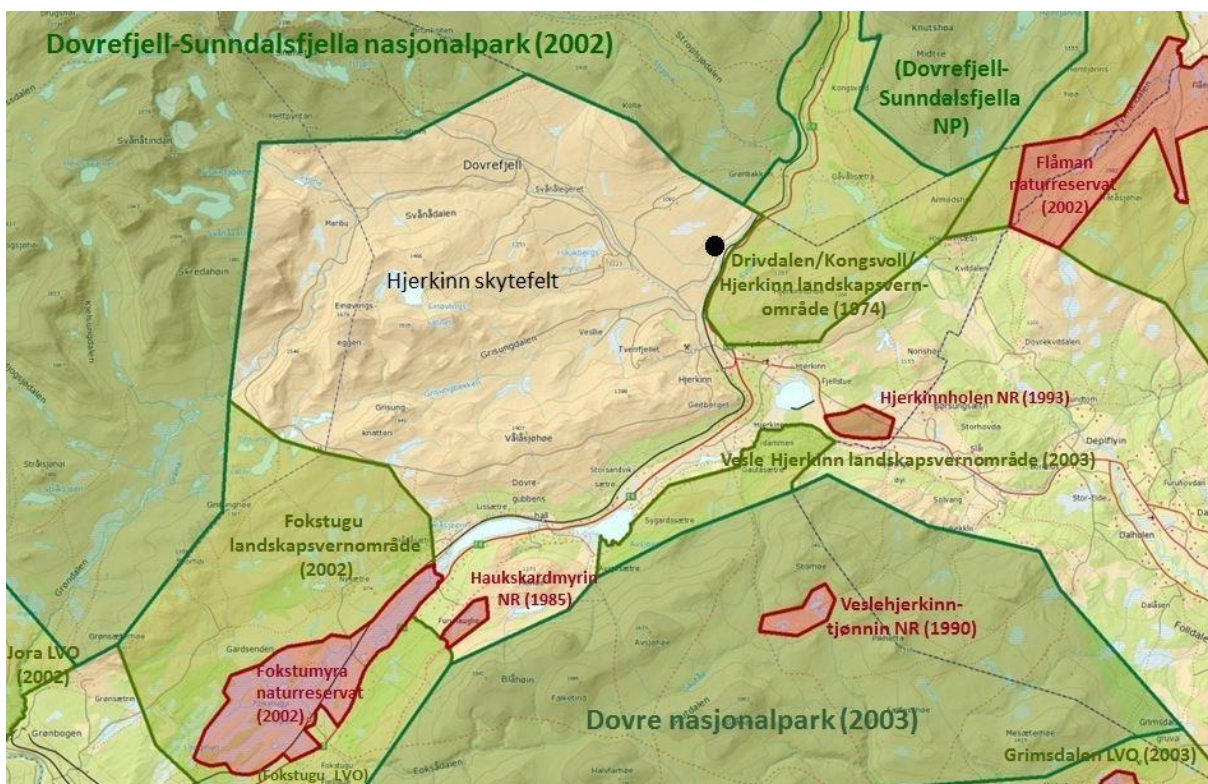
### 2.2 Bruk og forvaltning

Hjerkinnskytefelt (165 km<sup>2</sup>, 1000 – 1350 m.o.h (Miljødirektoratet 2012; Forsvarsbygg 2014b)) ligger i Lesja og Dovre kommune i Oppland fylke (Figur 1). Dovre kommune dekker ca 80 % av området (Lesja- og Dovre kommune 2003). Hjerkinnskytefelt ligger sørøst ved Dovrefjell-Sundalsfjella nasjonalpark (Figur 2). Nasjonalparken (1693 km<sup>2</sup>) dekker store deler av Dovrefjellområdet som strekker seg fra Rauma og Sunndal i vest, til Folldal og Tynset i øst (Miljødirektoratet 2010; Miljødirektoratet 2013) (Figur 1).

Skytefeltet ble etablert i årene 1923-25, og var i hovedsak brukt som skarpskytingsfelt for Hæren og Luftforsvaret (Forsvarsbygg 2001). I perioden skytefeltet var aktivt ble det gjort store fysiske inngrep i naturen. Det er opparbeidet om lag 90 km vei og en rekke militære installasjoner. Stortinget vedtok i 1999 at Hjerkinnskytefelt skulle nedlegges og tilbakeføres til sivile formål (St.meld. nr. 11 (1998-99)). I 2005 startet det omfattende arbeidet med rydding og tilbakeføring av området. Prosjekt Hjerkinnskytefelt skal være ferdig i 2020 (Forsvarsbygg 2014a). Dette tilbakeføringsprosjektet er enestående i skala, både innen tid og størrelse. Forsvarsbygg lager miljøhistorie med den største naturrestaureringen i Norge gjennom tidene (Martinsen & Hagen 2010; Forsvarsbygg 2014b).



Figur 1: Kart over Dovrefjellområdet. Nasjonalparkgrensene er inntegnet i grønt, og grensene for landskapsvernområder i rødt (Røtvei et al. 2006).

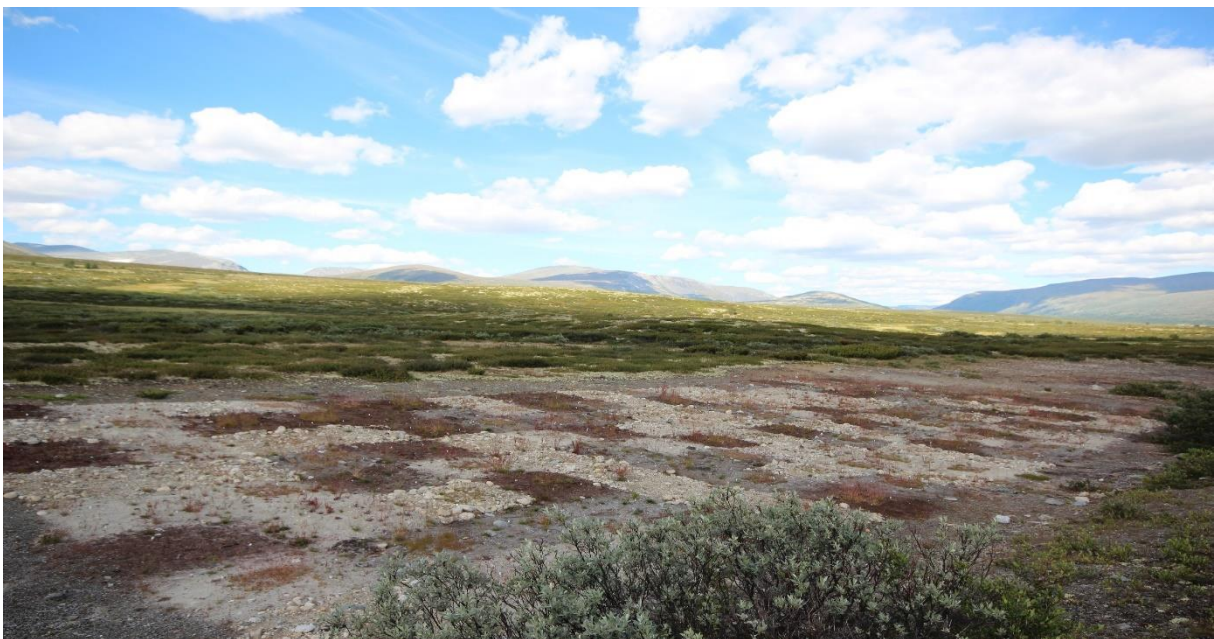


Figur 2: Kart over Hjerkinnskytefelt med omkringliggende verneområder (Fylkesmannen i Oppland 2014). Sort prikk indikerer forsøksfeltets plassering i skytefeltet.



### 2.3 Design og datainnsamling

Forsøksfeltet i Hjerkinns skytefelt ble etablert i 2011 som en del av forskningsprosjektet ECONADA (Aamlid et al. 2012; Aamlid et al. 2013). Det ble etablert 160 forsøksruter, hver på 0.5 x 0.5 m<sup>2</sup> og 1 m mellom hver forsøksrute (Figur 3). I forsøket ble det brukt fire jordtyper, grov mineraljord, fin mineraljord, organisk torv og organisk toppjord (Vedlegg 1). Jorden som er bruk i forsøket er hentet fra skytefeltet. Ingen av jordtypene er behandlet for å fjerne en eventuell frøbank. Siden jorden er hentet fra nærliggende områder inneholder, en eventuell frøbank, stedegne arter. Jorddybden på tilført jordmasse er 10 cm. Det ble brukt gjødsel tilsvarende 10 g/m<sup>2</sup>. Hver jordtype ble gjentatt 32 ganger i et randomisert design



Figur 3: Forsøksfeltet på Hjerkinns skytefelt, Dovre Foto: Ida Viddal Vartdal

I forsøksdesignet ble det brukt fem frøbehandlinger: 1) sådd med sauesvingel (Tabell 1) 2) sådd med fjellrapp (Tabell 1) 3) sådd med seterfrytle (Tabell 1) 4) sådd med blanding av alle tre artene 5) ingen såing (Vedlegg 2). I denne oppgaven ses det bort fra behandling nummer fem, ingen frøbehandling. I hver forsøksrute med enkeltarter er det sådd 2700 frø med henholdsvis sauesvingel, fjellrapp og seterfrytle. I forsøksrutene med blandingen er det brukt 900 frø av hver art som til sammen utgjør totalt 2700 frø. Frøene er anskaffet av Hjerkinns PRO (Forsvarsbygg) og Fjellfrø (Bioforsk), og hentet fra Hjerkinns (sauesvingel), Kvikne (fjellrapp) og Valdresflya (seterfrytle). Hver kombinasjon av jordtype og frøbehandling ble gjentatt 8 ganger (4 jordtyper x 5 behandlinger x 8 gjentak = 160 forsøksruter).

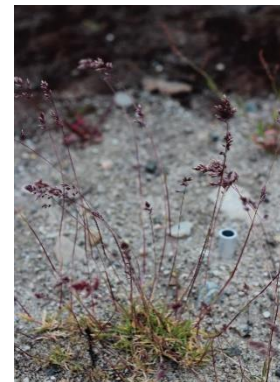
**Sauesvingel**  
(*Festuca ovina*)

Sauesvingel er veldig vanlig i hele på tørr og mager jord i åpent landskap. Arten finnes i hele landet. Sauesvingel er flerårig og blir mellom 15 – 40 cm. Den blomster i perioden fra mai til juli. Den vokser i tette tuer og har trådsmale sammenrullede blader. Småaksene varierer fra lysegrønne til purpurbrune og har tre til seks blomster (Fremstad 1997; Lid & Lid 2007; Mossberg & Stenberg 2012; Aamlid 2014)



**Fjellrapp**  
(*Poa alpina*)

Fjellrapp er vanlig på grus- torv- eller steinete jord i hele landet. Veksts sesongen er mellom juli og august. Planten er flerårig og blir mellom 10 – 30 cm høy. Stråene er stive med en til to leddknuter nederst. Bladene er mørkegrønne og breie, men krummes inn ved spissen. De vokser i små tuer som er ganske tette ved basis. Småaksene har tre til seks blomster. Fjellrapp kan forekomme som vivipar i alpine områder (Fremstad 1997; Lid & Lid 2007; Mossberg & Stenberg 2012)



**Seterfrytle**  
(*Luzula multiflora*  
ssp. *frigida*)

Seterfrytle er vanlig på tørr-frisk jord som gressbakker og enger i alpine områder. Arten forekommer i fjell og nordlige områder i landet på tørr-frisk jord. Planten er flerårig og blir mellom 10 – 30 cm høy og vokser i tuer. Stråene er veldig stive og bladene er flate, forholdsvis smale og spisse. Blomstene er samlet i 3 – 4 tette hoder der ett ofte er høyere enn de andre (Lid & Lid 2007; Mossberg & Stenberg 2012).





De 160 forsøksrutene ble merket med et permanent aluminiumsrør i hvert hjørne og nummerert fra 1 – 160 (Figur 4). Rørene sørget for at registreringsrammen ble plassert på samme sted fra år til år. Under registreringen ble forsøksrutene delt inn i 64 småruter med tråd (Figur 5).

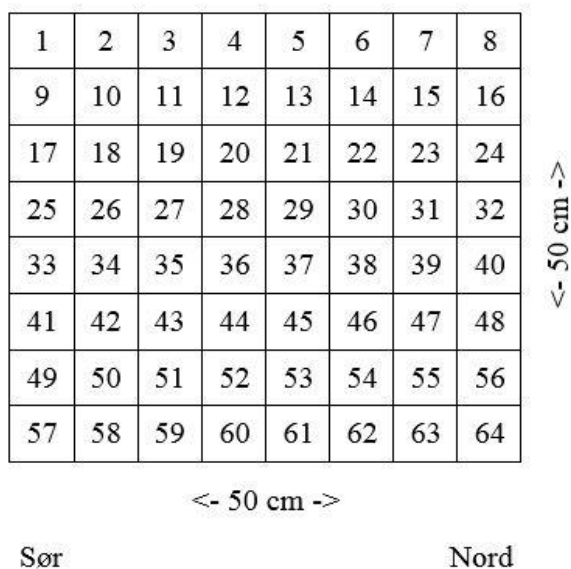


Figur 4: Nummerering av forsøksrutene Foto: Ida Viddal Vartdal



Figur 5: Oppsett med registreringsramme Foto: Ida Viddal Vartdal

Det ble laget en standard for inndeling av smårutene (Figur 6), for å sikre at smårutene forble på samme plass i alle forsøksrutene. Ved feltregistrering ble antall blomsterskudd for hver smårute i 128 forsøksruter registrert i feltskjema (Vedlegg 3) på følgende måte:  $n$  = antall blomsterskudd innen småruta,  $x$  = arten er tilstede i småruta, men ingen blomsterskudd,  $0$  = arten er ikke tilstede i småruta. I tillegg ble vitaliteten for hver art (1= dårlig vitalitet 2= middels vitalitet 3= god vitalitet) registrert for hver forsøksrute. Feltarbeidet ble utført i juli 2013.



Figur 6: Skjematiske fremstilling av inndeling av smårutene i hver av de 160 forsøksrutene i feltet.

## 2.4 Databearbeiding

Excel 2013 er benyttet til bearbeiding av felldataene og til utforming av tabeller og stolpediagram. Statistiske analyser er utarbeidet i SAS (Statistical Analysis System) utgave 9.3.

Det ble brukt variansanalyse, ANOVA, for å studere hvordan fertiliteten av frøbehandlingene varierte innen art på de ulike jordtypene og hvordan fertiliteten varierte mellom jordtypene. Resultatet er signifikant ved  $p < 0.05$ .

Det ble brukt Ryan-Einot-Gabriel-Welsch flerutvalgs-test for å se om gruppering viser signifikante forskjeller mellom flere variabler (Sahai & Ageel 2000). Dette vises med en bokstav rangering i SAS. Ulike bokstaver i figurene (over stolpene) er signifikant forskjellig. Resultatet er signifikant ved  $p < 0.05$ .

### 3. Resultater

Det er en signifikant forskjell mellom fertile skudd for de ulike jordtypene (ANOVA,  $p = 0.0001$ ) (Tabell 2). Organisk torv er best av jordtypene med totalt 2597.875 blomstrende skudd pr  $\frac{1}{4} \text{ m}^2$ . Grov mineraljord er dårligst av jordtypene med 563.75 blomstrende skudd pr  $\frac{1}{4} \text{ m}^2$ .

Antall fertile skudd varierer mellom artene (ANOVA,  $p = 0.0001$ ) (Tabell 2). Sauesvingel sådd i blanding på organisk torv har klart høyest fertilitet av alle frøbehandlinger, med 1454.25 blomstrende skudd pr  $\frac{1}{4} \text{ m}^2$ , mens seterfrytle i blanding gjør det dårligst og har en maksimal fertilitet på 7.88 blomstrende skudd pr  $\frac{1}{4} \text{ m}^2$  på organisk torv. Både sauesvingel og fjellrapp sådd enkeltvis hadde lavest fertilitet på grov mineraljord med henholdsvis 113.37 blomstrende skudd og 46.75 blomstrende skudd pr  $\frac{1}{4} \text{ m}^2$ . Fjellrapp i blanding og seterfrytle sådd enkeltvis har høyest fertilitet på organisk toppjord med henholdsvis 363 blomstrende skudd pr  $\frac{1}{4} \text{ m}^2$  og 124 blomstrende skudd pr  $\frac{1}{4} \text{ m}^2$  (Figur 7).

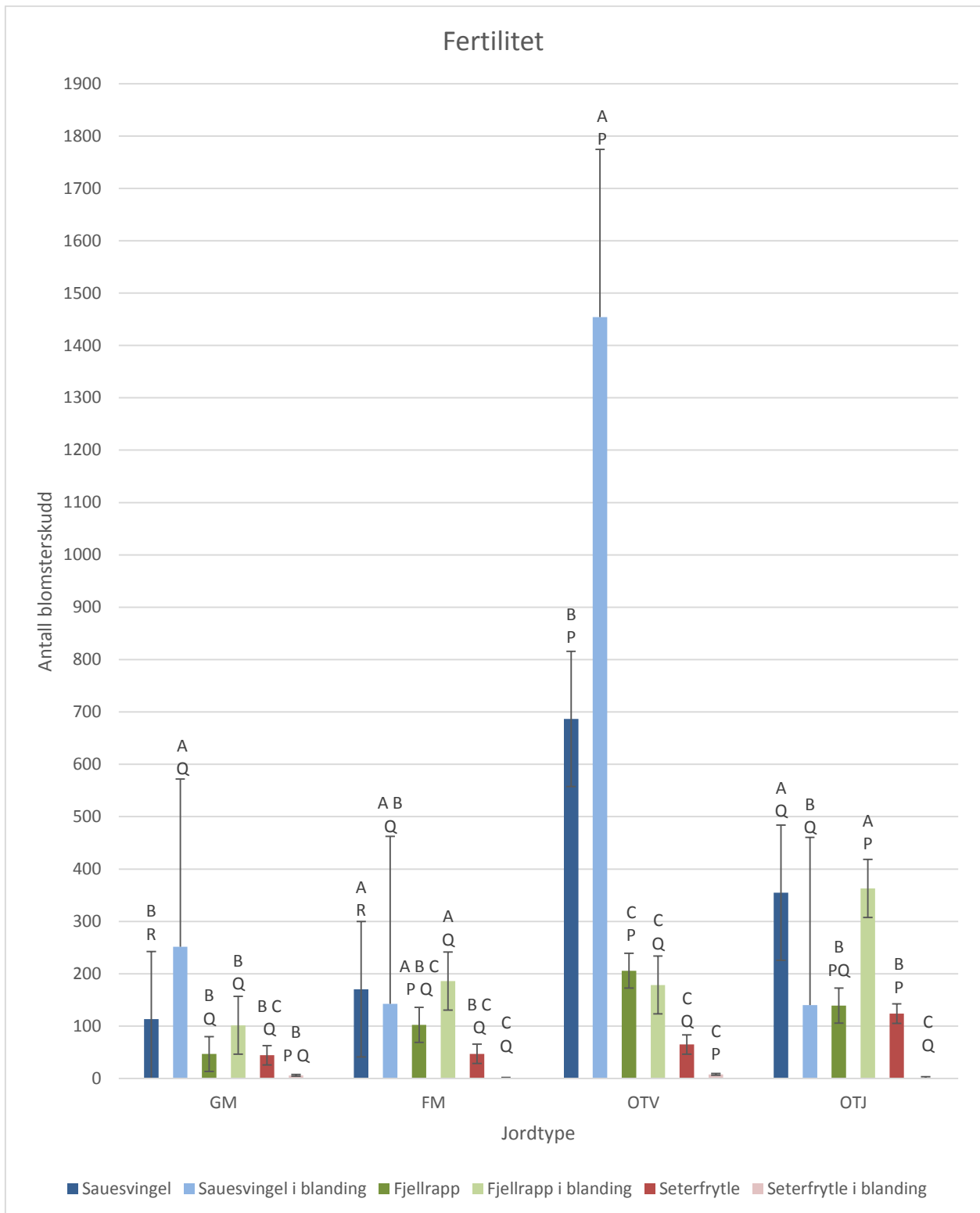
Interaksjonen mellom jord og art er signifikant (ANOVA,  $p = 0.0001$ ) (Tabell 2).

Tabell 2: ANOVA Variansanalyse for effekten mellom jordtypene, artene og interaksjonene mellom jordtype og art. Signifikant ved  $p < 0.05$ .

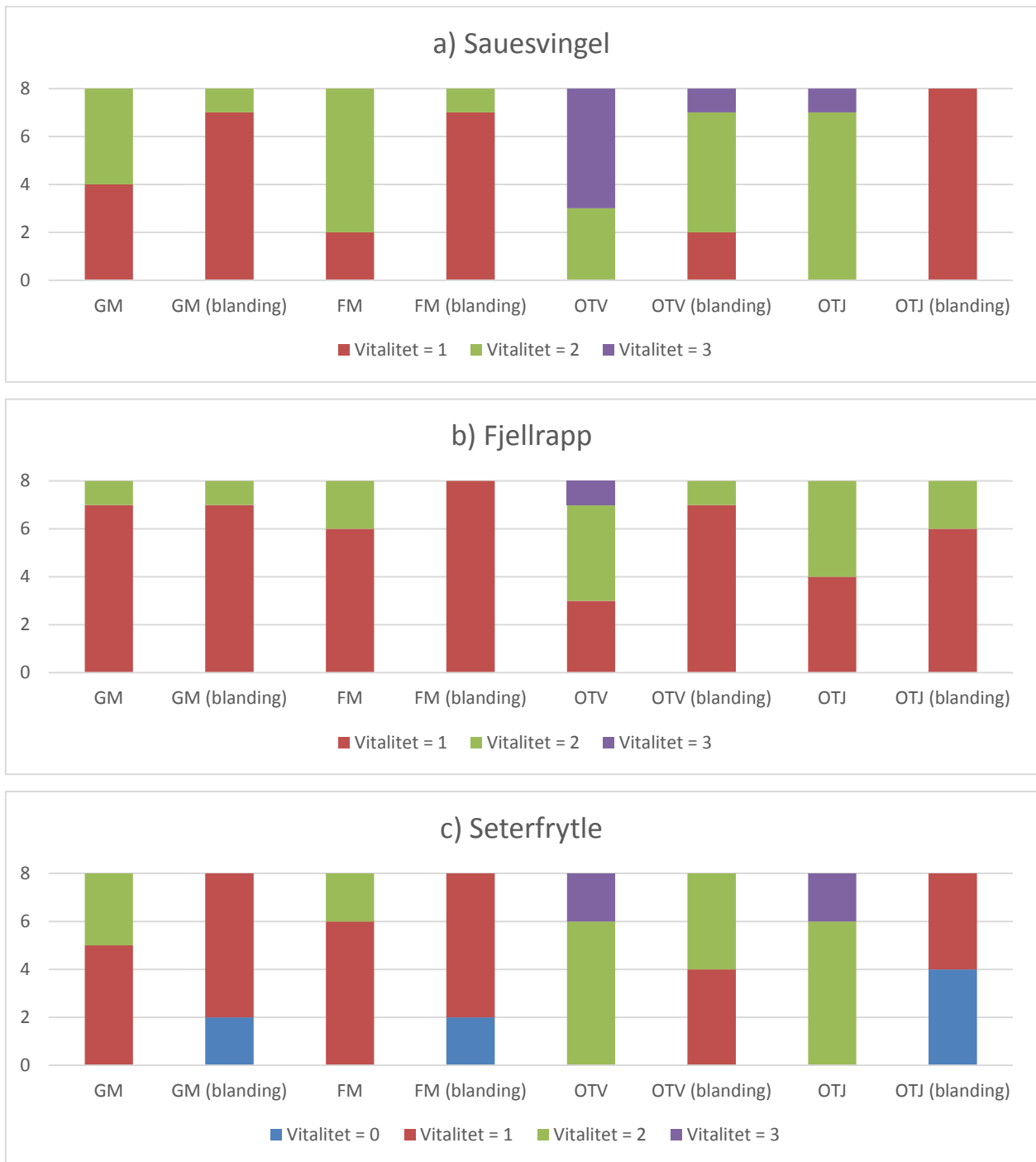
Fertilitet	DF	F-verdi	P-verdi
Jordtype	3	65.57	<0.0001
Art	5	59.03	<0.0001
Jordtype*Art	15	30.71	<0.0001

Sauesvingel, fjellrapp og seterfrytle hadde høyest vitalitet på organisk torv sådd enkeltvis, seterfrytle har i tillegg like høy vitalitet på organisk toppjord. Sauesvingel og seterfrytle har lavest vitalitet på organisk toppjord sådd i blanding, mens fellrapp har lavest vitalitet på fin mineraljord sådd i blanding. Seterfrytle har klart høyere vitalitet sådd enkeltvis på alle jordtypene. Vitaliteten har tendens til å generelt være bedre hos artene sådd enkeltvis. Det er en generell tendens at vitaliteten er høyest på organisk torv uavhengig av frøbehandling (Figur 8).





Figur 7: Gjennomsnittlig antall blomsterskudd per behandling per jordtype. Jordtyper; GM = Grov mineraljord, FM = Fin mineraljord, OTV = Organisk torv, OTJ = Organisk toppjord. Det er brukt fire behandlinger per jordtype; tilsåing med sauesvingel, fjellrapp og seterfrytle enkeltvis og blanding av de tre artene. Det er sådd 2700 frø pr  $\frac{1}{4}$  m<sup>2</sup>. I blanding er det sådd 900 frø av hver art (900 x 3 = 2700). Antall frø i blandingen er ganget med tre for å kunne sammenligne tallene med enkeltart. A, B og C = indikerer signifikante forskjeller mellom artene inne en jordtype. Ulike bokstaver er signifikant forskjellig fra hverandre ( $p < 0.05$ ) (REGWQ – gruppering). P, Q og R = indikerer signifikante forskjeller mellom jordtypene innen en art. Ulike bokstaver er signifikant forskjellig fra hverandre ( $p < 0.05$ ) (REGWQ – gruppering).



Figur 8: a) Vitalitet for sauesvingel sådd enkeltvis og i blanding b) Vitalitet fjellrapp sådd enkeltvis og i blanding c) Vitalitet seterfrytle sådd enkeltvis og i blanding. a) b) c) Det er gjort 8 observasjoner per behandling og jordtype (N = 8). Jordtyper; GM = Grov mineraljord, FM = Fin mineraljord, OTV = Organisk torv, OTJ = Organisk toppjord. Vitalitet; 0 = art ikke tilstede 1= dårlig vitalitet 2= middels vitalitet 3= god vitalitet

## 4. Diskusjon

Det var signifikante forskjeller mellom fertiliteten på de fire forskjellige jordtypene grov mineraljord, fin mineraljord, organisk torv og organisk toppjord. Hovedskillet ligger mellom mineraljord og organisk jord. De to organiske jordtypene har en høyere fertilitet enn mineraljorden. Dette skyldes trolig jordtypenes egenskaper. To viktige egenskaper er muligheten til å beskytte frøet fra vind, frost og tilføre nok fuktighet (Ball 2001; Rydgren et al. 2011b; Rydgren et al. 2013). Mineraljordens grove kornstruktur gir frøene større mulighet for å finne steder som beskytter dem fra vind, frost og mangel på fuktighet. Siden det var lavere fertilitet og vitalitet på mineraljord enn på organisk jord tyder det på at beskyttelse fra disse elementene i seg selv ikke er nok. Det kan også skyldes at mineraljorda ikke holder like godt på fuktighet som den organiske jorda.

Mellom de to organiske jordtypene er det en betydelig forskjell. Den totale fertiliteten på organisk torv og organisk toppjord skiller med over 1000 blomstrende skudd pr  $\frac{1}{4} \text{ m}^2$ , hvorav organisk torv har høyest fertilitet. Trolig skyldes dette forskjellen i strukturen på jorda. Organisk torv har en mer uordnet og klumpete struktur som gir mulighet for frø å finne trygge groper og steder der de kan spire (Eriksson & Ehrlén 1992; Turnbull et al. 2000). I motsetning er organisk toppjord en flatere jordtype som gjør det vanskelig for frø å trenge ned i substratet. Muligheten for at frøene blir liggende oppå jorda og fjernes med vind eller vann er desto større.

Disse forskjellene støtter opp om at substratets egenskaper og kvaliteter har konsekvenser for suksessen av frøbehandlingen (Chambers et al. 1991; Eriksson & Ehrlén 1992; Chambers 1995; Martínez-Ruiz et al. 2001; Rydgren et al. 2013). Frø er avhengig av trygge steder (safe-sites) for å kunne spire. Mengden forekomster av trygge steder avhenger av jordtypens kvaliteter, og vil variere mellom de fire jordtypene som er studert. Trygge steder er et fysisk område hvor det er mer gunstige forhold for etablering i enn omgivelsene rundt. Her er tilgang på fuktighet, næring, samt god beskyttelse fra elementene slik at frøet har best forutsetning for å spire (Harper 1977; Walker & R. Del Moral 2003; Fenner & Thompson 2005). Chambers et al. (1991), Chambers (1995) og Rydgren et al. (2013) peker på jordens kornstørrelse er en avgjørende faktor for etablering av vegetasjon ved revegetering.

Jordstrukturens påvirkning på plantenes blomstringsevne vises i den store forskjellen i fertilitet mellom mineraljord og organisk jord. Siden forskjellen innen de organiske jordtypene er så betydelig viser det til at andre egenskaper også er avgjørende. Jordens næringsinnhold, samt

evne til å holde på fuktighet, er andre viktige faktorer for etablering av vegetasjon (Rebele 1992).

Det er klare forskjeller mellom artene sådd enkeltvis og i blanding. Dette tyder på at det er flere faktorer enn jordtypen som avgjør artens suksess. Frøblandingen av de tre artene har til sammen totalt en høyere fertilitet enn hver av artene sauesvingel, fjellrapp og seterfrytle sådd enkeltvis på alle jordtypene. På organisk torv har sauesvingel i blanding over det dobbelte antall blomsterskudd enn sauesvingel som sådd enkeltvis. Siden blandingen har høyere fertilitet enn artene sådd enkeltvis kan det tyde på at artene har innvirkning på hverandre. Hovedsakelig er det sauesvingel og fjellrapp som gjør det bra i blanding. En mulig forklaring på dette kan være at artene drar fordel av hverandre. Sauesvingel og fjellrapp har mange fysiologiske forskjeller, som for eksempel vekstmåte. Sauesvingel vokser i meget tette tuer med mange trådsmale oppadstigende blad, mens fjellrapp som er har et kraftigere og stivere blomsterskudd som danner en mer glissen tue-krans formasjon (Lid & Lid 2007; Mossberg & Stenberg 2012). Dette kan føre til at de begge har mulighet til å dra nytte av i et samspill gjennom beskyttelse fra elementene og bindingen av vann til jorden. Trolig kan artene beskytte hverandre fra elementene ved å danne tettere matter av vegetasjon i blanding enn der artene står enkeltvis. Dermed har plantene i blanding trolig en større mulighet til å opprettholde en varmere temperatur rundt plantenes basis, noe som er spesielt viktig i harde alpine miljø (Billings 1974; Walker & Chapin 1987; Crawford 1997; Brooker & Callaghan 1998).

Planter oppfører seg forskjellig som enkeltart og når de står i et plantesamfunn (Miller 1994; Berlow 1999). Fasilitering, positive interaksjoner mellom planter, kan være enten intraspesifikk eller interspesifikk (Bertness & Callaway 1994; Callaway 1995; Brooker & Callaghan 1998). I undersøkelsen er det størst fokus på interspesifikk fasilitering, altså positive interaksjoner mellom to eller flere arter. I følge Walker og Chapin (1987) er fasilitering en viktig strategi for planter i harde miljøer og tidlig i suksesjonsstadiet. Brooker og Callaghan (1998) har gjennom stress-gradient hypotesenes vist at graden av biotiske interaksjoner varierer med graden av abiotiske stressfaktorer. I områder der stressnivået er høyt, blant annet alpine områder (Billings 1974; Crawford 1997), er interaksjonene mellom arter positive. Dette i motsetning til områder med lite abiotisk stress, der plante interaksjonene er kan være dominert av konkurranse (Pugnaire & Luque 2001; Callaway et al. 2002). Samtidig som vi kan se tendenser til fasilitering er det også en konkurranse om næring mellom artene (Wiens 1977; Roughgarden 1983; Schoener 1983; Salt 1984; Bertness & Callaway 1994; Callaway et al. 2002).

Seterfrytlens spirer dårlig i frøblandingen. Den høyeste fertiliteten til seterfrytle i blanding er på organisk torv med 7.8 blomsterskudd. I motsetning har seterfrytle 124 blomsterskudd når arten er sådd enkeltvis på organisk toppjord. Det ble sådd et likt antall frø i hver forsøksrute, enkeltvis og i blanding. Seterfrytlens manglende spireevne i blanding kan da gi bedre plass for sauesvingel og fjellrapp i blanding. En lavere frøtetthet kan gi en sauesvingel og fjellrapp en fordel. Færre frø kan gi en lavere konkurranse om næring, fuktighet og egnede plasser hvor frøene kan spire (Grime 1977; Wiens 1977; Roughgarden 1983; Fenner & Thompson 2005). Dette kan være en mulig forklaring på hvorfor sauesvingel og fjellrapp gjør det så godt i blanding. Samtidig bruker seterfrytle lang tid på å etablere seg (Aamlid & Rosef 2014 pers. medd.), og mangelen på spiringsevne kan også skyldes at registreringene er gjort for kort etter såing. Trolig kan dermed seterfrytle gjøre det bedre i senere suksesjonsstadier (Pickett et al. 1987; Prach & Hobbs 2008). Derimot har seterfrytle tilnærmet lik spiring som fjellrapp når de er sådd enkeltvis på grov mineraljord og organisk toppjord. Seterfrytle er en art som trives under fuktigere forhold sauesvingel (Lid & Lid 2007; Mossberg & Stenberg 2012). Det er trolig konkurransen om næring og fuktighet som er avgjørende for seterfrytlens manglende spiring i blanding (Wiens 1977).

Artene sådd i blanding har klart høyest fertilitet uavhengig av jordtype. Vitaliteten er lav for samtlige arter sådd i blanding i motsetning til vitaliteten for artene når de er sådd enkeltvis. Dette gjelder alle artene. Siden plantenes fertilitet i blanding er så høy samtidig som vitaliteten er betraktelig mye lavere enn artene enkeltvis, kan dette trolig være et tegn på en siste krampetrekning før populasjonen dør ut. Da vil planten bruke all sin energi på å sette nye frø for å gjøre et siste forsøk på å redde overlevelsen av populasjonen. Dette kan sammenlignes med en form for «big bang» reproduksjon, som i sin tid muligens kan gi individet en mulig fremtidig reproduktiv verdi (Silvertown & Lovett-Doust 1993; Fenner & Thompson 2005). Med andre ord vil trolig artene innta en rolle som en «monocarpic» art og bruke all tilgjengelige energi på neste, og trolig siste, reproduksjon (Silvertown & Lovett-Doust 1993; Fenner & Thompson 2005; Gotelli 2008).

Resultatene i dette studiet viser at en blanding av sauesvingel og fjellrapp på organisk torv, eventuelt organisk toppjord, kan være en optimal kombinasjon for revegetering i fjellområder innen den frøoverføringssonen som er satt for artene som skal brukes til utsåing (Jørgensen et al. 2014).

I en restaureringsprosess kan det være behov for løsninger som gir raske resultater og så tilnærmet lik målsetningen som er satt for restaureringen. Ved bruk av tilsåing med stedegne arter, som i all annen form for tilsåing, er vi i likhet med all form for tilsåing, avhengig av gode resultater. Vi ønsker størst mulig uttelling for de midler og ressurser vi legger i det.

Hvilke revegeteringsmetoder som brukes er avhengig av hvilke økonomiske midler som er tilgjengelig og hva som er hensiktsmessig for å oppnå målsetningen for revegeteringen (Hagen & Skrindo 2010a). Når naturmangfoldloven (2009) kapittel IV. om fremmede organismer trer i kraft, skal den bidra, gjennom forvaltning, til å forhindre spredning av fremmede arter og bevare det biologiske mangfoldet. Ved å bytte ut den kommersielle frøblanding med en bestående stedegen arter hindrer vi forurensing og tilførsel av fremmede arter til nye områder.

Samtidig som innføring av fremmede arter kan forurense det genetiske materiale og utkonkurrere de lokale artene, kan det estetiske bilde skille seg betraktelig fra den lokale floraen (Hagen & Skrindo 2010a). Dermed vil tilsåing med stedegent materiale være å foretrekke i fjellvegetasjon. Eventuelt kan naturlig gjenvekst fra stedlige toppmasser være et økonomisk rimeligere alternativ (Hagen & Skrindo 2010a).

Ved bruk av såing med stedegne arter i restaurering viser dette studiet at jordtypen har klar betydning for suksessen av de utsådde artene. Det kan være hensiktsmessig å vurdere frøbehandlingen som skal brukes i restaureringen ut i fra de forutsetningene som ligger i jordtypen (Rydgren et al. 2011b; Hagen et al. 2014). I større naturinngrep er ofte jordsmonnet fjernet fra stedet. Ved valg av jordtype for tilsåing vil det da være hensiktsmessig og bruke en jordtype med en viss mengde organisk materiale.

## 5. Litteratur

- Aamlid, T. S., Daugstad, K., Molteberg, B. & Uhlig, C. (2007). Plantemateriale til revegetering etter inngrep i alpine og arktiske områder. I: Uhlig, C. & Lombnæs, P. (red.) Bioforsk FOKUS 2 (20), *Restaurering og revegetering av ulike naturtyper*, s. 11-22. Ås: Bioforsk.
- Aamlid, T. S., Fjellheim, S., Elameen, A., Klemsdal, S., Daugstad, K., Hanslin, H. M., Hovstad, K. A., Hagen, D., Rydgren, K. & Rosef, L. (2012). ECONADA: ECOlogically sustainable implementation of the 'NAture Diversity Act' (Naturmangfoldloven) for restoration of disturbed landscapes in Norway. Report from the first project year 2011. *Bioforsk Rapport*, 4/2012. 25 s.
- Aamlid, T. S., Fjellheim, S., Elameen, A., Klemsdal, S., Daugstad, K., Hanslin, H. M., Hovstad, K. A., Hagen, D., Rydgren, K. & Rosef, L. (2013). ECONADA: ECOlogically sustainable implementation of the 'NAture Diversity Act' (Naturmangfoldloven) for restoration of disturbed landscapes in Norway Report from the second project year 2012. *Bioforsk Rapport*, 35/2013. 54 s.
- Aamlid, T. S. (2014). *Frøavl av sauesvingel (Festuca ovina)*. Bioforsk Øst Landvik. Upublisert manuskript.
- Aamlid, T. S. & Rosef, L. (2014). (26.11.2014).
- Austrheim, G., Bråthen, K. A., Ims, R. A., Mysterud, A. & Ødegaard, F. (2010). Fjell. I: Kålås, J. A., Henriksen, S., Skjelseth, S. & Viken, Å. (red.) *Miljøforhold og påvirkninger for rødlistearter*, s. 107 - 118. Trondheim: Artsdatabanken.
- Ball, J. (2001). *Soil and Water Relationships*: The Samuel Roberts Noble Foundation. Tilgjengelig fra: <http://www.noble.org/ag/soils/soilwaterrelationships/> (lest 11.12.2014).
- Berlow, E. L. (1999). Strong effects of weak interactions in ecological communities. *Nature*, 398 (6725): 330-334.
- Berntsen, B. & Hågvar, S. (2010). *Norsk natur - farvel?!*: Unipup forlag. 280 s.
- Bertness, M. D. & Callaway, R. (1994). Positive interactions in communities. *Trends in Ecology & Evolution*, 9 (5): 191-193.
- Billings, W. D. & Mooney, H. A. (1968). THE ECOLOGY OF ARCTIC AND ALPINE PLANTS. *Biological Reviews*, 43 (4): 481-529.
- Billings, W. D. (1974). Adaptations and Origins of Alpine Plants. *Arctic and Alpine Research*, 6 (2): 129-142.
- Brooker, R. W. & Callaghan, T. V. (1998). The Balance between Positive and Negative Plant Interactions and Its Relationship to Environmental Gradients: A Model. *Oikos*, 81 (1): 196-207.

- Callaway, R. M. (1995). Positive interactions among plants. *The Botanical Review*, 61 (4): 306-349.
- Callaway, R. M., Brooker, R. W., Choler, P., Kikvidze, Z., Lortie, C. J., Michalet, R., Paolini, L., Pugnaire, F. I., Newingham, B., Aschehoug, E. T., et al. (2002). Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature*, 417 (6891): 844-848.
- CBD. (1993). *The Convention on Biological Diversity*. Tilgjengelig fra: <http://www.cbd.int/convention/default.shtml> (lest 10.12.2014).
- Chambers, J. C., MacMahon, J. A. & Haefner, J. H. (1991). Seed Entrapment in Alpine Ecosystems: Effects of Soil Particle Size and Diaspore Morphology. *Ecology*, 72 (5): 1668-1677.
- Chambers, J. C. (1995). Relationships between Seed Fates and Seedling Establishment in an Alpine Ecosystem. *Ecology*, 76 (7): 2124-2133.
- Crawford, R. M. M. (1997). Habitat fragility as an aid to longterm survival in Arctic vegetation I: Woodin, S. J. & Marquiss, M. (red.) *Ecology of Arctic environments*, s. 113-136. Oxford: Blackwell.
- Eriksson, O. & Ehrlén, J. (1992). Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. *Oecologia*, 91 (3): 360-364.
- Fenner, M. & Thompson, K. (2005). *The Ecology of Seeds*: Cambridge University Press.
- FN. (2014). *Konvensjonen om biologisk mangfold*. Tilgjengelig fra: <http://www.fn.no/Bibliotek/Avtaler/Miljoe-og-klima/Konvensjonen-om-biologisk-mangfold> (lest 09.12.2014).
- Forman, R. T. T., Sperling, D., Bissonette, J. A., Clevenger, A. P., Cutshall, C. D., Dale, V. H., Fahrig, L., France, R. L., Goldman, C. R., Heanue, K., et al. (2003). *Road Ecology: science and solutions*. Island Press, Washington, D.C.
- Forsvarsbygg. (2001). *Hjerkinn skytefelt tilbakeføres til sivile formål*: Hjerkinn PRO. Tilgjengelig fra: <http://www.forsvarsbygg.no/PageFiles/2380/Nyhetsbrev%20Hjerkinn%20september%202001.pdf?epslanguage=no> (lest 01.10.2014).
- Forsvarsbygg. (2014a). *HJERKINN-PROSJEKTET 2014*. Nyhetsbrev. Tilgjengelig fra: [http://www.forsvarsbygg.no/PageFiles/2380/FB\\_Nyhetsbrev\\_Hjerkinn\\_k3.pdf?epslanguage=no](http://www.forsvarsbygg.no/PageFiles/2380/FB_Nyhetsbrev_Hjerkinn_k3.pdf?epslanguage=no) (lest 01.10.2014).
- Forsvarsbygg. (2014b). *Norges historiens største naturrestaurering på Hjerkinn*: Forsvarsbygg. Tilgjengelig fra: <http://www.forsvarsbygg.no/Prosjekter/Hjerkinn-PRO/> (lest 11.11.2014).
- Fremstad, E. (1997). Vegetasjonstyper i Norge. *NINA Temahefte 12*. Trondheim. 279 s.
- Fylkesmannen i Oppland. (2014). *Verneplanprosess for Hjerkinn skytefelt - Kart*. Tilgjengelig fra: <http://www.fylkesmannen.no/nn/Oppland/Miljo-og-klima/Hjerkinn-skytefelt--->



[nettside-om-verneplanprosessen/Verneplanprosess-for-Hjerkinn-skytefelt---skjulte-sider/Kart/](#) (lest 30.10.2014).

- Gotelli, N. J. (2008). *A Primer of Ecology*. 4. utg.: Sinauer Associates, Inc., Massachusetts 291 s.
- Grant, A. S., Nelson, C. R., Switalski, T. A. & Rinehart, S. M. (2011). Restoration of Native Plant Communities after Road Decommissioning in the Rocky Mountains: Effect of Seed-Mix Composition on Vegetative Establishment. *Restoration Ecology*, 19 (201): 160-169.
- Grime, J. P. (1977). Evidence for the Existence of Three Primary Strategies in Plants and Its Relevance to Ecological and Evolutionary Theory. *The American Naturalist*, 111 (982): 1169-1194.
- Hagen, D. (2003). Tilbakeføring av Hjerkinn skytefelt til sivile formål. Temautredning "Revegetering". Trondheim. 65 s.
- Hagen, D. & Skrindo, A. (2010a). *Håndbok i økologisk restaurering. Forebygging og rehabilitering av naturskader på vegetasjon og terreng*. Trondheim: Forsvarsbygg. 95 s.
- Hagen, D. & Skrindo, A. (2010b). *Restaurering av natur i Norge - et innblikk i fagfeltet, fagmiljøet og pågående aktivitet*. NINA Temahefte 42. Trondheim. 109 s.
- Hagen, D., Hansen, T.-I., Graae, B. J. & Rydgren, K. (2014). To seed or not to seed in alpine restoration: introduced grass species outcompete rather than facilitate native species. *Ecological Engineering*, 64 (0): 255-261.
- Harper, J. L. (1977). *Population Biology of Plants*. Academic press, London.
- Harper, K. A. & Kershaw, G. P. (1996). Natural Revegetation on Borrow Pits and Vehicle Tracks in Shrub Tundra, 48 Years Following Construction of the CANOL No. 1 Pipeline, N.W.T., Canada. *Arctic and Alpine Research*, 28 (2): 163-171.
- Jørgensen, M. H., Malaval, S., Elameen, A., Klemsdal, S. & Fjellheim, S. (2014). How specific is site specific? Using molecular markers to define seed zones for ecological restoration in Norway. I: Tolvanen, A. & Hekkala, A.-M. (red.) *The 9th European Conference on Ecological Restoration – Abstracts*, s. 231.
- Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (2010). *Norsk rødliste for arter 2010*. Norge: Artsdatabanken.
- Lesja- og Dovre kommune. (2003). Høringsdokument - Visjons- og tilbakeføringsplan, kommunedelplan for Hjerkinn skytefelt. 45.
- Lid, J. & Lid, D. T. (2007). *Norsk flora*. 7. utg.: Det Norske Samlaget.
- Martínez-Ruiz, C., Fernández-Santos, B. & Gómez-Gutiérrez, J. M. (2001). Effects of substrate coarseness and exposure on plant succession in uranium-mining wastes. *Plant Ecology*, 155 (1): 79-89.

- Martinsen, O.-E. & Hagen, D. (2010). Tilbakeføring av Hjerkins skytefelt til sivile formål (Hjerkins PRO). I: Hagen, D. & Skrindo, A. B. (red.) NINA Temahefte 42, *Restaurering av natur i Norge - et innblikk i fagfelt, fagmiljøer og pågående aktivitet*, s. 109 (35-37). Trondheim.
- Meteorologisk institutt. (2014). *Vær- og klimadata*. Oslo. Tilgjengelig fra: [www.eklima.no](http://www.eklima.no) (lest 18.11.2014).
- Miljødirektoratet. (2010). *Om Dovrefjell-Sunndalsfjella nasjonalpark*. Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Verneomrader/Norges-nasjonalparker/Dovrefjell-Sunndalsfjella/Dovrefjell-Sunndalsfjella-nasjonalpark/> (lest 17.11.2014).
- Miljødirektoratet. (2012). *Dovrefjell-Sunndalsfjella nasjonalpark. Enig og tro til Dovre faller*. Trondheim: Brosjyre, Miljødirektoratet.
- Miljødirektoratet. (2013). *Naturbase*. Tilgjengelig fra: <http://www.xn--miljodirektoratet-oxb.no/no/Tjenester-og-verktoy/Database/Naturbase/> (lest 17.11.2014).
- Miljøstatus. (2014a). *Arealbruk*. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/Tema/Naturmangfold/Arealbruk/> (lest 09.12.2014).
- Miljøstatus. (2014b). *Konvensjonen om biologisk mangfold*. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/Konvensjonen-om-biologisk-mangfold/> (lest 09.12.2014).
- Miller, T. E. (1994). Direct and Indirect Species Interactions in an Early Old-Field Plant Community. *The American Naturalist*, 143 (6): 1007-1025.
- Moen, A. (1998). *Vegetasjon. Nasjonalatlas for Norge*. Statens kartverk, Hønefoss: Statens kartverk.
- Moles, A. T. & Westoby, M. (2004). What do seedlings die from and what are the implications for evolution of seed size? *Oikos*, 106 (1): 193-199.
- Mossberg, B. & Stenberg, L. (2012). *Gyldendals store nordiske Flora - revidert og utvidet utgave*: Gyldendal Norsk Forlag AS.
- Naturmangfoldloven. (2009). *Lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven) av 1. juli 2009 nr. 100*. Tilgjengelig fra: <http://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100> (lest 22.10.2014).
- NIJOS. (1999). *Vegetasjonskart Hjerkins skytefelt. Målestokk 1: 30000*. Ås: Norsk institutt for jord- og skogkartlegging.
- Norges geologiske undersøkelse. (2014). *Bergrunnskart*. Tilgjengelig fra: <http://www.ngu.no/no/hm/Kart-og-data/Berggrunn/> (lest 18.11.2014).
- Paulsen, G. (2014). *Forskrift om innførsel og utsetting av fremmede organismer* (26.11.2014).
- Pickett, S. T. A., Collins, S. L. & Armesto, J. J. (1987). Models, mechanisms and pathways of succession. *The Botanical Review*, 53 (3): 335-371.

- Prach, K. & Hobbs, R. J. (2008). Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restoration Ecology*, 16 (3): 363-366.
- Pugnaire, F. I. & Luque, M. T. (2001). Changes in Plant Interactions along a Gradient of Environmental Stress. *Oikos*, 93 (1): 42-49.
- Rebele, F. (1992). Colonization and Early Succession on Anthropogenic Soils. *Journal of Vegetation Science*, 3 (2): 201-208.
- Roughgarden, J. (1983). Competition and Theory in Community Ecology. *The American Naturalist*, 122 (5): 583-601.
- Rydgren, K., Halvorsen, R., Auestad, I., Hamre, L. N., Odland, A. & Skjerdal, G. (2011a). Revegetering av steintipper i fjellet. *NVE Rapport nr 26-2011*. Oslo. 22 s.
- Rydgren, K., Halvorsen, R., Odland, A. & Skjerdal, G. (2011b). Restoration of alpine spoil heaps: Successional rates predict vegetation recovery in 50 years. *Ecological Engineering*, 37 (2): 294-301.
- Rydgren, K., Halvorsen, R., Auestad, I. & Hamre, L. N. (2013). Ecological Design is More Important Than Compensatory Mitigation for Successful Restoration of Alpine Spoil Heaps. *Restoration Ecology*, 21 (1): 17-25.
- Sahai, H. & Ageel, M. I. (2000). *The Analysis of Variance: Fixed, Random, and Mixed Models*. Birkhäuser Boston: Springer Science & Business Media.
- Salt, G. W. (1984). *Ecology and Evolutionary Biology*: University of Chicago Press, Chicago.
- Schoener, T. W. (1983). Field Experiments on Interspecific Competition. *The American Naturalist*, 122 (2): 240-285.
- Silvertown, J. & Lovett-Doust, J. (1993). *Introduction to Plant Population Biology*: Blackwell Scientific Publications, Oxford. 210 s.
- St.meld. nr. 11 (1998-99). *Regionalt skyte- og øvingsfelt for Forsvarets avdelinger på Østlandet - Regionfelt Østlandet*. Oslo: Forsvarsdepartementet.
- Turnbull, L. A., Crawley, M. J. & Rees, M. (2000). Are plant populations seed-limited? A review of seed sowing experiments. *Oikos*, 88 (2): 225-238.
- Tyser, R. W. & Worley, C. A. (1992). Alien Flora in Grasslands Adjacent to Road and Trail Corridors in Glacier National Park, Montana (U.S.A.). *Conservation Biology*, 6 (2): 253-262.
- Walker, L. R. & Chapin, F. S., III. (1987). Interactions among Processes Controlling Successional Change. *Oikos*, 50 (1): 131-135.
- Walker, L. R. & R. Del Moral. (2003). *Primary succession and ecosystem rehabilitation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wiens, J. A. (1977). On Competition and Variable Environments: Populations may experience "ecological crunches" in variable climates, nullifying the assumptions of

competition theory and limiting the usefulness of short-term studies of population patterns. *American Scientist*, 65 (5): 590-597.

## 6. Vedlegg

### Vedlegg 1

Skjematisk fremstilling av jordbehandlingene i forsøksfeltet.

		Soil treatment							
veg	S	9	6	19	18	9	7	9	7
		6	4	18	2	5	14	14	18
		10	12	13	19	8	5	3	17
		7	20	11	2	19	17	3	6
		9	17	17	5	9	15	19	7
		7	12	12	12	14	8	20	15
		12	13	8	10	11	16	6	1
		1	2	17	15	9	4	15	19
		2	2	1	1	6	5	16	11
		13	5	12	11	13	1	17	1
		8	3	14	13	16	8	3	8
		16	14	20	3	18	16	5	18
		10	3	2	5	11	5	13	17
		10	2	4	15	10	10	6	16
		4	15	1	12	13	10	18	16
		17	6	19	12	20	7	20	11
		14	11	13	1	4	3	6	18
		9	9	2	15	4	20	4	10
		19	4	19	14	15	18	8	20
	N		7	20	7	3	8	14	16

#### Soil types






Mineral soil, coarse gravel	1a
Mineral soil, fine sand	1b
Organic soil, peat	1c
Organic soil, top-soil	1d

## Vedlegg 2

Skjematisk fremstilling av frøbehandlingene i forsøksfeltet.

### Seed treatment ECONADA

		Seed treatment								
veg	S	9	6	19	18	9	7	9	7	
		6	4	18	2	5	14	14	18	
		10	12	13	19	8	5	3	17	
		7	20	11	2	19	17	3	6	
		9	17	17	5	9	15	19	7	
		7	12	12	12	14	8	20	15	
		12	13	8	10	11	16	6	1	
		1	2	17	15	9	4	15	19	
		2	2	1	1	6	5	16	11	
		13	5	12	11	13	1	17	1	
		8	3	14	13	16	8	3	8	
		16	14	20	3	18	16	5	18	
		10	3	2	5	11	5	13	17	
		10	2	4	15	10	10	6	16	
		4	15	1	12	13	10	18	16	
		17	6	19	12	20	7	20	11	
		14	11	13	1	4	3	6	18	
		9	9	2	15	4	20	4	10	
		19	4	19	14	15	18	8	20	
	N		7	20	7	3	8	14	16	11

Seeded species	
Festuca ovina (Hjerkinntype)	
Poa alpina (Kvikne/Tynset-type?)	
Luzula multiflora ssp. frigida (Valdresflya-type?)	
A mixture of all species	
Not-seeded	







Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

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