



Forord

Jeg vil med dette takke hovedveilederen min Kari Klanderud, førsteamanuensis ved Institutt for naturforvaltning på NMBU, og veilederne Marianne Evju fra Norsk institutt for naturforskning i Oslo og Dagmar Hagen fra Norsk institutt for naturforskning i Trondheim. Jeg har fått en kjempeflott oppfølging gjennom hele arbeidet. Veilederne var veldig inspirerende og til enhver tid tilgjengelige og støttende under arbeidet. Det har vært avgjørende! Marianne Evju, Dagmar Hagen og Siri Lie Olsen var til stor hjelp under feltarbeidet og var alltid tilgjengelige for spørsmål underveis. Ved siden av det faglige gjorde de oppholdet til en svært hyggelig opplevelse med matlaging og gode samtaler på kveldene. Takk også til Villreinsenteret på Hjerkin som gjorde oppholdet til feltarbeidet mulig.

Takk til familie og venner som har gitt meg støtte under skrivingen og kom med gode varmende ord.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, 10.05.2016

Maraike Susanne Glomb

Sammendrag

Globalt øker omfanget av naturødeleggelse gjennom menneskelig aktivitet. I dag er økologisk restaurering et viktig virkemiddel for å redusere skaden av naturinngrep. Den internasjonale konvensjonen om biologisk mangfold har satt som mål å restaurere 15 % av ødelagt natur innen 2020. For å oppnå 15 %-målet kreves igangsettelse av restaureringstiltak over store områder.

Denne masteroppgaven inngår som en del av Norges hittil største restaureringsprosjekt, Hjerkin PRO i Hjerkin skytefelt på Dovrefjell. Oppgaven undersøkte effekten av assisterte revegeteringstiltak på et militært testområde for ammunisjon (HFK-sletta) på kort sikt. For revegetering ble oppformerte stiklinger av stedlige vierarter (*Salix* spp.) plantet ut i lav, middels og høy tetthet. Noen av feltene ble i tillegg tilsådd med lokale sauesvingelfrø (*Festuca ovina*). Ett år etter utplanting og tilsåing ble det gjennomført en ruteanalyse på utvikling av vier og annen vegetasjon i 150 ruter av 0,5 x 0,5 m størrelse. Jordfuktighet ble også registrert.

En variansanalyse testet effekten av utplantingstetthet og tilsåing på vierutvikling og naturlig revegetering. Viertetthet hadde ingen signifikant effekt på kort sikt. Tilsådde ruter hadde større viervekst i middels tetthet. Artsmangfold var høyere i tilsådde fuktigere ruter, men tilsåingseffekten var mindre i middels tetthet enn i høy eller lav tetthet. Tilsåing økte total vegetasjonsdekning og feltsjikt.

HFK-sletta er fortsatt i et tidlig suksesjonsstadium. Revegetering går svært sakte og det vil ta lang tid før vegetasjonen har oppnådd en lignende tilstand, som før ødeleggelsen fant sted. Likevel er utviklingen, både av vierplanter og annen vegetasjon, positiv. Vier og tilsådd sauesvingel hadde en fasiliterende effekt på naturlig revegetering på kort sikt.

Analysen viste mye uforklart variasjon som kan skyldes den korte tiden siden restaureringsstart og lokale miljøfaktorer. Å inkludere viktige lokale miljøfaktorer som snødekke, eksponering, mikrotopografi, avstand til omkringliggende vegetasjon/kanteffekter og jordforhold i undersøkelsen kan redusere uforklart variasjon og avklare behovet for tilpasning av restaureringsmetoden underveis.

Abstract

On a global scale, the amount of environmental degradation due to human activities accelerates. Today, ecological restoration is a key element to reduce the impact on nature. The international Convention on Biological Diversity aims to restore 15 % of degraded land by 2020. To achieve this, it is necessary to conduct large-scale restoration projects.

This master thesis is part of Norway's largest restoration project Hjerkins PRO, located in the Hjerkins firing range in the Dovre Mountain. The thesis analysed the short-term effects of assisted revegetation treatments in the military test field HFK-sletta. For revegetation, propagated *Salix* cuttings from local mother plants were planted in different densities at HFK-sletta, in low, middle and high density. In addition, some of the planting fields were seeded with local *Festuca ovina*. One year after planting and seeding, the development of the *Salix* plants and other vegetation recovery were investigated with a plot analysis in 150 plots of 0,5 x 0,5 m. In addition, soil moisture was registered.

An analysis of variance tested the effect of plant density and seeding on the development and recovery of the *Salix* plants and natural revegetation. *Salix* plant density had no significant short-term effect. Seeded plots had higher *Salix* growth in middle density. Biodiversity was higher in seeded moister plots, but the effect through seeding was lower in middle density than in high and low density. Seeding clearly increased the development of total vegetation cover and field layer.

The HFK-sletta is still at an early succession stage. The revegetation is very slow and it will take a long time until the area has reached the vegetation status, comparable to the vegetation before the degradation took place. Anyway, the development of *Salix* plants and the recovery of other vegetation is positive. On a short-time scale, the *Salix* plants and seeded *Festuca ovina* had a facilitating effect on natural revegetation.

The analysis showed much unexplained variation. This can be due to the short time-period since restoration started and other local environmental factors. To include important local environmental factors like snow cover, exposure, micro-topography, distance to adjacent vegetation/edge effect and soil conditions in the study, can reduce the unexplained variation and clarify the need for adaption of the restoration methods.

Innhold

Forord	I
Sammendrag	III
Abstract	V
Definisjoner og begrepsforklaringer	VIII
1 Innledning	1
1.1 Menneskelig påvirkning av økosystemer	1
1.2 Restaurering av fjelløkosystemer	1
1.3 Bakgrunn for oppgaven	2
1.4 Assistert alpin revegetering	2
2 Materiale og metode	6
2.1 Områdebeskrivelse	6
2.2 Pågående arbeid	8
2.3 Datainnsamling	10
2.4 Databehandling og statistisk analyse	11
3 Resultater	13
3.1 Vierutvikling	13
3.2 Revegetering	14
4 Diskusjon	18
4.1 Vierutvikling	18
4.2 Viertetthet	19
4.3 Tilsåing	20
4.4 Jordfuktighet	22
4.5 Andre forklaringsvariabler	23
4.6 Vegetasjonsutvikling	23
4.7 Fremtidsutsikter	25
5 Konklusjon	27
6 Referanser	28
Vedlegg	33

Definisjoner og begrepsforklaringer

Naturinngrep er «et fysisk inngrep eller aktivitet som påvirker naturmiljøet, inkludert landskap, økosystem, vegetasjon og terreng» (Hagen & Skrindo 2010a, s. 9).

Økologisk restaurering er en bevisst og målrettet aktivitet, basert på økologiske prinsipper, som handler om å fjerne en forstyrrelse eller årsak til ødeleggelse, samt aktive tiltak for gjenopprettelse av naturlige økologiske prosesser og naturverdier (Hobbs et al. 2011; Van Andel & Aronson 2012).

Restaureringsøkologi er vitenskapsdisiplinen som ligger til grunn for den praktiske gjennomføringen av økologisk restaurering (Palmer et al. 2006; Young et al. 2005).

Revegetering betegner vegetasjonsfasen av en økologisk restaurering (Aradottir & Hagen 2013) som er utvikling av et nytt plantedekke i en forstyrret lokalitet, hvor opprinnelig vegetasjon delvis eller fullstendig har blitt fjernet (Cargill & Chapin 1987).

Suksesjon er den langsiktige dynamikken av økosystemer og er endringen i artssammensetning og artsmengder etter naturlige eller menneskeskapte forstyrrelser (Hagen & Skrindo 2010a; Young et al. 2005). Primærsuksesjon er første suksesjonsfase og foregår etter at et nytt miljø oppstår, som også er tilfellet når et stort teknisk inngrep har endret naturmiljøet fullstendig. Sekundærsuksesjon foregår etter en endring eller påvirkning i eksisterende vegetasjon (Hagen & Skrindo 2010a).

1 Innledning

1.1 Menneskelig påvirkning av økosystemer

I siste århundre har menneskelig påvirkning av naturen drastisk akselerert og i stor grad redusert arealet av naturlig intakte økosystemer hele verden rundt. En av menneskehetens største utfordringer er å bevare biologisk mangfold som spiller en essensiell rolle for forekomst og funksjon av livsviktige økosystem tjenester (CBD 2000; MEA 2005). Økologiske systemer er dynamiske og under kontinuerlig endring (Forbes & Jefferies 1999; Suding & Gross 2006). Tap av biologisk mangfold har derfor til enhver tid funnet sted. I dag skjer tapet med større hyppighet og intensitet, og styres i økende grad av menneskelig aktivitet. Virkningene og skadene er mer omfattende og langvarige enn tidligere (MEA 2005; Miljøstatus.no 2015; Van Andel & Aronson 2012).

Gjennom den internasjonale konvensjonen om biologisk mangfold (CBD) har Norge forpliktet seg til å stoppe tapet av biologisk mangfold innen 2020 (Regjeringen.no 2015). Økologisk restaurering har blitt et viktig verktøy for å redusere negativ menneskeskapt påvirkning (Bullock et al. 2011; Hobbs et al. 2011; MEA 2005; SER 2004; Suding 2011). Den strategiske planen av konvensjonen om biologisk mangfold har som delmål å restaurere 15 % av ødelagte økosystemer innen 2020 (CBD 2010). Siden 2009 setter naturmangfoldloven rammen og den systematiske forankringen for restaurering i norsk planlegging, forvaltning og lovverk (Hagen & Skringo 2010b; Naturmangfoldloven 2009).

1.2 Restaurering av fjelløkosystemer

For å oppnå 15 %-målet kreves igangsettelse av restaureringstiltak over store områder (Hagen et al. 2015). I dag oppstår store menneskeskapt inngrep og ødeleggelser i Norges fjellområder som følge av kraftutbygging, gruvedrift, militæraktivitet eller veibygging (Aamlid & Sæland 2010). Kunnskap om alpin økologisk restaurering er lav sammenlignet med lavlandsrestaurering (Rydgren et al. 2011), og derfor foreligger det et stort behov for å øke kunnskapen om restaureringsmetoder og deres langtidseffekter i fjelløkosystemer (Hagen et al. 2014).

Alpin vegetasjon er spesiell i at den etablerer seg og kan eksistere under svært marginale og ofte uforutsigbare miljøforhold (Barni et al. 2007; Krautzer et al. 2012; Urbanska 1986). Lav gjennomsnittstemperatur, kort vekstperiode, sterk vindpåvirkning, lav nærings- og vannforekomst og karrige tørre jordforhold kjennetegner alpine miljøbetingelser (Krautzer et

al. 2012; Willard et al. 2007). De barske miljøforholdene gjør at alpine arter har sakte vegetativ vekst og produksjon og utvikling av frø og propaguler er lav og upålitelig (Chambers 1989; Forbis 2003; Urbanska 1986). I kombinasjon med mangel på trygge gunstige voksesteder fører det til at fjellvegetasjon har dårlig naturlig regenereringsevne, og suksjonsforløpet foregår svært langsomt (Ebersole 2002; Hagen & Skrindo 2010b; Hagen & Tømmervik 2005; Willard et al. 2007). Alpin vegetasjon er slik spesielt sårbar ovenfor menneskelig påvirkning (Barni et al. 2007; Rydgren et al. 2011; Willard & Marr 1971). Å utvikle effektive alpine restaureringsmetoder, basert på økologiske prinsipper, er svært viktig for suksessfull restaurering av fjelløkosystemer (Conlin & Ebersole 2001; Gretarsdottir et al. 2004).

1.3 Bakgrunn for oppgaven

Min oppgave fokuserer på økologisk restaurering av fjellvegetasjon og inngår som en del av Norges hittil mest omfattende restaureringsprosjekt Hjerkinns PRO på Dovrefjell. I 1999 ble restaurering av Hjerkinns skytefelt igangsatt etter at Stortinget vedtok etableringen av et nytt skytefelt på Østlandet (Forsvarsdepartementet 1998). Militæraktivitet på Hjerkinns skytefelt har foregått siden 1923 og det har ført til mange tekniske inngrep på fjelløkosystemet (Martinsen & Hagen 2010). Overordnet målsetning for prosjektet er å utvikle og tilbakeføre området mest mulig til opprinnelig naturtilstand, gjennom å tilrettelegge for naturlig gjenvekst. På lang sikt skal skytefeltet integreres til omkringliggende verneområder, ved å oppnå tilsvarende vegetasjon og samfunnsverdier (Forsvarsdepartementet 1998; Hagen & Evju 2014; Reitan et al. 2014).

1.4 Assistert alpin revegetering

HFK-sletta er et av de aller største inngrepene i skytefeltet (Hagen 2003a). Det tunge naturinngrepet og ekstreme miljøbetingelser har ført til beslutningen om å ta i bruk aktive revegeteringstiltak for å restaurere HFK-sletta (Hagen 2003b). Før restaureringsstart var vegetasjonen på HFK-sletta helt ødelagt eller borte, og den underliggende mineraljorden lå åpen (Hagen 2003a). Restaurering av HFK-sletta kan sammenliknes med primærsuksesjon (se Kirmer et al. 2008), som gjør området godt egnet for utprøving av revegeteringsmetoder i tungt forstyrrede alpine storskala lokaliteter.

Assistert revegetering gjennom tilførsel av plantemateriale er en dyr og innsatskrevende form for restaurering, slik at en grundig avveining i valg av egnede arter er viktig (Aamlid & Norderhaug 2015; Aradottir & Hagen 2013; Falk et al. 2006; Hagen 2003a; Urbanska 1995). Pionerarter er av spesiell interesse for revegeteringsstudier i forstyrrede habitater (Forbes &

Jefferies 1999), de etablerer seg fort etter forstyrrelser, spirer raskt og har gode frøgivende evner (Hagen & Skringo 2010a). Også andre fjellarter enn pionerarter er interessante for restaurering, dersom de for eksempel er lette å oppformere, vokser raskt eller produserer rikelig med frø (Hagen 2002; Van Andel & Aronson 2012).

Restaureringstiltak skal ta hensyn til artsmangfoldet som representerer det gjeldende området (Aamlid & Norderhaug 2015). Restaurering av økosystemfunksjoner og biologisk mangfold krever ofte bruk av stedegne arter (Johnson 1987; Lesica & Allendorf 1999). Hjerkin PRO-prosjektet har vedtatt prinsipper for terrengrestaurering, og et av disse er at det ikke skal brukes innført plantemateriale (Hagen & Evju 2014). På grunn av begrenset tilgang til egnete fjellarter og relaterte kostnader, har bruk av stedegne arter for assistert alpin restaurering vært beskjedent (Hagen et al. 2014; Hagen & Skringo 2010a; Krautzer et al. 2010; Lesica & Allendorf 1999; Marchand & Roach 1980). Både fjellartenes livshistoriestrategi og marginale miljøforhold gjør dem lite konkurransesterke (Barni et al. 2007; Chambers 1989; Forbis 2003; Urbanska 1986).

Fordel med bruk av stedegent frø- og plantemateriale er tilpasning til eksisterende lokale miljøforhold (Aradottir et al. 2007; Falk et al. 2006; Hoag 2007; Lesica & Allendorf 1999; Walker & Walker 1991). Stedegne arter forekommer innenfor gjeldende økologiske amplitude hvor de klarer å vokse og reprodusere seg (Krautzer et al. 2012), innebærer ingen risiko for genetisk forurensing og tjener som kilde for frøregn og diasporer (Aamlid & Norderhaug 2015; Aradottir 2007; Hagen 2003b; Urbanska 1995, 1997). Stedegne arter sameksisterer bedre med lokal vegetasjon enn fremmede arter og har en sammenlignbar utvikling av vegetasjonsdekket, som skaper en større helhet med omgivende vegetasjon i form og farge (Hagen & Skringo 2010a; Rydgren et al. 2011; Urbanska et al. 1987). Studier av alpin revegetering har vist at stedegen vegetasjon av busker og lyngarter er bedre egnet til restaurering på grunn av høyere overlevelse enn stedegne urter (Hagen & Skringo 2010b).

Prinsippet i Hjerkin PRO om å bare bruke lokale arter har vært utgangspunkt for oppformering av lokale vierplanter (*Salix* spp.) fra stiklingsmateriale og lokalt sauesvingelfrø (*Festuca ovina*) (Hagen & Evju 2014). Målet for revegetering er at artene skal fasilitere etablering av andre arter ved å bufre ikke optimale miljøbetingelser. Abiotiske stressfaktorer er betydelige i fjelløkosystemer, slik at det antas at interaksjonen mellom planter er mest positiv (Callaway et al. 2002; Cargill & Chapin 1987; Olofsson et al. 1999; Padilla & Pugnaire 2006).

Tilsåing av gress er en etablert restaureringsmetode i alpine miljøer for å utvikle et nytt vegetasjonsdekk i løpet av kort tid (Hagen 2003b; Krautzer et al. 2010; Krautzer et al. 2012;

Rydgren et al. 2011). Tilsåing kan gjennomføres i stor skala og er egnet som restaureringstiltak over store flater (Hagen 2003b; Hagen & Skrindo 2010a). Tradisjonelt har metoden vært basert på kommersielt tilgjengelige frøblandinger (Aradottir & Hagen 2013; Krautzer et al. 2010), men frø fra stedeigne arter er bedre tilpasset lokale miljøforhold (Aamlid & Sæland 2010; Chambers 1989; Krautzer et al. 2010).

Produksjon av lokalt plantemateriale, tilsvarende flere år gamle planter ute i felt, lar seg godt gjennomføre mellom to vekstsesonger. Til oppformering brukes vegetativt reproduserende morplanter og lokalt høstet vegetativt eller frømateriale (se Hagen 2002, 2003b, 2007; Hagen & Skrindo 2010a; Krautzer et al. 2012; Urbanska et al. 1987). Fordelen med oppformering er at det ikke påføres ny skade på naturen (Urbanska et al. 1987). Oppformering av nye planter fra stiklingsmateriale beror på det naturlige utviklingspotensialet av ytre grener (Hagen 2002). En stikling er en separert vegetativ del av morplanten som har utviklet et nytt rotsystem, og er i stand til å forsørge seg selv med tilgjengelig vann og jordmineraler (Hagen 2007).

Et flertall av studier med oppformering av lokal vier har vist at dette kan være en bra metode (se Densmore et al. 1987; Houle & Barbeux 1998). Vier er en slekt som godt lar seg oppformere fra lokalt stiklingsmateriale i løpet av kort tid (Densmore et al. 1987; Hagen 2002; Hoag 2007; Mosseler et al. 2013). Vier forekommer i mange ulike habitater og er vanlig i forstyrrete miljøer (Forbes 1997). I den nordlige hemisfæren er de fleste vierne assosiert til våtmarker, men også tilpasset godt drenerte tørre fjelløkosystemer hvor de danner busksjiktet i hei- og rabbesamfunn (Aradottir 2007; Gretarsdottir et al. 2004; Hagen 2002; Hoag 2007; Mossberg & Stenberg 2014). Vier er rasktvoksende, har gode reproduksjonsegenskaper for vegetative enheter, utvikler raskt et velutviklet rotsystem og har stor overlevelsesrate (Cargill & Chapin 1987; Falk et al. 2006; Houle & Barbeux 1998; Mosseler et al. 2013). Disse egenskapene gir vier stor revegeteringskapasitet som er til fordel for restaureringstiltak over store flater (Aradottir 2007; Forbes & Jefferies 1999; Hagen 2002; Hagen & Skrindo 2010a; Houle & Barbeux 1998; Mosseler et al. 2013). Vier invaderer forstyrrete lokaliteter i tidlige suksesjonsstadier og er en nøkkelart i økosystem utviklingen (Aradottir 2007; Cargill & Chapin 1987). Kommersiell produksjon av vier (*Salix* spp.) er mulig å få til og gjør at et stort antall planter kan bli tilgjengelig (Hagen & Skrindo 2010a).

På Hjerkins har revegeteringsarbeidet foregått siden 1990 (Hagen & Evju 2014). Både vier og sauesvingel har blitt brukt i restaureringsarbeid tidligere i skytefeltet (se for eksempel Hagen 2007), delvis som første utprøvinger i Norge. Tidligere studier har vist en god utvikling av artene på kort sikt. Allikevel er det fremdeles stor mangel på data fra langtidsstudier, som gjør

evaluering av effektiviteten av vier og sauesvingel for revegetering vanskelig (Hagen et al. 2014; Willard et al. 2007). Lite forskning har blitt gjort på utplantingstetthet av vierplanter og hvilken effekt det har på revegeteringsprosessen.

Denne masteroppgaven omhandler effekten av praktiske revegeteringstiltak på HFK-sletta i skytefeltet i 2015, ett år etter utplanting av lokale vierplanter i ulike tettheter og delvis tilsåing av lokalt sauesvingelfrø. Resultater av kortsiktige effekter er viktig for overvåking av revegeteringstiltakene. Oppgaven studerer vegetasjonsutviklingen gjennom analysering av vier og annen vegetasjon. Studien bygger på data innsamlet i felt i 2014 og 2015, og statistisk bearbeiding av disse dataene. Jeg hadde ansvar for innsamling av data i 2015. Gjennomført feltarbeid er en oppfølging av et allerede utviklet analysedesign og bidrar dermed ikke selv med en egen utviklet metode.

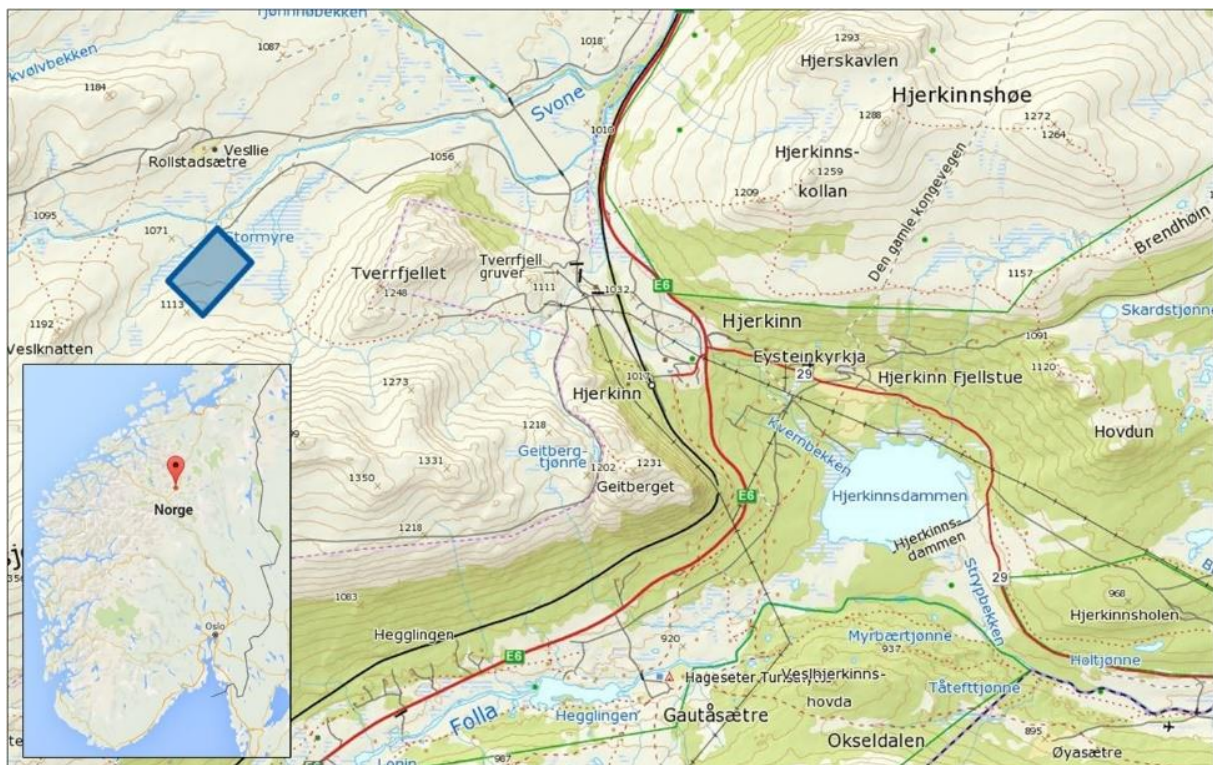
Jeg vil besvare følgende spørsmål:

- Hvilken effekt har restaureringstiltakene på vierplantene og revegetering?
 - Varierer utvikling av vierplanter med plantetetthet?
 - Har ulike tettheter av vier betydning for naturlig revegetering?
 - Hvordan påvirker tilførsel av sauesvingelfrø vierutvikling og naturlig revegetering?

2 Materiale og metode

2.1 Områdebeskrivelse

Hjerkinnskytefeltet omfatter et område på 165 km² og er lokalisert i den vestlige mest artsfattige delen av Dovrefjell i Midt-Norge (63°N, 10°E), omgitt av store verneområder (Figur 1). Skytefeltet ligger med 1000 – 1400 moh. over den lokale klimatiske tregrensen, hovedsakelig i lavalpin vegetasjonssone (Hagen 2003b; Moen et al. 1998).



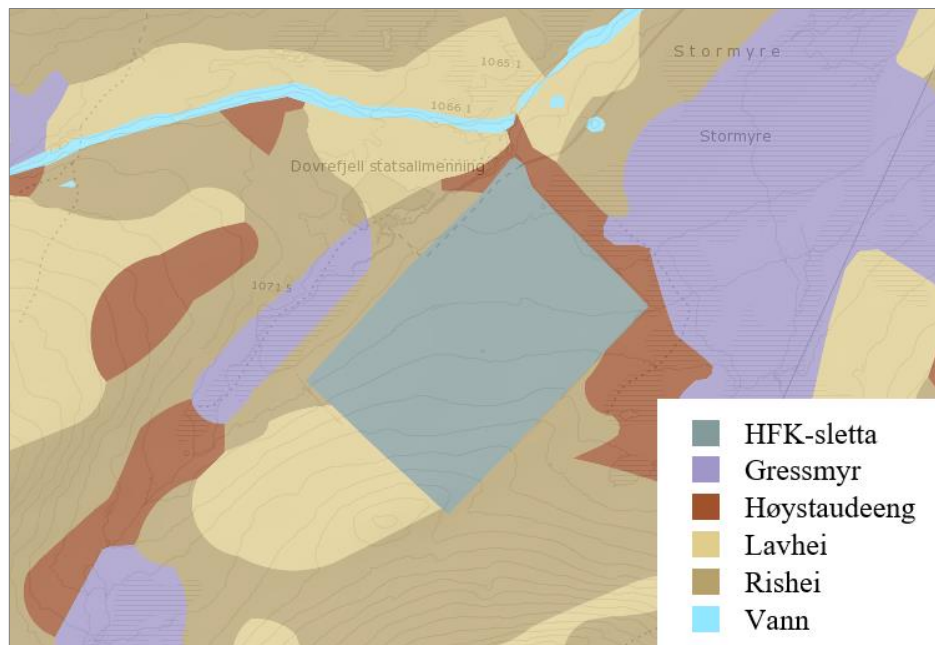
Figur 1: Kartet viser studieområde HFK-sletta (markert med blått) lokalisert i Hjerkinnskytefelt på Dovrefjell i Midt-Norge (Google Maps 2016; Kartverket 2016).

Området har et typisk kontinentalt klima med stor temperaturforskjell mellom sommer og vinter og lav nedbørsmengde (Reitan et al. 2014). For tidsrommet 1961 – 1990 var temperaturnormalen $-0,7$ °C (Fokstugu målestasjon 973 moh.). I 2015 var gjennomsnittlig sommertemperatur $6,98$ °C og årlig nedbørsmengde 410,2 mm, med 245,6 mm nedbør i sommerperioden (mai - september) (Meteorologisk institutt 2016). De geologiske forholdene i Hjerkinnskytefeltet er svært varierte og området er preget av kvartærgeologiske løsavsetninger. Berggrunnen består av flere bergarter fra senproterozoisk (prekambrium og kambrium) til ordovicisk tid (750 - 500 millioner år tilbake), fordelt i flere skyvedekker (Reitan et al. 2014).

Vegetasjonen i skytefeltet er typisk for fjelløkosystemer. Marginale miljøbetingelser med kort vekstperiode og ustabile værforhold muliggjør forekomst av spesielt tilpassete fjellplanter. Forvedede arter av lyng og (dverg)busker danner vegetasjonen sammen med starr, gress, moser og lav. De fleste artene er flerårige og langsomt voksende (Hagen 2003b).

Ødeleggelsen er spesielt alvorlig på HFK-sletta som var testområde for ammunisjon i Hjerkinnskytefelt, og omfatter et inngjerdet areal på 400 m x 600 m (Hagen & Evju 2014). På HFK-sletta dominerer grove kalsiumfattige sedimenter som stammer fra istiden (Hagen 2007; NGU 2016). Overflaten var planert og dekket med grus og sand materiale. Grusen er hovedsakelig gruvegrus (subbus) som stammer fra tidligere Hjerkinnsgruver. Jordmassen er tett, hard og har mangel på organisk materiale (Hagen & Evju 2014; Kilden 2016b).

Vegetasjonskart i Figur 2 tyder på at de vanligste vegetasjonstyper på HFK-sletta var alpine lavheier, risheier, høystaudeenger og myrområder før sletta ble laget. Alpine heisamfunn av lav og dvergbusker, vierkratt og spredt forekommende myrområder fremstår som mest karakteriserende for resten av skytefeltet (Hagen 2007; Kilden 2016a; Reitan et al. 2014). Dominerende vierarter er sølvvier (*Salix glauca*), lappvier (*Salix lapponum*) og grønnvier (*Salix phylicifolia*) (Hagen 2007).



Figur 2: Vegetasjonstyper i nær omgivelse av HFK-sletta. (Kilden 2016a).

2.2 Pågående arbeid

Restaureringsprosjektet på HFK-sletta startet med omrøring og behandling av toppmasser i 2012 og 2013. En del av HFK-sletta ble tilført lokal jordmasse og det ble lagt opp voller på tvers av landskapets helningsretning, som har gjort overflaten mer heterogen, redusert synligheten i landskapet og bedret forholdene for vegetasjonsetablering (Figur 3).



Figur 3: Bildene viser en tydelig forbedring av HFK-sletta etter omrøring og terrengforming (foto over før og foto under etter). Arbeidet har redusert synligheten av HFK-sletta i landskapet. (Foto: Forsvarsbygg).

I oktober 2013 ble lokalt stiklingsmateriale fra morplanter av sølvvier, lappvier og grønnvier samlet inn og videre oppformert i veksthus. I juni 2014 ble 25 000 vierplanter plantet ut på HFK-sletta (Figur 4; Vedlegg 1). Det ble tilført 1 l jord rundt hver vierplante som bedrer overlevelse og vekstbetingelser for vierne de første årene. Vierartene dominerer busksjiktet i området og er derfor ønsket på HFK-sletta. Vierplantene ble fordelt på 12 felt og skal fungere som startpunkt for vegetasjonsetablering og gjenvekst på HFK-sletta. I 10 av 12 utplantingsfelt er det etablert tre prøveflater på 5 x 5 m størrelse: Én prøveflate med lav tetthet på 1 vierplante per m², én med middels tetthet på 2,5 vierplanter per m² og én med høy tetthet på 4 vierplanter per m². Alle andre vierplanter utenfor prøveflatene ble plantet ut i middels tetthet. I hver prøveflate er det etablert fem 0,5 x 0,5 m store permanente prøveruter med en vierplante i midten av hver rute (Figur 5) (Hagen & Evju 2014).



Figur 4: Utplanting av vierplanter på HFK-sletta i 2014 (Foto: Dagmar Hagen).

I august 2014 ble rundt 60 da (25 %) av HFK-sletta manuelt tilsådd med lokalt sauesvingelfrø (Vedlegg 1). Tilsåing overlapper delvis med vierutplantingsfeltene. Sauesvingel er en lokal art i utredningsområdet, naturlig vokser den i tette tuer på tørre og skrinne steder (Aamlid & Norderhaug 2015). Gresset er tørketålede og en typisk pionerart etter et slikt inngrep.

Sauesvingel etablerer seg raskt i ikke altfor tørt og grovt substrat (Hagen 2003b, 2004) og klarer seg bra i fjellmiljøer (Aamlid & Norderhaug 2015).

2.3 Datainnsamling

Feltarbeid til denne oppgaven ble gjennomført i september 2015. Til sammen ble 150 permanente prøveruter analysert. Rutene er orientert mot nord og i alle fire hjørner merket med metallrør. For hver vierplante ble parametere registrert som viser utvikling av planten: Antall hovedgreiner, antall sidegreiner, plantediameter, høyde og diameter ved basis. Vierplantene var noen ganger vanskelig å artsbestemme grunnet det tidlige suksesjonsstadiet, spesielt skillet mellom sølvvier og lappvier. Høyde og plantediameter ble målt med målestokk. Antall hovedgreiner og sidegreiner ble telt. Bare levende greiner ble tatt med. Diameter ved basis ble målt med skyvelær.

En vegetasjonsanalyse ble gjennomført for hver permanente prøverute (Figur 5) der følgende parametere ble registrert: Vegetasjonsdekning (%) for hele ruten og for hvert enkelt vegetasjonssjikt (bunnsjikt, feltsjikt og busksjikt), og dekning (%) av strø/humus og stein/grus.



Figur 5: Permanent prøverute med en vierplante i midten (Foto: Marianne Evju).

Den totale dekingen kan være over 100 % per rute når vegetasjonen i ulike sjikt overlapper. Registreringsrammen var inndelt i 16 småruter og det ble registrert forekomst av karplanter og moser i hver smårute (smårutefrekvens). Artsregistrering av karplanter ble gjennomført med nomenklaturen fra Mossberg & Stenberg (2014). Hvor artsbestemmelse ikke var mulig ble slekten bestemt. Ikke-identifiserbare frøplanter ble gruppert som enfrøbladet og tofrøbladet. Når det kun forelå små gresspirer ble det antatt at det var sauesvingel. Moser forekom som små sterile skudd og var dermed ikke mulig å artsbestemme i felt. Registrering av moser ble gjort som gruppe. I småruten ble det skilt om en høyere plante var rotfestet eller ikke, men i analysen ble disse slått sammen.

Med en jordfuktighetsmåler ble jordfuktighet registrert gjennom tre målinger tett inntil vierplanten. Hver rute ble fotografert.

2.4 Databehandling og statistisk analyse

Databehandling ble gjennomført i Excel 2013 (versjon 15.0.4787.1002) og programvaren R (versjon 3.1.1) ble brukt til alle statistiske analyser.

En variansanalyse (etter Crawley 2007) testet effekten av revegeteringstiltakene på utvikling av vier og naturlig revegetering. Størrelse, vekst og overlevelse av vier ble brukt som responsvariabler for å beskrive vierutvikling.

Vierstørrelse er definert som:

$$\text{Størrelse} = \text{antall hovedgreiner} \times \text{plantediameter (cm)} \times \text{høyde (cm)}$$

Viervekst er definert som:

$$\text{Vekst} = \text{størrelse i 2015} - \text{størrelse i 2014}$$

Artsmangfold, vegetasjonsdeking og smårutefrekvens er responsvariabler for å beskrive naturlig gjenvekst. Vier og sauesvingel ble ikke inkludert i beregning av artsmangfold og smårutefrekvens, men inngår i beregning av vegetasjonsdeking. I forkant av alle analyser ble responsvariablene testet på normalfordeling. Hvor en diagnostisk plott av modellen viste at residualene ikke var normalfordelte, ble responsvariablene transformert gjennom log-transformasjon.

Jeg undersøkte effekten av viertetthet, tilsåing med sauesvingel og jordfuktighet på responsvariabler ved å lage en modell med viertetthet, tilsåing, jordfuktighet og interaksjon mellom viertetthet og tilsåing som forklaringsvariabler. Viertetthet er en forklaringsvariabel

(faktor) med 3 nivåer (lav, middel, høy) og tilsåing er en forklaringsvariabel (faktor) med 2 nivåer (sådd, ikke sådd). Gjennomsnittlig jordfuktighet i prøveruten er en kovariabel.

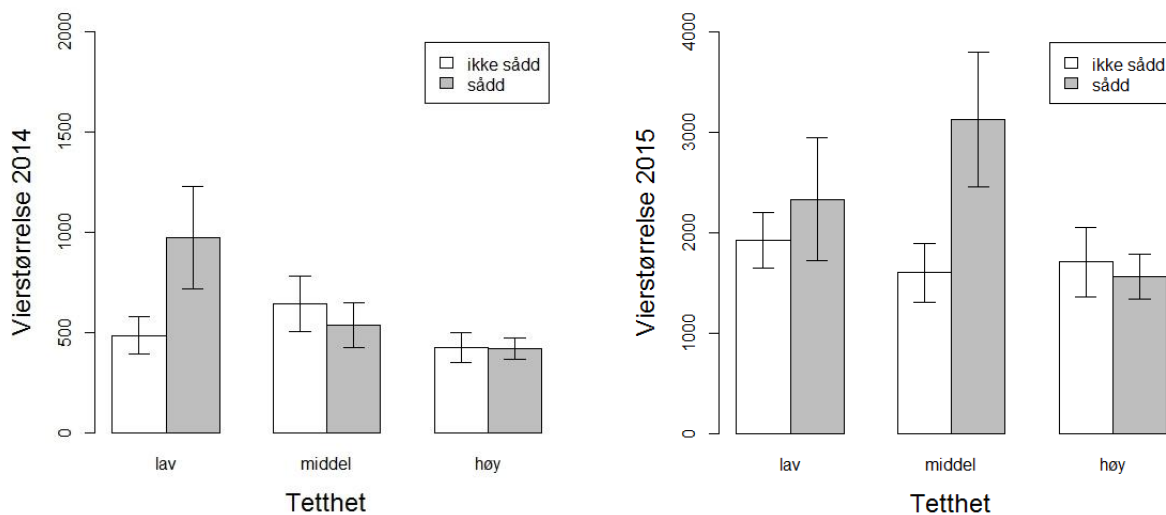
Jeg brukte modellforenkling med F-test for å teste om interaksjonen, og hver av variablene hadde en signifikant sammenheng med responsvariabler. Resultatene av den enkleste modellen blir presentert. For 2014 hadde jeg ikke data på jordfuktighet. For bunnsjiktet var residualene ikke normalfordelte og dataene oppfylte ikke betingelsen for en variansanalyse, slik at ikke-parametriske tester ble kjørt. En Wilcoxon-test testet om bunnsjikt var forskjellig mellom tilsådde og ikke-tilsådde ruter, en Kruskal-Wallis-test om bunnsjikt varierte mellom tettheter og en ikke-parametrisk korrelasjonstest (Spearman`s rank) om dekning av bunnsjikt samvarierte med jordfuktighet.

3 Resultater

3.1 Vierutvikling

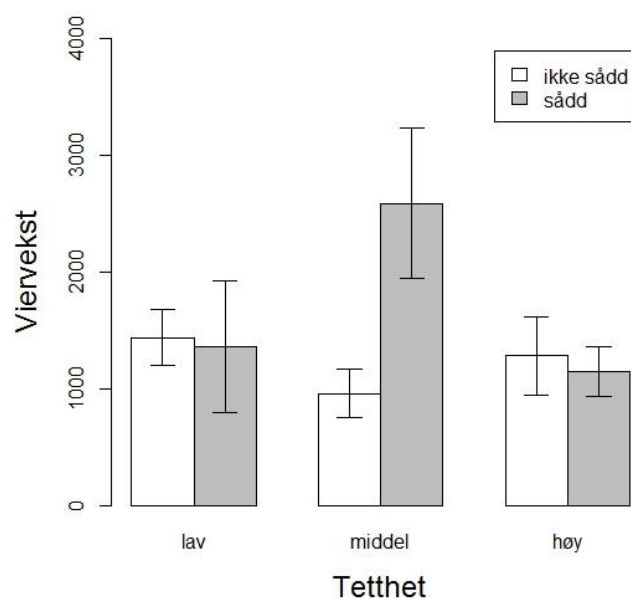
Til sammen var 4 prøveruter av de 150 ikke del av analysen. Derav var 2 vierplanter døde, en vierplante revet ut og en rute ble ikke funnet, som utgjør et viertap på 6 % i 2015. Fra 2014 til 2015 ble 91,8 % av vierplantene større.

Ingen signifikant sammenheng forelå mellom tetthet ($p = 0,151$) eller tilsåing ($p = 0,223$) og vierstørrelse i 2014, og mellom tetthet eller jordfuktighet og vierstørrelse i 2015 (Figur 6). Vierplantene var noe større i tilsådde ruter enn i ikke-tilsådde ruter i 2015 ($p = 0,069$). Tilsåing forklarte bare 2,3 % av variasjonen i vierstørrelse i 2015, som er mye uforklart variasjon.



Figur 6: Størrelse (gjennomsnitt og standardavvik) av vierplanter i 2014 (venstre) og 2015 (høyre), fordelt på tetthet og tilsåing. Skalaen på y-aksen varierer mellom figurene.

Viervekst mellom 2014 og 2015 ble best forklart av kombinasjonen tetthet, tilsåing og interaksjonen mellom disse ($p = 0,032$). Spesielt høy vekst var i tilsådde ruter i middels tetthet (Figur 7). Modellen forklarte 9,0 % av variasjonen i viervekst, som er mye uforklart variasjon.

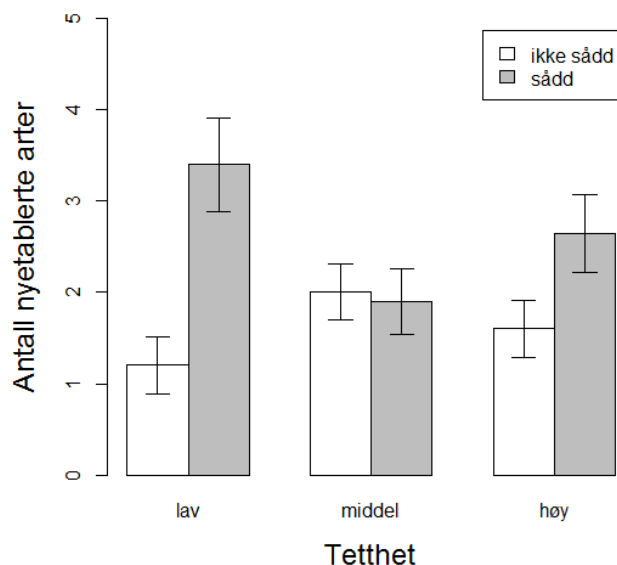


Figur 7: Viervekst fra 2014 til 2015 (gjennomsnitt og standardavvik), fordelt på tetthet og tilsåing.

3.2 Revegetering

I 2015 ble det registrert 25 nye taksa i prøverutene, bare karplanter og ikke moser regnet med (Vedlegg 2). Gjennomsnittlig antall nyetablerte taksa inkludert moser var 2,0 per rute, som er svært lavt (Vedlegg 3). Av de nyetablerte artene gjorde graminider det bra i tilplantede ruter og preget vegetasjonssammensetningen. De fleste registrerte artene var generalister, og arter med høyest forekomst var for eksempel fjellkvein (*Agrostis mertensii*), vanlig arve (*Cerastium fontanum* ssp. *Vulgare*), sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*), fjellrapp (*Poa alpina*), engsyre (*Rumex acetosa*) og *Sagina* sp. Registrerte arter som er vanlig i fjellet og sjeldne i lavlandet var for eksempel fjellstarr (*Carex norvegica*) og fjelljamne (*Diphasiastrum alpinum*).

Artsmangfold ble best forklart av kombinasjonen tetthet, tilsåing, interaksjonen mellom disse og jordfuktighet ($p < 0,001$). Artsmangfold var høyere i tilsådde ruter enn i ikke-tilsådde ruter (Vedlegg 3), men effekten av tilsåing var mindre i middels tetthet enn i høy eller lav tetthet (Figur 8). Med økende jordfuktighet økte artsamangfold. Til sammen forklarte variablene tetthet, tilsåing, interaksjonen mellom disse og jordfuktighet 18,0 % av variasjonen i artsamangfold.



Figur 8: Antall nyetablerte arter (taksa av karplanter og moser), uten vier og sauesvingel (gjennomsnitt og standardavvik), fordelt på tetthet og tilsåing.

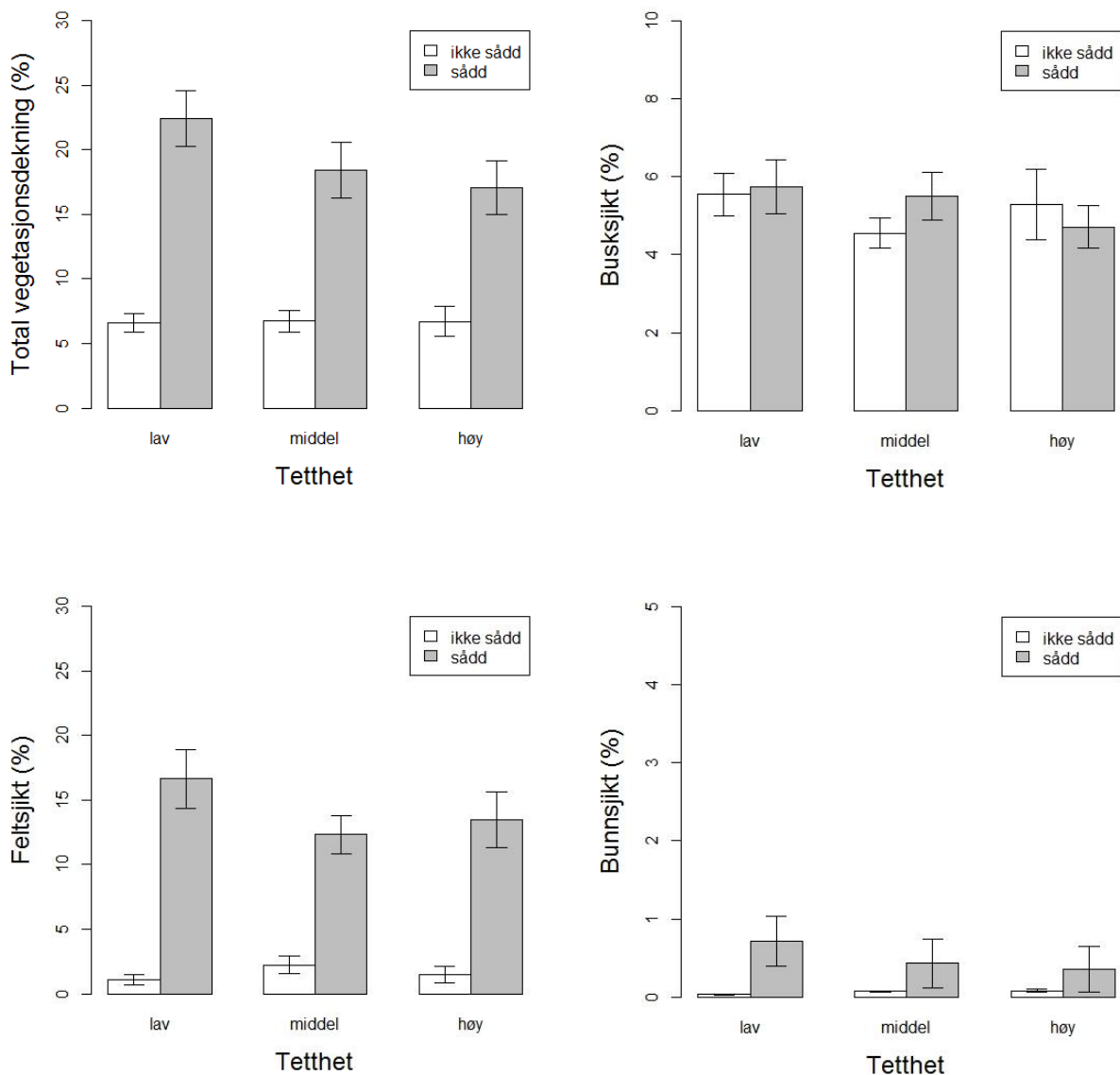
Total vegetasjonsdekning var svært lav og rutene ble dominert av stein og grus (Tabell 1). Feltsjikt hadde noe høyere dekning enn andre sjikt. Bunnsjiktdekning var lite utviklet. Tilsådd sauesvingel utgjorde en betydelig andel av vegetasjonsdekket. I ikke-tilsådde ruter var vegetasjonsdekket svært lavt sammenlignet med tilsådde ruter.

Tabell 1: Gjennomsnittlig vegetasjonsdekning for tetthetsklasser av vier, tilsådde/ikke tilsådde ruter og alle ruter i forhold til ulike vegetasjonssjikt og stein/grus.

	Vegetasjonsdekning (%)					
	Alle ruter	Lav tetthet	Middels tetthet	Høy tetthet	Sådd	Ikke sådd
Alle vegetasjonssjikt	11,5	12,9	11,3	10,5	19,4	6,7
Busksjikt	5,2	5,6	4,9	5,1	5,3	5,1
Feltsjikt	6,4	7,3	6,1	5,8	14,2	1,6
Bunnsjikt	0,2	0,3	0,2	0,2	0,5	0,1
Stein & grus	88,4	87,1	88,7	89,6	80,5	93,4

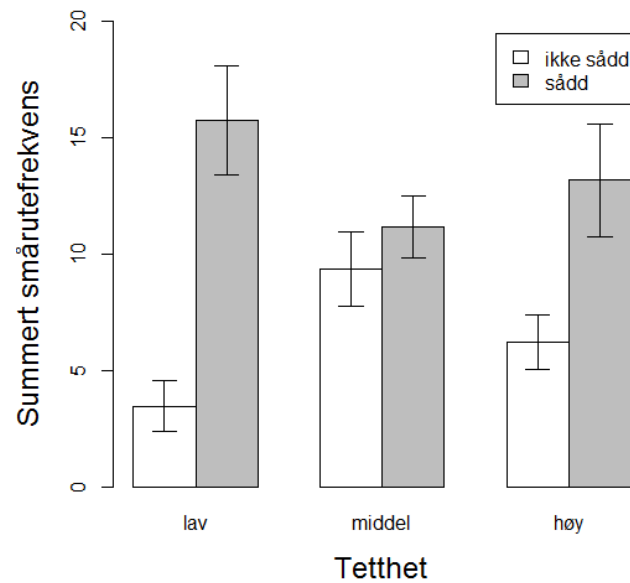
Mellom tetthet (Figur 9) eller jordfuktighet og total vegetasjonsdekning forelå det ingen signifikant sammenheng i 2015. Total vegetasjonsdekning var signifikant høyere i tilsådde ruter enn i ikke-tilsådde ruter ($p < 0,001$). Tilsåing forklarte 47,0 % av variasjonen i total vegetasjonsdekning. Sammenheng mellom tetthet ($p = 0,593$) eller tilsåing ($p = 0,363$) og

dekning av busker var ikke signifikant i 2015 (Figur 9). Heller ikke jordfuktighet hadde betydning for busksjiktdekning ($p = 0,518$). Feltsjiktdekning hadde ingen signifikant sammenheng med tetthet eller jordfuktighet. I tilsådde ruter var dekning av feltsjikt signifikant høyere enn i ikke-tilsådde ruter ($p < 0,001$). Tilsåing forklarte 63,0 % av variasjonen i feltsjikt. Ingen variasjon forelå i bunnsjiktdekning mellom tetthet av vierplanter ($p = 0,304$) og jordfuktighet ($p = 0,103$), derimot mellom tilsådde og ikke-tilsådde ruter ($p = 0,002$) (Figur 9).



Figur 9: Vegetasjonsdekning (gjennomsnitt og standardavvik), fordelt på tetthet og tilsåing. Total vegetasjonsdekning (øverst til venstre), dekning av busksjikt (øverst til høyre), dekning av feltsjikt (nederst til venstre) og dekning av bunnsjikt (nederst til høyre). Skalaen på y-aksen varierer mellom figurene.

Tilsåing hadde positiv effekt på mengde nyetablerte arter ($R^2 = 0,137$; $p < 0,001$; Figur 10).
Summert smårutefrekvens viste en tendens til å variere mellom tetthetene ($p = 0,052$; Vedlegg 3). Jordfuktighet hadde ingen betydning for mengde nyetablerte arter.



Figur 10: Summert smårutefrekvens av nyetablerte arter (taksa av karplanter og moser), uten vier og sauesvingel (gjennomsnitt og standardavvik), fordelt på tetthet og tilsåing.

4 Diskusjon

4.1 Vierutvikling

Ett år etter utplanting i felt viste nesten alle vierplantene god overlevelse og positiv vekst. Til sammenlignbare resultater kom tidligere undersøkelser (se Densmore et al. 1987; Hagen 2003b, 2007; Mosseler et al. 2013). For eksempel hadde Hagen (2007) en tilsvarende høy overlevelse og god tilstand av vierplanter på kort og lang sikt (3 - 10 års periode), både i små- og storskala utplantingseksperimenter.

Vierdødelighet på HFK-sletta skyldes ytre årsaker i form av menneskeskapte forstyrrelser eller beiteskader fra moskus. Mosseler et al. (2013) er et eksempel på en studie hvor vierdødelighet var størst den første måneden etter utplanting. Høy dødelighet kort tid etter etablering er vanlig for alpine frøplanter (Forbis 2003). Vierne i min studie er ikke planter etablert fra frø, men oppformert fra stiklinger. Vierplantene tilsvarer flere år gamle planter ute i felt, som gjør de mer robuste. Likevel er forholdene plantene er utsatt for sammenlignbare. Mosseler et al. (2013) viste videre en relativ konstant overlevelse etter første eller andre år etter etablering i felt, som gir et godt grunnlag for langvarig overlevelse. Dette resultatet kan indikere at vieroverlevelse på HFK-sletta vil være tilsvarende eller bedre som i år, fremover.

Funnene mine viste at vierutvikling var langsom det første året. Andre studier hadde en tilsvarende sakte viervekst de første årene etter utplanting, men en økning i overjordisk vekst etter rundt 6 - 7 år (se Hagen 2003b; Mosseler et al. 2013; Rytter 2001). Langsom overjordisk utvikling forklares med at veksten hovedsakelig foregår i rotmassen de første årene.

Både mine og andres funn bekrefter at vier egner seg bra til utplanting i inngrep over store flater, og dermed oppfyller de økologiske krav som stilles for storskala restaurering (se Hagen 2003b, 2007). I tillegg førte vierplantene på HFK-sletta til en umiddelbar estetisk forbedring, noe storskala tilplanting av vier har vist tidligere (Aradottir 2007; Hagen 2003b, 2007). På HFK-sletta skilte utplantingsfeltene seg visuelt tydelig fra resten av sletta, som fortsatt var uten vegetasjon (Figur 11).



Figur 11: Bildet viser et utplantingsfelt av vier på HFK-sletta. Utplantingsfeltet skilte seg tydelig ut fra resten av sletta som fremdeles var uten vegetasjon (Foto: Maraike Glomb).

4.2 Vierterthet

Utplantingstetthet av vier som forklaringsvariabel hadde ingen effekt på vierutvikling og naturlig revegetering på HFK-sletta. Vierplantene ble oppformert under samme vilkår i veksthus, slik at det ikke forelå systematiske forskjeller rett etter utplanting i felt. For vierstørrelse i 2014 er det et bra resultat og datasettet 2014 fungerer dermed som kontrolldatasett. Kombinasjonen vierthet, tilsåing og jordfuktighet hadde en effekt på responsvariablene viervekst fra 2014 til 2015 og artsmangfold, men forklarte lite av variasjonen. Sammenlignbare resultater viste Hagen (2007). I denne studien hadde plantetetthet ingen effekt på overlevelse, forgrening eller biomasse av vier på noen av småskala lokalitetene. I slutten av undersøkelsesperioden forelå det ingen over- eller underjordisk kontakt mellom naboindivider i eksperimentrutene. Både på HFK-sletta og i Hagen (2007) kan det oppstå en effekt av plantetetthet når vierne blir større og rotmassen øker (se Callaway et al. 2002).

Mangel på studier, spesielt langtidsstudier, gjør det vanskelig å vurdere om vierthet vil få en større effekt på vierutvikling og revegetering på lengre sikt. På kort sikt kan mitt resultat være

viktig for valg av revegeteringsmetode i sammenlignbare miljøer. Oppformering i veksthus og utplanting er en ressurskrevende teknikk for å få egnet stedlig plantemateriale til restaurering (Hagen 2002, 2007; Hagen & Skrindo 2010b). Lav utplantingstetthet av vier viste tilsvarende effekt på vierutvikling og naturlig revegetering som høy tetthet, og er dermed en mer kostnadseffektiv metode for revegetering. Spesielt for revegeteringstiltak over store flater er det av betydning. Med samme antall vierplanter kan det tilplantes en mye større flate og oppnås samme effekt med lav som med høy tilplantingstetthet. Restaurering med minst mulig innsats av ressurser er spesielt viktig hvor degraderingen strekker seg over et stort område (Aradottir et al. 2008).

4.3 Tilsåing

Utvikling av vier viste ingen signifikant forskjell mellom tilsådde og ikke-tilsådde ruter, som utelukker systematiske forskjeller rett etter revegeteringsstart. Bare viervekst fra 2014 til 2015 var høyere i tilsådde ruter i middels tetthet enn i ruter med lav eller høy tetthet.

Tilsåingseffekten var tydelig for naturlig revegetering. Tilsådde ruter hadde høyere artsmangfold, mengde nyetablerte arter og bedre vegetasjonsutvikling i total-, felt- og bunnsjikt. Spesielt for total vegetasjonsdekning og feltsjikt utgjorde sauesvingel en stor andel av vegetasjonsdekket, og er grunnen til høyere dekningsgrad sammenlignet med ikke-tilsådde ruter. Sauesvingel utviklet seg raskt og forekom ofte i alle 16 småruter, delvis som et tett teppe (Figur 12). Graminider er viktige pionerarter i områder som HFK-sletta. I den åpne flaten på HFK-sletta kan sauesvingel spre seg raskt gjennom vegetativ vekst og utnytte den lave konkurransesituasjonen (se Urbanska et al. 1987).

Økning i artsmangfold i tilsådde ruter tyder på at sauesvingel hadde en fasiliterende effekt på naturlig revegetering på kort sikt. Andre studier samsvarer med mine funn og viste at bruk av steds spesifikke frøblandinger bidro til rask vegetasjonsutvikling og fremmet utvikling av naturlig vegetasjon i forstyrrete alpine lokaliteter (se Harper & Kershaw 1996; Krautzer et al. 2010; Rydgren et al. 2011; Urbanska et al. 1987). I Urbanska et al. (1987) økte tilsåing med gress artsmangfold, fungerte som kilde for fremtidig spredning av planter og mikroorganismer og motvirket erosjonsskader på kort sikt. Jeg har ingen data på i hvilken grad erosjon påvirker

HFK-sletta. Jorden er fast og det er flatt som taler mot mye erosjon, men i perioder er HFK-sletta utsatt for mye vind og vann som kan gi lokal erosjon.



Figur 12: I prøveruten hadde tilsådd sauesvingel lagt seg som et tett teppe rundt vierplanten (Foto: Marianne Evju).

Langsiktig virkning av tilsådd sauesvingel på naturlig vegetasjonsutvikling på HFK-sletta er mer omstridt. Tidligere studier har påvist både fremmende og hemmende effekter av tilsådd gress. Rydgren et al. (2011) er et eksempel på en studie hvor tilsåing av gress førte til suksessfull plantekolonisering på lang sikt. Andre studier fant ingen effekt av tilsåing på gjenvekst av naturlig vegetasjon på lang sikt. I Rydgren et al. (2013) var substratstrukturen hovedfaktoren som forklarte forskjeller i artssammensetning mellom behandlede og ikke behandlede partier. Virkning av tilsåing antas å avhenge av konteksten (Hagen et al. 2014) i at påvirkning av en art på andre arter er arts- og/eller habitatspesifikk (Olofsson et al. 1999). Konkurransen er en viktig faktor i plantesamfunn som kan regulere artssammensetningen. Spesielt kommersielle introduserte gressarter er kjent for å fortrenge lokale arter (Hagen et al. 2014). Gress kan utvikle en svært tett matte, et velutviklet rotsystem og mye strø i løpet av kort tid. Et persistent plantedekke kan dominere vegetasjonsdekket og hemme naturlig vegetasjonsutvikling (se Barni et al. 2007; Bayfield 1996; Densmore 1992; Gretarsdottir et al. 2004; Hagen 2004; Hagen & Evju 2013; Hagen et al. 2014; Younkin & Martens 1987). En studie over 11 år i en forstyrret tundralokalitet viste at gress kan ha en negativ effekt på forvedete arter. Tilsåing av kommersiell

rødsvingel (*Festuca rubra*) førte til forsinket utvikling av vier (Densmore 1992). Høyt og tett gress reduserte veksten og førte til økt dødelighet av utplantede vierplanter (Densmore et al. 1987), gjennom å redusere lystilgang og tilrettelegge for økt smågnagerbeite. I et veksthuseksperiment fra Hagen et al. (2014) hemmet rødsvingel utvikling av dvergbjørk (*Betula nana*), mens lokal sauesvingel ikke viste en slik hemmende effekt. Sauesvingel produserte mindre biomasse enn rødsvingel og var mindre konkurransesterk når den vokste sammen med stedlig dvergbjørk (Hagen et al. 2014).

Funnene fra Hagen et al. (2014) tyder på at tilsåing med sauesvingel på HFK-sletta ikke vil føre til negative effekter på utvikling av vier, i det minste vil effektene være mindre enn ved bruk av kommersielle gressfrø. I enkelte ruter forelå sauesvingel som en tett matte rundt vierplanten (Figur 12). En årsak som kan ha bidratt til dette er den tilførte jorden ved utplanting av vier. Vierplantene viste ingen tegn på å ha utviklet seg dårligere her enn der gressdekket var mindre tett, men det er mulig at det vil oppstå en effekt på lang sikt og det bør derfor følges opp.

4.4 Jordfuktighet

På kort sikt økte artsmangfold med jordfuktighet, men på vierutvikling, vegetasjonsdekning og mengde nyetablerte arter hadde jordfuktighet ingen utslag. Mine funn samsvarer her ikke med andres funn. Arter har ulike fuktighetskrav og jordfuktighet gjelder som viktig nøkkelfaktor som påvirker potensialet for både naturlig og assistert revegetering (se Ebersole 2002; Forbes 1997; Forbes et al. 2001; Forbis 2003; Hagen 2007; Rydgren et al. 2011). I de nevnte studiene hadde *Salix* spp. ungplanter og ulike frøplanter bedre utvikling i fuktige partier, og regenerering av alpine plantesamfunn var raskere enn i tørre partier.

Jordmassen på HFK-sletta var ganske tørr, noe også den klare dominansen av graminider i feltsjiktet viste. Graminider har god evne til å ta opp vann og næring (Hagen & Skrindo 2010a), og klarer seg derfor bra i tørre habitater. Tørke er en hovedårsak til frøplantedødelighet tidlig i primærsuksesjonen i lokaliteter med svært skrint og grovt substrat. Grov jordstruktur kan bidra til saktere vegetasjonsutvikling, fordi det øverste sjiktet raskt tørker ut gjennom lavt innhold av organisk materiale (Ebersole 2002; Forbis 2003; Gretarsdottir et al. 2004; Johnson 1987). Selv om vierne i min studie ikke er frøplanter, men oppformerte stiklinger, er jordforholdene på HFK-sletta tilsvarende dårlige og dermed sammenlignbare. Vier trives best med god jordfuktighet og vieroverlevelse på HFK-sletta vil trolig avhenge av jordfuktighet fremover (se Mosseler et al. 2013).

Jordfuktighet varierte mellom rutene som en klar sammenheng til slettas helningsretning. Jordfuktighet var høyere i lavereliggende sammenlignet med høyereliggende ruter. På mikroskala nivå besto det forskjeller mellom voller og forsengkninger innimellom, hvor det delvis hadde samlet seg mye vann og grunnen var vannmettet. For høy vannforsyning skadet vierne og plantene var tydelig svekket (pers. obs.).

4.5 Andre forklaringsvariabler

Analyseresultatene viste mye uforklart variasjon, som kan skyldes den tidlige fasen i restaureringen. Ved siden av tidsaspektet antas det å være flere forklaringsvariabler for utvikling av vier og naturlig revegetering enn de som ble testet. Bortsett fra jordfuktighet har jeg hverken målt eller testet relevansen av lokale miljøfaktorer. Jeg anbefaler videre studier på effekt av eksponering, snødekke, mikrotopografi, avstand til omkringliggende vegetasjon/kanteffekter og jordforhold. En undersøkelse vil avklare i hvilken grad miljøfaktorene påvirker vierutvikling og revegetering på HFK-sletta, og muligens redusere uforklart variasjon. Tidligere studier har vist at spesielt snødekke og eksponering er viktig for vierutvikling. Vier trives best når de ikke er for eksponerte i landskapet og når et snødekke om vinteren (20 – 30 cm) gir god beskyttelse (se Densmore et al. 1987; Hagen 2003b, 2007; Mosseler et al. 2013). Økt kunnskap om lokale miljøforhold vil vise om revegeteringstiltakene på HFK-sletta kan tilpasses underveis for å forbedre revegeteringsforløpet.

4.6 Vegetasjonsutvikling

Få arter har etablert seg i prøverutene på HFK-sletta. Artssammensetningen var karakterisert av generalister eller lavlandsplanter, og kun få registrerte planter er sjeldne under fjellregionen. De nyetablerte artene var spredt fordelt med lav forekomst, mengde og dekning. Overflaten i rutene besto fremdeles av stor andel grus og stein.

Artsmangfoldet er vanligvis høyere i et tidlig suksesjonsstadium på grunn av ledig plass mellom plantene og mindre konkurranse (Hagen & Evju 2013). Økning av artsdiversitet i en lokalitet skyldes ofte noen få vanlige pionerarter. Spesielt for alpine miljøer gjelder at arter som opptrer i et tidlig suksesjonsstadium sjeldent blir erstattet av andre arter gjennom suksesjonsforløpet. Pionerarter vil dominere en revegetert populasjon over en lang tidsperiode (Aradottir & Hagen 2013; Forbes et al. 2001; Forbes & Jefferies 1999), og den aktuelle artssammensetningen på HFK-sletta er slik en viktig pekepinn for artssammensetningen fremover.

Vier og sauesvingel utgjorde den største andelen av vegetasjonsdekket i prøverutene på HFK-sletta. Utplantingsfeltene fungerte som vegetasjonsøyer og skilte seg tydelig ut fra resten av

sletta, som var uten vegetasjon. Bruk av vier og sauesvingel til assistert revegetering har hittil en fasiliterende funksjon på annen vegetasjon i utplantingsfeltene. Ulike studier har vist en tilsvarende positiv effekt av tilført plantemateriale (se Urbanska 1997; Willard & Marr 1971). Callaway et al. (2002) hevder at biomasse, vekst og reproduksjon av alpine plantearter kan være høyere når andre planter er i nærheten. Bruk av plantemateriale til revegetering skaper bedre habitatbetingelser for andre arter som ellers muligens ikke ville klare å etablere seg (se Aradottir 2007; Gretarsdottir et al. 2004; Hagen 2003b; Krautzer et al. 2010; Urbanska 1997). I studien fra Mosseler et al. (2013) var effekten av tilført vier enda sterkere enn på HFK-sletta. Studien påviste at vier bedret miljøforholdene for mikrobiell aktivitet. En omfattende rotutvikling kombinert med rikelig årlig strøfall fremmet jordsmonnsdanning og økte det organiske innholdet i jordsmonnet (Mosseler et al. 2013). Urbanska (1997) gjennomførte en studie med viertransplanter hvor det forelå en signifikant forskjell i antall etablerte arter mellom transplanterte og ikke transplanterte partier. Sistnevnte var veldig lite revegetert. Restaurerte partier lyktes derimot med kolonisering i løpet av mye kortere tid (positiv utvikling etter 9 år). I studien fra Urbanska (1997) bidro vier i tillegg til fysisk stabilisering av miljøet. Den bare grusen på HFK-sletta blir vanskelig å revegetere, her er nærings- og fuktighetsnivåene enda lavere enn i utplantingsfeltene. Vegetasjonen utsettes for mer vind, mer ekstreme temperaturforskjeller, større frostaktivitet og erosjon (se Johnson 1987; Willard & Marr 1971).

Et rikt artsmangfold har vist seg å øke et samfunns motstandsdyktighet gjennom større genetisk variasjon, som er viktig for at revegetering i tungt forstyrrete lokaliteter lykkes (Cargill & Chapin 1987; Elmqvist et al. 2003; Lesica & Allendorf 1999; Urbanska 1995). Et større artsmangfold oppnås lettere gjennom bruk av mindre konkurransesterke arter (Hagen et al. 2014), som de til revegetering valgte lokale vierarter og sauesvingel er på HFK-sletta. I studien fra Barni et al. (2007) bidro stedlige arter til økning av artsmangfold, men allikevel ga funnene ikke inntrykk av at vegetasjonen utviklet seg til et naturlig plantesamfunn. I en annen studie fra Marchand & Roach (1980) ble det dokumentert forskjeller i artssammensetning mellom forstyrrete partier og tilgrensende uforstyrrete områder. I førstnevnte hadde svært forstyrrelsestilpassede arter etablert seg, som var arter med stor frøproduksjon og god levedyktighet.

Graminider dominerte sammensetningen av de nyetablerte artene på HFK-sletta, som er vanlig i tidlige suksesjonsstadier (Chambers 1989; Conlin & Ebersole 2001; Torsæter Hoff 2011). Gressenes vekst- og overvintringsstrategi (Bakkestuen et al. 2005) gir dem et stort revegeteringspotensial og er en fordel i sterk forstyrrete alpine lokaliteter (Urbanska et al.

1987). Ved siden av tilsådd sauesvingel var for eksempel fjellkvein, smyle (*Avenella flexuosa*), sølvbunke og fjellrapp vanlige gress i rutene på HFK-sletta.

Registrerte ugressarter på HFK-sletta var for eksempel vanlig arve, sølvbunke og engsyre. Ugress fulgte sannsynligvis med toppjord som ble kjørt inn fra et lavereliggende område til HFK-sletta noen år før utplantingen. Vierne ble plantet ut et godt stykke unna denne jorden, men det kan ha kommet inn frø av ugressarter som har spredt seg til utplantingsfeltene. I Willard & Marr (1971) hevder de at ugressarter kom med tilført jord som inneholdt fremmede frø. Antall pionerarter var høyt i deres studie, noe den tilførte jorden bidro til. En viktig årsak som fremmet dette var etter deres mening den store andelen bar overflate hvor frø av arter, som normalt ikke er naturlige, kunne etablere seg. Lignende forhold foreligger på HFK-sletta, slik at pioner- eller ugressarter muligens på samme måte vil utnytte de åpne og vegetasjonsløse forholdene på sletta.

4.7 Fremtidsutsikter

Til vegetasjonen på HFK-sletta har oppnådd den opprinnelige tilstanden vil det trolig ta lang tid, noe de omtalte studiene viser (se Barni et al. 2007; Densmore 1992; Densmore et al. 1987; Forbes & Jefferies 1999; McKendrick, 1987; Urbanska 1997; Willard et al. 2007; Younkin & Martens 1987). Rydgren et al. (2011) brukte ordinasjonsanalyser og anslo at utviklingen av et vegetasjonssamfunn, tilsvarende uforstyrret alpin vegetasjon, tar omkring 50 år. Andre studier mener at naturlig gjenopprettelse av alpine habitater etter en forstyrrelse tar mye lengre tid. I tørre habitater kan det ta opptil flere århundre (se Ebersole 2002; Willard & Marr 1971). Selv om artsmangfoldet ofte var høyere, sammenlignet med omgivelsen, var vegetasjonsutviklingen fremdeles i startfasen etter flere tiår (Harper & Kershaw 1996).

Spesielt tørr, næringsfattig og lyngdominert heivegetasjon og erosjonsutsatte områder, som bratte helninger, eksponerte og tørre partier som rabber og koller, er vanskelig å revegetere (Bakkestuen et al. 2005; Hagen & Evju 2013). Slettas størrelse vanskeliggjør ytterligere vegetasjonsutviklingen (se Forbes et al. 2001). Likevel har HFK-sletta potensialet til å fungere som stor frøfelle hvor omkringliggende vegetasjon kan klare å etablere seg, til og med fra distanser på flere kilometer (se Kirmer et al. 2008). I Rydgren et al. (2011) klarte mange arter å etablere seg fra frø som hadde spredd seg inn fra omgivelsen, når man ga dem nok tid.

En hovedutfordring i restaurering er usikkerhet og uforutsigbarhet av praktiske tiltak. Om en art fremmer eller hemmer andre arter avhenger av plantens konkurransevne som varierer med alder og størrelse (Padilla & Pugnaire 2006). Fasiliterende arter har vanligvis en sterk positiv

effekt i ung alder når plantene er små, men kan vise en motsatt effekt med økende alder, størrelse og tetthet (Callaway & Walker 1997). Tradisjonelt er fasilitering av større betydning i alpine miljøer, men studier har vist at planter også kan konkurrere med sine naboer (se Forbis 2009; Klanderud 2010). Mangel på kunnskap gjør det vanskelig å vite i hvilken retning suksesjonen vil gå på lang sikt (Ebersole 2002; Rydgren et al. 2011). Min studie undersøkte kun kortsiktige effekter av restaureringstiltakene som viste en god effekt på revegetering av HFK-sletta. Å bruke forskjellige vierarter til revegetering ser jeg som et godt utgangspunkt. Flere arter har en positiv estetisk effekt gjennom å skape forskjeller i størrelse, form, farge og tekstur. Videre bidrar de til genetisk variabilitet og motstandsdyktighet for plantesamfunnet, som øker resistensen mot skadedyr og sykdom (Fattorini 2001; Hoag 2007).

Suksesjonsforløpet i alpine økosystemer går sakte og krever lange evalueringsperioder (Ebersole 2002; Willard et al. 2007). En systematisk oppfølging av revegeteringstiltakene vil vise en utviklingsretning, som gir mulighet for å tilpasse metoder underveis. Oppfølging vil gi verdifull kunnskap om effekter av restaureringstiltakene på lang sikt og er viktig for fremtidig restaureringsarbeid.

En faktor som vil føre til forbedring av revegeteringsprosessen på HFK-sletta, er å fjerne grøften som fortsatt ligger rundt HFK-sletta. Grensen mellom sletta og området rundt vil bli mindre tydelig, og jordmassen i grøften vil spre seg bedre innover HFK-sletta og lette vegetasjonsetablering (Hagen & Evju 2014).

5 Konklusjon

De valgte lokale artene for revegetering har utviklet seg bra og bidratt positivt til revegetering på HFK-sletta på kort sikt. Vierutplantingsfeltene fungerte som vegetasjonsøyer og fremmet etablering av annen vegetasjon. Tilsådd sauesvingel understøttet dette, men hadde sterkest effekt på vegetasjonsdekkeutvikling hvor gresset utgjorde en betydelig andel. Resten av HFK-sletta skilte seg tydelig ut fra utplantingsfeltene og var fremdeles uten vegetasjon. Bruk av lokal vier og sauesvingel til revegetering er dermed en viktig bidragsyter til utvikling av naturlige plantesamfunn, og reduserer bruken av kommersielt tilgjengelige fremmede arter som tradisjonelt blir brukt i alpin restaurering.

Restaureringsprosjekter basert på oppformerte stedegne planter er fortsatt få. Denne oppgaven gir bedre forståelse og kunnskap som er av betydning for fremtidige restaureringsprosjekter. Vegetasjonen utviklet seg tilsvarende bra i lav og høy viertetthet. Kort tid har gått siden revegeteringsstart og det blir å avvente hvordan sletta vil utvikle seg. Mine funn indikerer at revegeteringstiltak kan bli mer kostnadseffektive ved å satse på lav utplantningstetthet av vier.

Korttidskala data er et viktig virkemiddel for tilpasning av restaureringsmetoder. Fortsettes oppfølging og evaluering av metoden vil det være av relevans for storskala restaureringsprosjekter i fremtiden.

6 Referanser

- Aamlid, T.S. & Norderhaug, A. (2015). Vegetasjonsetablering: Frøblandinger for veganlegg. *Bioforsk Rapport* 10, 22 s.
- Aamlid, T.S. & Sæland, J. (2010). Fjellfrø: Oppformering av stedegent frø til restaurering i fjellet. I: Hagen, D. & Skrindo, A.B. (red.). Restaurering av natur i Norge: Et innblikk i fagfeltet, fagmiljøer og pågående aktivitet. *NINA Temahefte* 42: 57-60.
- Aradottir, A.L. (2007). Restoration of birch and willow woodland on eroded areas. I: Halldorsson, G., Oddsdottir, E.S. & Eggertsson, O. (eds.). Effects of afforestation on ecosystems, landscape and rural development. Reykholt, Iceland. *TemaNord* 2007: 508, s. 67-74.
- Aradottir, A.L. & Hagen, D. (2013). Ecological Restoration: Approaches and impacts on vegetation, soil and society. I: Sparks, D.L. (eds.). *Advances in Agronomy*. San Diego, California: Elsevier Academic Inc., s. 173-222.
- Aradottir, A.L., Orradottir, B., Arnalds, O. & Svavarsdottir, K. (2008). Ecological succession after reclamation treatments on an eroded area in Iceland. Ghent, Belgium: 6th European Conference on Ecological Restoration, 4 s.
- Aradottir, A.L., Svavarsdottir, K. & Bau, A. (2007). Clonal variability of native willows (*Salix phylicifolia* and *Salix lanata*) in Iceland and implications for use in restoration. *Icelandic Agricultural Sciences* 20: 61-72.
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A. & Erikstad, L. (2005). Terrenskaders effekt på vegetasjon i utvalgte delområder. I: Tømmervik, H., Erikstad, L., Jacobsen, K.-O., Strann, K.-B., Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Yoccoz, N., Hagen, D., Johnsen, T.V., Johansen, B., Høgda, K.A., Ahmed, S.H., Dahl, R., Bargel, T.H. & Olsen, L. Langtidsvirkninger på naturmiljøet av Forsvarets virksomhet i Troms. *NINA Rapport* 49: 47-78.
- Barni, E., Freppaz, M. & Siniscalco, C. (2007). Interactions between vegetation, roots and soil stability in restored high-altitude ski runs in the Alps. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 39: 25-33.
- Bayfield, N.G. (1996). Long-term changes in colonization of bulldozed ski pistes at Cairn Gorm, Scotland. *Journal of Applied Ecology* 33: 1359-1365.
- Bullock, J.M., Aronson, J., Newton, A.C., Pywell, R.F. & Rey Benayas, J.M. (2011). Restoration of ecosystem services and biodiversity: Conflicts and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution* 26: 541-549.
- 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., Armas, C., Kikodze, D. & Cook, B.J. (2002). Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature* 417: 844-848.
- Callaway, R.M. & Walker, L.R. (1997). Competition and facilitation: A synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* 78: 1958-65.
- Cargill, S.M. & Chapin, F.S.III. (1987). Application of successional theory to tundra restoration: A review. *Arctic and Alpine Research* 19: 366-372.
- CBD (Convention on Biological Diversity). (2000). Sustaining life on Earth: How the Convention on Biological Diversity promotes nature and human well-being. Montreal, Quebec, Canada: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 14 s.
- CBD (Convention on Biological Diversity). (2010). Strategic plan for biodiversity 2011–2020 and the aichi targets: “Living in harmony with nature”. Montreal, Quebec, Canada: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2 s.
- Chambers, J.C. (1989). Seed viability of alpine species: Variability within and among years. *Journal of Range Management* 42: 304-308.
- Conlin, D.B. & Ebersole, J.J. (2001). Restoration of an alpine disturbance: Differential success of species in turf transplants, Colorado, U.S.A. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 33: 340-347.
- Crawley, M.J. (2007). *The R Book*. Chichester, West Sussex, England: John Wiley & Sons Ltd, 949 s.
- Densmore, R.V. (1992). Succession on an Alaskan tundra disturbance with and without assisted revegetation with grass. *Arctic and Alpine Research* 24: 238-243.

- Densmore, R.V., Neiland, B.J., Zasada, J.C. & Masters, M.A. (1987). Planting willow for moose habitat restoration on the North Slope of Alaska, USA. *Arctic and Alpine Research* 19: 537-543.
- Ebersole, J.J. (2002). Recovery of alpine vegetation on small, denuded plots, Niwot Ridge, Colorado, U.S.A. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 34: 389-397.
- Elmqvist, T., Folke, C., Nyström, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B. & Norberg, J. (2003). Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 488-494.
- Falk, D.A., Richards, C.M., Montalvo, A.M. & Knapp, E.E. (2006). Population and ecological genetics in restoration ecology. I: Falk, D.A., Palmer, M.A. & Zedler, J.B. (eds.). *Foundations of Restoration Ecology, Society for Ecological Restoration International (SER)*. Washington S.C.: Island Press, s. 14-41.
- Fattorini, M. (2001). Establishment of transplants on machine-graded ski runs above timberline in the Swiss Alps. *Restoration Ecology* 9: 119-126.
- Forbes, B.C. (1997). Tundra disturbance studies. IV: Species establishment on anthropogenic primary surfaces, Yamal Peninsula, Northwest Siberia, Russia. *Polar Geography* 21: 79-1000.
- Forbes, B.C., Ebersole, J.J. & Strandberg, B. (2001). Anthropogenic disturbance and patch dynamics in circumpolar arctic ecosystems. *Conservation Biology* 15: 954-969.
- Forbes, B.C. & Jefferies, R.L. (1999). Revegetation of disturbed arctic sites: Constraints and applications. *Biological Conservation* 88: 15-24.
- Forbis, T.A. (2003). Seedling demography in an alpine environment. *American Journal of Botany* 90: 1197-1206.
- (2009). Negative associations between seedlings and adult plants in two alpine plant communities. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 41: 301-308.
- Forsvarsdepartementet. (1998). *St.meld. nr. 11 (1998-99): Regionalt skyte- og øvingsfelt for Forsvarets avdelinger på Østlandet – Regionfelt Østlandet*. Oslo, Norge: Forsvarsdepartementet. Lokalisert 04.01.2016, URL: <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/stmeld-nr-11-1998-99-/id192028/?q=&ch=1>
- Google Maps. (2016). Google. Lokalisert 20.03 2016, URL: <https://www.google.no/maps/place/62%C2%B013'32.9%22N+9%C2%B027'43.8%22E/@62.9787726,15.2361871,5.75z/data=!4m2!3m1!1s0x0:0x0?hl=no>
- Gretarsdottir, J., Aradottir, A.L., Vandvik, V., Heegaard, E. & Birks, H.J.B. (2004). Long-term effects of reclamation treatments on plant succession in Iceland. *Restoration Ecology* 12: 268-278.
- Hagen, D. (2002). Propagation of arctic and alpine native species with a possible restoration potential. *Polar Research* 21: 37-47.
- (2003a). *Assisted recovery of disturbed arctic and alpine vegetation: An integrated approach*. Dr. Scient. Thesis. Trondheim, Norway: Department of Biology, Faculty of Natural Sciences and Technology, Norwegian University of Science and Technology, 142 s.
- (2003b). Tilbakeføring av Hjerkinns skytefelt til sivile formål: Temautredning «Revegetering». Trondheim: ALLFORSK, 65 s.
- (2004). Hjerkinns PRO: Overvåking av pilotområdet for tilbakeføring av terrenginngrep. *NINA Oppdragsmelding* 864, 29 s.
- (2007). Native willows (*Salix* spp.) in restoration: A technical solution with ecological and social fidelity. I: Halldorsson, G., Oddsdottir, E.S. & Eggertsson, O. (eds.). Effects of afforestation on ecosystems, landscape and rural development, Reykholt, Iceland. *TemaNord* 2007: 508, s. 139-145.
- Hagen, D. & Evju, M. (2013). Using short-term monitoring data to achieve goals in a large-scale restoration. *Ecology & Society* 18: 29.
- Hagen, D. & Evju, M. (2014). Terrengrestaurering og revegetering i Hjerkinns PRO: Årsrapport fra NINA 2014. *NINA Minirapport* 524, 37 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: 255-261.

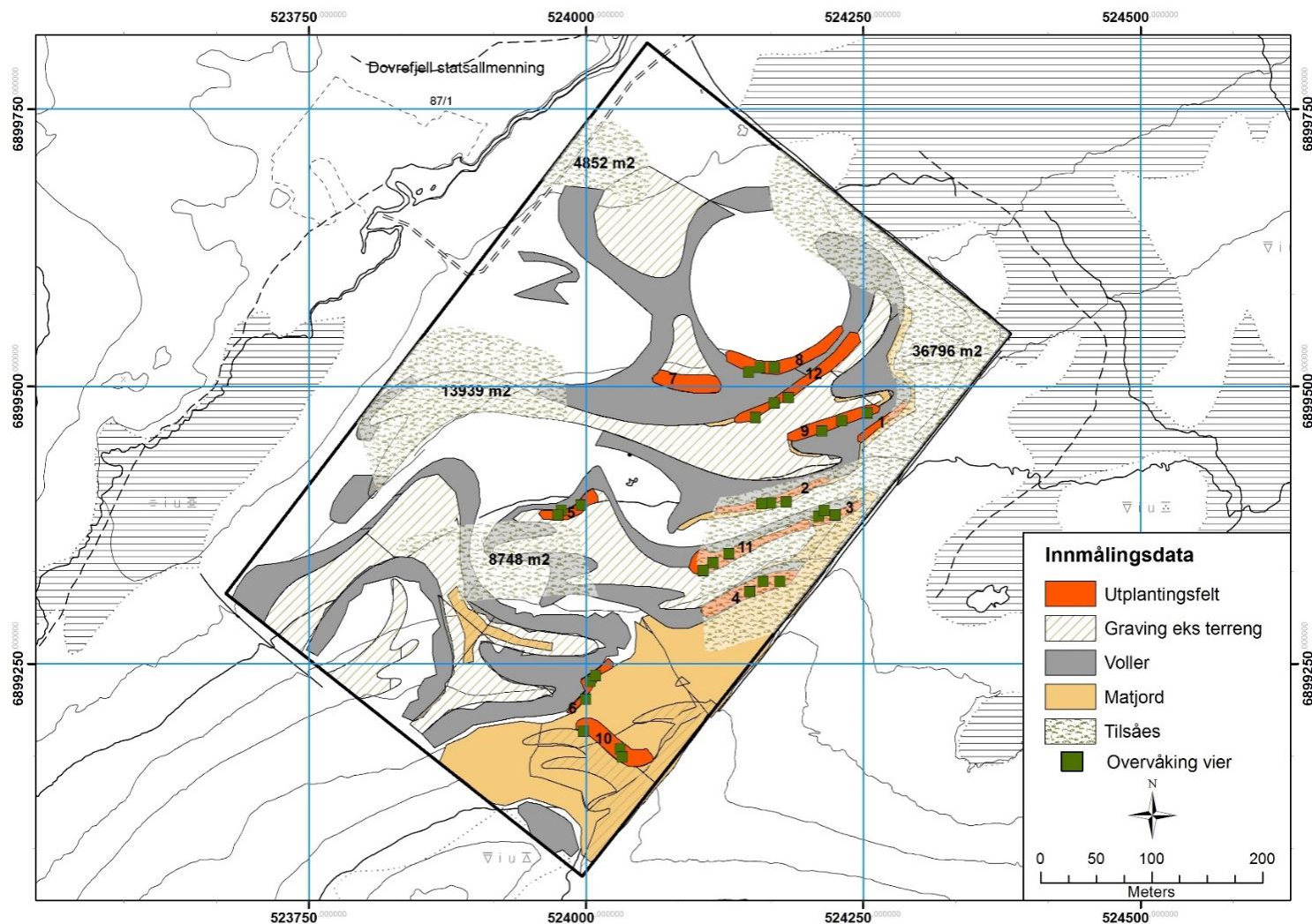
- Hagen, D., Lindhagen, A., Päivinen, J., Svavarsdó, K., Tennokene, M., Klokk, T. & Aarønæs, M.S. (2015). The Nordic Aichi restoration project: How can the Nordic countries implement the CBD-target on restoration of 15 % of degraded ecosystems within 2020?. *TemaNord* 2015: 515, 79 s.
- Hagen, D. & Skrindo, A.B. (red.). (2010a). Håndbok i økologisk restaurering: Forebygging og rehabilitering av naturskader på vegetasjon og terreng. Trondheim: Forsvarsbygg, 95 s.
- Hagen, D. & Skrindo, A.B. (red.). (2010b). Restaurering av natur i Norge: Et innblikk i fagfeltet, fagmiljøer og pågående aktivitet. Trondheim. *NINA Temahefte* 42, 109 s.
- Hagen, D. & Tømmervik, H. (2005). Forebyggende og avbøtende tiltak. I: Tømmervik, H., Erikstad, L., Jacobsen, K.-O., Strann, K.-B., Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Yoccoz, N., Hagen, D., Johnsen, T.V., Johansen, B., Høgda, K.A., Ahmed, S.H., Dahl, R., Bargel, T.H. & Olsen, L. Langtidsvirkninger på naturmiljøet av Forsvarets virksomhet i Troms. Tromsø. *NINA Rapport* 49: 201-213.
- 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 No1 pipeline, N.W.T., Canada. *Arctic and Alpine Research* 28: 163-171.
- Hoag, J.C. (2007). How to plant willows and cottonwoods for riparian restoration. Boise, Idaho: Technical note, USDA-Natural Resources Conservation Service, 22 s.
- Hobbs, R.J., Hallett, L.M., Ehrlich, P.R. & Mooney, H.A. (2011). Intervention ecology: Applying ecological science in the twenty-first century. *BioScience* 61: 442-450.
- Houle, G. & Barbeux, P. (1998). The effect of collection date, IBA, plant gender, nutrient availability, and rooting volume on adventitious root and lateral shoot formation by *Salix planifolia* stem cuttings from the Ungava Bay Area (Quebec, Canada). *Canadian Journal of Botany* 76: 1687-1692.
- Johnson, L.A. (1987). Management of northern gravel sites for successful reclamation: A review. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 19: 530-536.
- Kartverket. (2016). *N50 kartdata*. Kartverket. Lokalisert 20.03.2016, URL: <http://www.norgeskart.no/?sok=Hjerkin#11/215105/6909773>
- Kilden. (2016a). *Arealinformasjon*. NIBIO. Lokalisert 25.02.2016, URL: http://kilden.nibio.no/?topic=arealinformasjon&X=6912183.91&Y=213098.03&zoom=8&lang=nb&bgLayer=graatone_cache&layers=veg_vegetasjonstypar&layers_opacity=0.75,1&catalogNodes=325,74
- Kilden. (2016b). *Jordsmonn*. NIBIO. Lokalisert 25.02.2016, URL: http://kilden.nibio.no/?topic=jordsmonn&X=6919026.89&Y=183591.81&zoom=4&lang=nb&bgLayer=graatone_cache&layers=jm_avsetningstyper,jm_tekstgrupper_plogsjikt,jm_jordressursklasser,jm_drene_ringsforhold,jm_pot_torkeutsatthet&layers_opacity=0.75,0.75,0.45,0.85,0.75,0&catalogNodes=69,204,207,40,38
- Kirmer, A., Tischew, S., Ozinga, W.A., Von Lampe, M., Baasch, A. & Van Groenendael, J.M. (2008). Importance of regional species pools and functional traits in colonization processes: Predicting re-colonization after large-scale destruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 45: 1523-1530.
- Klanderud, K. (2010). Species recruitment in alpine plant communities: The role of species interactions and productivity. *Journal of Ecology* 98: 1128-1133.
- Krautzer, B., Graiss, W., Peratoner, G., Venerus, S. & Klug, B. (2010). The influence of recultivation technique and seed mixture on erosion stability after restoration in mountain environment. *Natural Hazards* 56: 547-557.
- Krautzer, B., Uhlig, C. & Wittmann, H. (2012). Restoration of arctic-alpine ecosystems. I: Van Andel, J. & Aronson, J. (eds). *Restoration ecology: The new frontier*. Second edition, Chichester, West Sussex: Wiley-Blackwell, s. 189-202.
- Lesica, P. & Allendorf, F.W. (1999). Ecological genetics and the restoration of plant communities: Mix or match?. *Restoration ecology* 7: 42-50.
- Marchand, P.J. & Roach, D.A. (1980). Reproductive strategies of pioneering alpine species: Seed production, dispersal, and germination. *Arctic and Alpine Research* 12: 137-146.
- Martinsen, O.-E. & Hagen, D. (2010). Tilbakeføring av Hjerkin skytefelt til sivile formål (Hjerkin PRO). I: Hagen, D. & Skrindo, A.B. (red.). Restaurering av natur i Norge: Et innblikk i fagfeltet, fagmiljøet og pågående aktivitet. *NINA Temahefte* 42, s. 35-37.

- McKendrick, J.D. (1987). Plant succession on disturbed sites, North Slope, Alaska. *Arctic and Alpine Research* 19: 554-565.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). (2005). Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis. Washington DC, USA: World Resources Institute, 100 s.
- Meteorologisk institutt. (2016). *E-klima*. Meteorologisk institutt. Lokalisert 21.01.2016, URL: http://sharki.oslo.dnmi.no/portal/page?_pageid=73,39035,73_39080&_dad=portal&_schema=PORTAL
- Miljøstatus.no. (2015). *Naturmangfold*. Miljødirektoratet. Lokalisert 04.02.2016, URL: <http://www.miljostatus.no/tema/naturmangfold/>
- Moen, A., Odland, A. & Lillethun, A. (1998). *Vegetasjon*. Hønefoss: Norges geografiske oppmåling, 199 s.
- Mossberg, B. & Stenberg, L. (red.). (2014). *Gyldendals store nordiske Flora*. 2. opplag, Oslo: Gyldendal Norsk Forlag AS, 928 s.
- Mosseler, A., Major, J.E. & Labreque, M. (2013). Growth and survival of seven native willow species on highly disturbed coal mine sites in eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 44: 340–349
- Naturmangfoldloven. (2009). *Lov om forvaltning av naturens mangfold av 19. juni 2009 nr. 100*
- NGU (Norges geologiske undersøkelse). (2016). *Berggrunnskart N250*. Norges geologiske undersøkelse. Lokalisert 20.01.2016, URL: <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/?lang=Norsk&Box=-214586:6452754:1270610:7939800&map=Berggrunn%2EN250%2Emed%2Elineamenter>
- Olofsson, J., Moen, J. & Oksanen, L. (1999). On the balance between positive and negative plant interactions in harsh environments. *Oikos* 86: 539–543.
- Padilla, F.M. & Pugnaire, F.I. (2006). The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 196–202.
- Palmer, M.A., Falk, D.A. & Zedler, J.B. (2006). Ecological theory and restoration ecology. I: Falk, D.A., Palmer, M.A. & Zedler, J.B. (eds.). *Foundations of Restoration Ecology, Society for Ecological Restoration International (SER)*. Washington S.C: Island Press, s. 1–13.
- Regjeringen.no. (2015). *Meld.St. 14 (2015-2016): Natur for livet - Norsk handlingsplan for naturmangfold*. Oslo: Klima- og miljødepartementet. Lokalisert 03.05.2016, URL: <https://www.regjeringen.no/contentassets/902deab2906342dd823906d06ed05db2/no/pdfs/stm20152016014000dddpdfs.pdf>
- Reitan, O., Aarrestad, P.A., Gjershaug, J.O., Stabbetorp, O.E. & Hagen, D. (2014). Verneplan for Hjerkinnskytefelt: Kunnskapsstatus for naturtyper, flora og fugleliv. Trondheim. *NINA Rapport* 1088, 71 s.
- Rydgren, K., Halvorsen, R., Auestad, I. & Hamre, L.N. (2013). Ecological design is more than compensatory mitigation for successful restoration of alpine spoil heaps. *Restoration Ecology* 21: 17-25.
- Rydgren, K., Halvorsen, R., Odland, A. & Skjerdal, G. (2011). Restoration of alpine spoil heaps: Successional rates predict vegetation recovery in 50 years. *Ecological Engineering* 37: 294-301.
- Rytter, R.M. (2001). Biomass production and allocation, including fine-root turnover, and annual N uptake in lysimeter-grown basket willows. *Forest Ecology and Management* 140: 177-192.
- SER (Society for Ecological Restoration Science & Policy Working Group) (2004). *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Washington DC, USA: Society for Ecological Restoration International, 16 s.
- Suding, K.N. (2011). Toward an era of restoration in ecology: Successes, failures, and opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 42: 465-487.
- Suding, K.N. & Gross, K.L. (2006). The dynamic nature of ecological systems: Multiple states and restoration trajectories. I: Falk, D.A., Palmer, M.A. & Zedler, J.B. (eds.). *Foundations of Restoration Ecology, Society for Ecological Restoration International (SER)*. Washington S.C: Island Press, s. 190–209.
- Torsæter Hoff, E. (2011). *The effect of restoration treatments on the regeneration pathway in alpine seed plants*. Master's thesis, Trondheim: Norwegian University of Science and Technology (NTNU), 38 s.
- Urbanska, K.M. (1986). High altitude revegetation research in Switzerland: Problems and perspective. *Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes ETH Zürich* 87: 155–167.

- (1995). Biodiversity assessment in ecological restoration above the timberline. *Biodiversity and Conservation* 4: 679–695.
- (1997). Restoration ecology research above the timberline: Colonization of safety islands on a machine-graded alpine ski run. *Biodiversity and Conservation* 6: 1655-1670.
- Urbanska, K.M., Hefti-Holenstein, B. & Elmer, G. (1987). Performance of some alpine grasses in single-tiller cloning experiments and in the subsequent revegetation trials above the timberline. Zürich. *Berichte des Geobotanischen Institutes ETH* 53: 64-90.
- Van Andel, J. & Aronson, J. (2012). *Restoration ecology: The new frontier*. Second edition, Chichester, West Sussex: Wiley-Blackwell, 381 s.
- Walker, D.A. & Walker, M.D. (1991). History and pattern of disturbance in Alaskan arctic terrestrial ecosystems: A hierarchical approach to analysing landscape change. *Journal of Applied Ecology* 28: 244-276.
- Willard, B.E., Cooper, D.J. & Forbes, B.C. (2007). Natural regeneration of alpine tundra vegetation after human trampling: A 42-year data set from Rocky Mountain national park, Colorado, U.S.A. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 39:177-183.
- Willard, B.E. & Marr, J.W. (1971). Recovery of alpine tundra under protection after damage by human activities in the Rocky Mountains of Colorado. *Biological Conservation* 3: 181–190.
- Young, T.P., Petersen, D.A. & Clary, J.J. (2005). The ecology of restoration: Historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters* 8: 662–673.
- Younkin, W.E. & Martens, H.E. (1987). Long-term success of seeded species and their influence on native species invasion at abandoned rig site A-01 Caribou Hills, N.W.T., Canada. *Arctic and Alpine Research* 19: 566-571.

Vedlegg

Vedlegg 1:



Kart over HFK-sletta. Felt i grå viser opplagte voller og hvor terrenget er formet. Hvite felt er kun harvet opp i overflaten. Gule partier ble tilført jord fra annet anleggsarbeid som inneholder noe organisk materiale. Røde felt markerer de 12 utplantingsfeltene for vierplantene. Grønne felt viser etablerte prøveflater. Åpen skravur viser med sauesvingel tilsådde partier av HFK-sletta (Hagen & Evju 2014).

Vedlegg 2: Artsliste fra HFK-sletta 2015 og artsforekomst for alle prøveruter (frekvens).

Art	Vitenskapelig navn	Frekvens
Engkvein	<i>Agrostis capillaris</i>	1
Fjellkvein	<i>Agrostis mertensii</i>	19
Marikåpeslekta	<i>Alchemilla</i> sp.	2
Smyle	<i>Avenella flexuosa</i>	5
Harerug	<i>Bistorta vivipara</i>	1
Rypestarr	<i>Carex lachenalii</i>	3
Fjellstarr	<i>Carex norvegica</i>	9
Vanlig arve	<i>Cerastium fontanum</i> ssp. <i>Vulgare</i>	15
Sølvbunke	<i>Deschampsia cespitosa</i>	41
Fjelljamne	<i>Diphasiastrum alpinum</i>	7
Berggull	<i>Erysimum strictum</i>	1
Rødsvingel	<i>Festuca rubra</i>	2
Skogstorkenebb	<i>Geranium sylvaticum</i>	1
Fjellrapp	<i>Poa alpina</i>	19
Engrapp	<i>Poa pratensis</i>	1
Flekkmure	<i>Potentilla crantzii</i>	1
Engkallslekta	<i>Rhinanthus</i> sp.	1
Engsyre	<i>Rumex acetosa</i>	16
Småarveslekta	<i>Sagina</i> sp.	26
Gulsildre	<i>Saxifraga aizoides</i>	2
Svineblomslekta	<i>Senecio</i> sp.	1
Blokkebær	<i>Vaccinium uliginosum</i>	1
Fiolslekta	<i>Viola</i> spp.	1
Moser		87
Enfrøbladet		8
Tofrøbladet		22

Vedlegg 3: Tabell viser antall nyetablerte arter og summert smårutefrekvens (gjennomsnitt og standardavvik) for alle prøveruter (total), tilsådde og ikke-tilsådde ruter og for ulike tetthetsklasser av vier.

Prøveruter	Antall nyetablerte arter		Summert smårutefrekvens	
	Gjennomsnitt	Standardavvik	Gjennomsnitt	Standardavvik
Total	2,0	1,9	9,1	8,7
Tilsådd	2,7	2,0	13,4	8,9
Ikke tilsådd	1,6	1,7	6,3	7,4
Lav tetthet	2,1	2,2	8,4	9,9
Middels tetthet	2,0	1,6	10,1	7,6
Høy tetthet	2,0	1,8	8,7	8,4



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Postboks 5003
NO-1432 Ås
67 23 00 00
www.nmbu.no