



# BACHELOROPPGAVE

## Naturrestaurering i alpin sone

En vegetasjonsundersøkelse av tid til restaurering med ORBA på Hjerkin, Dovrefjell.

## Naturerestoration in alpine zone

A vegetation study of time to recovery using ORBA at Hjerkin, Dovrefjell.

## Ida Brustad og Ingunn Kyllingstad

Kandidatnummer: 422 og 421

Landskapsplanlegging med Landskapsarkitektur

Fakultetet for ingeniør- og naturvitenskap (FIN)

Veileder: Knut Rydgren

Innlevering: 3.juni 2022

Jeg bekrefter at arbeidet er selvstendig utarbeidet, og at referanser/kildehenvisninger til alle kilder som er brukt i arbeidet er oppgitt, jf. Forskrift om studium og eksamen ved Høgskulen på Vestlandet, § 12-1.

# Naturrestauring i alpin sone

En vegetasjonsøkologisk undersøkelse av tid til  
restauring med ORBA.



Av Ida Brustad og Ingunn Kyllingstad



## Sammendrag

Menneskelig påvirkning er den største trusselen for tap av natur og økosystemer. Det er lite kunnskap om restaurering i alpine områder til tross for store ødeleggelser, og behovet er stort når vi går inn i FNs tiår for restaurering. Ved restaurering har tilsåing av frøblandinger lenge vært et vanlig tiltak for å påskynde den naturlige prosessen. Restaurering kan ta tiår om ikke århundrer, og om tilsåing er et effektivt tiltak i alpine områder for å oppnå omgivelsenes artssammensetning er lite undersøkt. Vi har brukt «ordination regression-based approach» (ORBA) som krever en tidsserie av vegetasjonsanalyser fra et restaurert område for å måle de opp mot omgivelsenes artssammensetning. Ved bruk av artssammensetningsdata fra et eksperimentfelt på Hjerkin, Dovrefjell etablert i 2011. De første re-analysene er gjennomført 1, 2 og 3 år etter etableringen, i tillegg til nye registreringer fra 2021 har vi predikert tid til restaurering (TTR).

Vi har undersøkt to ulike frøbehandlinger, hvor en er usådd og en sådd med sauesvingel (*Festuca ovina*), og to jordtyper bestående av organisk toppjord og grov mineraljord. Dette for å se om de sådde rutene med sauesvingel eller de usådde rutene vil ha raskest TTR og i kombinasjon med de to ulike jordtypene. Suksesjonen i alpine områder er en langsom prosess. Vi har derfor 3 ulike datasett, totaldatasettet (D137), og reduserte datasett der 2012 var ekskludert (D106) og der både 2012 og 2013 var ekskludert (D74) for å se om TTR påvirkes og hvordan. Vil det bli kortere eller lengre TTR ved flere re-analyser? De to første årene består av få arter med lavt artsmangfold. Dette legger grunnlag for om re-analysering av vegetasjon i alpine områder er hensiktsmessig så kort tid etter restaurering.

Vi forventet at de usådde rutene vil ha raskere TTR da konkurransen mellom artene er lavere, og tilnærmet artssammensetningen vil etableres naturlig. Resultatene våre tydet på at datasettet D74 var det mest troverdige da suksesjon var kommet lengre og artssammensetningen besto av flere arter. I tillegg fikk alle behandlingene signifikante resultater med en tydelig suksesjonsgradient. Resultatene bygget opp under vår teori da de usådde rutene med toppjord hadde raskest TTR med 68 og 132 år ved asymptotisk modell. Dette tyder på at artssammensetningen utvikler seg raskere mot omgivelsene uten innsåing i kombinasjon med gode jordforhold. Ved predikering av TTR i alpine områder burde tidsserier av re-analysering strekke seg over et større tidsrom for å få pålitelige resultater.

## Abstract

Human impact is the biggest threat to loss of nature and ecosystems. Despite the extensive damage, there is a lack of knowledge on restoration in alpine areas that is called for entering into UNs decade for restoration. In later years, the natural process of restoration has been sped up by using seed mixtures. Restoration can take decades if not centuries, and whether seeding is an effective treatment in alpine areas to achieve the species composition of the surroundings is not researched enough. We have used the "ordination regression-based approach" (ORBA) which requires a timeseries of vegetation analysis for a restored area to measure them up against the species composition of the surroundings. Using species composition data from an experimental field at Hjerkinn, Dovrefjell, established in 2011. The first re-analysis were carried out 1, 2 and 3 years after the establishment, in addition to new registrations from 2021, we have predicted time to recovery (TTR).

We have examined two different seed treatments, where one is unseeded and one is seeded with *Festuca ovina*, and two soil types containing organic topsoil and coarse mineral soil. This to see if the seeded squares or the unseeded squares will have the fastest TTR and in combination with the two different soil types. Succession in alpine areas is a slow process. Therefore, we tested 3 different datasets, the total dataset (D137), and reduced datasets where 2012 was excluded (D106) and where both 2012 and 2013 were excluded (D74) to see if TTR is affected and how. The first two years consist of few species with low species diversity. This lays the foundation for whether re-analysis of vegetation in alpine areas is suitable so early after restoration.

Our expectations were that the unseeded squares would have faster TTR as the competition between species are lower, and the approximate species composition would be established naturally. Our results indicated that the D74 dataset was the most reliable as succession had progressed and the species composition consisted of more species. In addition, all treatments obtained significant results with a successional gradient. The results built up on our theory that unseeded squares with topsoil had the fastest TTR with 68 and 132 years with the asymptotic model. This indicated that the species composition develops faster towards the environment without seeding in combination with good soil conditions. When predicting TTR in the alpine zone, we found that timeseries of re-analysis should extend over a longer period to obtain a reliable results.



## Forord

Dette er en avsluttende bacheloroppgave i Landskapsplanlegging med Landskapsarkitektur ved Høgskulen på Vestlandet. Oppgaven er skrevet våren 2022, mens feltarbeid er gjennomført sommeren 2021 hvor Dagmar Hagen v/NINA var med å starte opp feltarbeidet med oss. Oppgaven bygger på tidligere arbeid gjennomført av NINA i samarbeid med Forsvarsbygg. Vi har fått et spennende og lærerikt innblikk i bruk av analyser fra tidligere og egne data.

Vi vil takke veilederen vår Knut Rydgren for all hjelp i felt, artsbestemmelser, dataanalyser og oppgaveskriving. I tillegg vil vi takke Einar Timdal ved UiO med artsbestemmelser for lav.

## Innholdsfortegnelse

<b>Sammendrag .....</b>	<b>3</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>4</b>
<b>Forord.....</b>	<b>5</b>
<b>Vedlegg .....</b>	<b>7</b>
<b>1. Innledning.....</b>	<b>8</b>
<b>2. Materiale og metoder .....</b>	<b>11</b>
<b>2.1 Områdebeskrivelse.....</b>	<b>11</b>
<b>2.2. Datainnsamling .....</b>	<b>12</b>
2.2.1. Tidligere undersøkelser 2011-2014 .....	12
2.2.2. Feltarbeid 2021 .....	13
2.2.3 Ruteanalyse.....	14
2.2.4 Nomenklatur .....	17
2.2.5 Dataanalyse.....	17
<b>3. Resultat.....</b>	<b>19</b>
<b>3.1 Artsfordeling gjennom årene .....</b>	<b>19</b>
3.1.1 Ordinasjonsanalyse.....	20
3.1.2 Artsutvikling i frekvens .....	22
<b>3.2 Hvor lang tid vil restaurering ta?.....</b>	<b>24</b>
Modellering med ORBA for TTR.....	24
<b>4. Diskusjon.....</b>	<b>28</b>
<b>4.1 Hvor godt egnet er vegetasjonsdatasettet fra eksperimentfeltet til ordinasjonsanalyse, og kan vi stole på prediksjonene for tid til restaurering (TTR)? .....</b>	<b>28</b>
<b>4.2 Hvordan påvirker de fire ulike kombinasjonene av jordtyper og frøblanding tid til restaurering for vegetasjon? .....</b>	<b>30</b>
<b>4.3 Hvilke implikasjoner har dette for restaurering i alpin sone? .....</b>	<b>31</b>
<b>Referanseliste: .....</b>	<b>34</b>



## Vedlegg

### **Vedlegg 1**

Art x rute matrise (alfabetisk feltskjema). 1 side.

### **Vedlegg 2**

Fullstendig liste over artsfrekvens. 4 Sider.

## 1. Innledning

Menneskers bruk av naturen har ført til store konsekvenser for økosystemene på jorda (Van Andel & Aronson, 2006). I årtusener har mennesket brukt landområder for jakt, landbruk og høstet ville planter til mat og medisin (Palmer et al., 2016), og spesielt Europa er sterkt berørt. Gjennom en lang historie med industrialisering og høyt nivå av menneskelig press i form av arealutnyttelse og befolkningstetthet (Van Andel & Aronson, 2006). Selv om vi mennesker har brukt naturen siden vi oppstod som art, har konsekvensene blitt større og tydeligere. Konsekvensene er en del av klimaendringene vi nå står ovenfor med tap og skade av natur og biologisk mangfold. Klimaendringene er en trussel mot naturen, og påvirker arter og organismers habitat og evne til å samarbeide i økosystemer (Weiskopf et al., 2020). Bærekraftig bruk av naturen er derfor et viktig tema for å sikre fremtiden (Van Andel & Aronson, 2006). Dette har ført til teknologier og studier for å gjenopprette og hjelpe økosystem i form av restaurering (Cairns & Heckman, 1996). Society for Ecological Restoration International (SER) definerer restaureringsøkologi som «*Restaureringsøkologi er prosessen med å påskynde og hjelpe restaureringsprosessen til et økosystem som har blitt degradert, skadet eller ødelagt*» (Gann et al., 2019).

Vitenskapelig forskning og metoder innenfor restaureringsøkologi har vært et viktig verktøy for å forhindre, stoppe og reversere de effektene menneskelig aktivitet har hatt på jorda (Van Andel & Aronson, 2006). Restaurering og bevaring av natur har virkelig blitt satt på dagsordenen, og inngår i FNs bærekraftsmål (FN, 2022). I 2021 startet FNs tiår for restaurering av natur. Det er nødvendig med tiltak for å restaurere natur og ikke bare bevare. Fokuset ligger på å gi tilbake til naturen i form av restaurering for å bekjempe klimakrisen, vannforsyning og biodiversitet (FN, 2022). I Norge har det blitt gjennomført flere prosjekter for å restaurere natur (Hagen & Skrindo, 2010; Weldon & Parmentier, 2016), men for å kunne restaurere natur effektivt trengs det gode metoder (Rydgren et al., 2020). I økologien er predikering vanskelig, da økosystemer er komplekse med hurtige endringer (Rydgren et al., 2020). Det er først i nyere tid gode metoder for å predikere tid til restaurering av artssammensetningen har blitt utviklet (Rydgren et al., 2019). Ved ORBA analyse brukes ruteanalyser av et restaurert område i tillegg til referanser for å predikere tid til restaurering (TTR) ved en lineær og asymptotisk modell (Rydgren et al., 2019). For å kunne



gjennomføre en ORBA analyse trengs det en tidsserie med re-analyser fra restaureringsområde, for å se på utviklingen til artssammensetningen over tid.

I 1999 vedtok Stortinget starten på Norges største restaureringsprosjekt på Hjerkin, Dovrefjell. Dette har vært forsvarrets øvingsområde gjennom 80 år bestående av et skytefelt som strekker seg over 165 km<sup>2</sup> (Forsvarsbygg, 2021), dette tilsvarer omtrent 15 200 fotballbaner. Skytefeltet ligger på 1100-1200 moh. og er i dag en del av Dovrefjell-Sunddalsfjella nasjonalpark. Restaureringsprosjektet sto ferdigstilt i 2020, og gjennom to tiår med restaurering har det blitt ryddet store mengder eksplosive- og ammunisjonsrester, metall og annet avfall. I tillegg er det fjernet veier, bygg, målområder og andre virksomheter knyttet til øvingsområdene til Forsvaret (Forsvarsbygg, 2021). Langs en tidligere vei i skytefeltet ble det i 2011 etablert et eksperimentfelt for å undersøke virkningen av ulike jordtyper og frøblandinger på restaurering av vegetasjon (Rydgren et al., 2017). Eksperimentet gikk over tre år fra 2012-2014 med årlige ruteanalyser. Eksperimentet viste en effektiv etablering av hurtigvoksende sauesvingel i monokulturer (Rydgren et al., 2017). Sauesvingel hører naturlig hjemme i fjelløkosystemet på Hjerkin (Hagen & Skringo, 2010), og er en viktig fjellart over mesteparten av innlands-Norge (Aamlid, 2017). Vegetasjonsanalyser gjort i perioden 2012-2014 viste lite artsetablering, og etter registreringene i 2014 har feltet stått uberørt. Vegetasjon har fått tid til å etablere seg, men er den på vei til å bli lik omgivelsene etter 7 år?

Vi har i denne oppgaven analysert referanseruter og re-analysert deler av eksperimentfeltet på Dovre. Vi har sett på to jordtyper bestående av grov mineraljord og organisk toppjord, og to frøbehandlinger bestående av sauesvingel og usådd. Dette utgjør 4 ulike behandlinger, hvor jordtype og frøbehandling er kombinert, og utgjør til sammen 32 ruter. Målet for ORBA analysen var å se på artssammensetningens utvikling mot omgivelsene og hvilken kombinasjon av behandling som har raskest TTR. Vegetasjonen på Dovre består av mer enn bare sauesvingel, og for å få et fullt restaurert område trengs flere arter for å tilsvare omgivelsene.

Grunnet få arter de første årene er datasettet vanskelig å håndtere for DCA ordinasjonsanalysen. Ordinasjonsanalyser påvirkes av datasettets egenskaper, og er spesielt sårbare når relasjonen mellom rutene er svake (Økland, 1990), det vil si når datasettet består av artsfattige ruter med sjeldne arter. Ettersom vårt datasett har slike egenskaper, har vi gjennomført ORBA analyse på 3 ulike datasett. Våre forskningsspørsmål er derfor:

- (1) Hvor godt egnet er vegetasjonsdatasettet fra eksperimentfeltet til ordinasjonsanalyse, og kan vi stole på prediksjonene for tid til restaurering (TTR)?
- (2) Hvordan påvirker de fire ulike kombinasjonene av jordtype og frøblanding tid til restaurering for vegetasjonen?
- (3) Hvilke implikasjoner har disse resultatene for restaurering av natur i alpine områder?



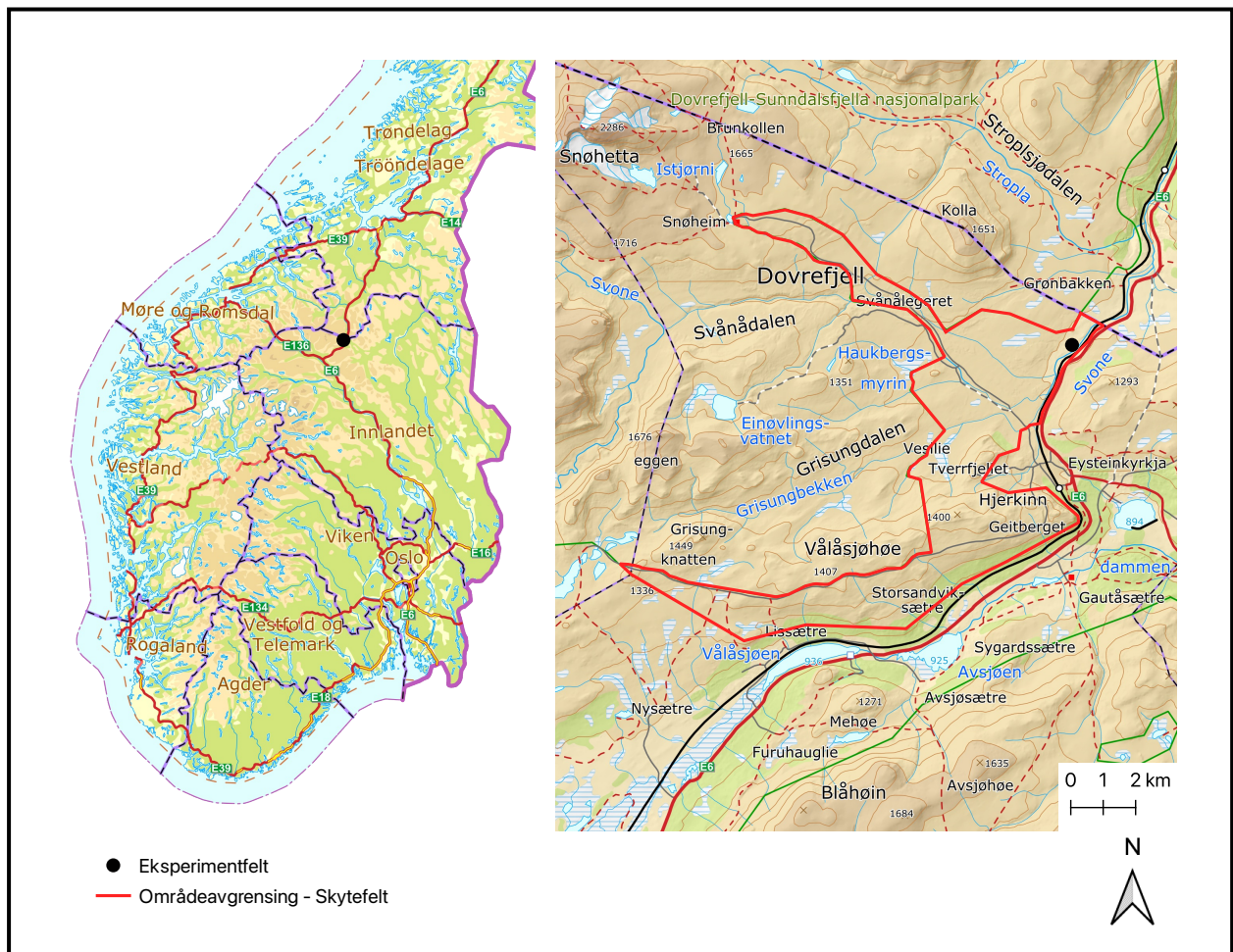
## 2. Materiale og metoder

### 2.1 Områdebeskrivelse

Ekspérimentfeltet ligger innenfor grensene til det tidligere militære skytefeltet på Hjerkin, Dovrefjell, 62°16' N, 9°27' E (Rydgren et al., 2017). Dovrefjell er et variert og komplekst fjellområde med spisse fjell og dype daler i vest, og et middels kupert ås- og fjellandskap i øst (Artsdatabanken, u.å.). Skytefeltet ligger i et av de siste forholdsvis intakte høyfjellsøkosystemene i Europa (Vloon et al., 2022).

Området ligger over den klimatiske skoggrensa i Midt-Norge, i svakt kontinental seksjon og i lavalpin sone 1000 moh. (Moen, 1998). Landskapet er et typisk fjelløkosystem som varierer mellom åpne heiområder, med innslag av fjellskog, enger og områder dominert av ulike dvergbusker (Artsdatabanken, u.å.). Vekstsesongen er omtrentlig 115 dager (Moen, 1998), og området beites av sau og introdusert moskus (Rydgren et al., 2017). Klimaet er kaldt og tørt, og nærmeste værstasjon er Fokstua som ligger 952 moh., 17 km SV for Hjerkin (Rydgren et al., 2017). Gjennomsnittlig årlig middeltemperatur er 0,8 °C for normalperioden 1991-2020. Gjennomsnittstemperaturen for januar ligger på -6,8 °C, og 11 °C i juli. Den årlige nedbøren har et gjennomsnitt på 453 mm for normalperioden 1991-2020 (Norsk Klimaservicesenter, 2022).

Ekspérimentfeltet ble etablert i en gammel veikant med lite naturlig reetablering av vegetasjonsdekket (Rydgren et al., 2017), og er 12 x 30 m. Ekspérimentfeltet ligger nörd-øst i det tidligere skytefeltet (figur 1) og topografien har høydeforskjeller mellom 100-250 meter innenfor 1 km radius (Artsdatabanken, u.å.). Vegetasjonen består også av spredte urter, gress og moser (Rydgren et al., 2017). Geologien kjennetegnes av prekambrisk metamorf og magmatisk berggrunn, dominert av metamorfoserte bergarter dekket av kalsiumfattige glasiale sedimenter (NGU, u.å.).



Figur 1. Kartet viser eksperimentfeltets (sort sirkel) geografisk plassering i Norge og innenfor skytefeltets grenser (rød avgrensning).

## 2.2. Datainnsamling

Datainnsamling for oppgaven er gjennomført med feltarbeid og data fra tidligere registreringer for området ledet av NINA v/ Dagmar Hagen. Vårt feltarbeid ble utført 2.-5. august 2021.

### 2.2.1. Tidligere undersøkelser 2011-2014

Eksperimentfeltet ble etablert i 2011 gjennom et samarbeid mellom forsvarsbygg og NINA. Målet var å undersøke virkningen av ulike jordtyper og frøblandinger på restaurering av vegetasjon (Rydgren et al., 2017). Eksperimentfeltet består av et randomisert rektangulært design med 160 ruter med 4 forskjellige jordblandinger og fem frøblandinger (figur 2). Jordblandingene består av fin mineraljord (sand), grov mineraljord (grus) organisk toppjord og organisk torv. Frøblandingene består av sauesvingel (*Festuca Ovina*), fjellrapp (*Poa*

*alpina*), Seterfrytle (*Luzula multiflora* ssp. *frigida*), en miks av alle tre og usådde referanseplott for alle jordtypene. Jordtypene som ble brukt under restaureringen representerer alpint landskap godt og er hentet innenfor en radius på 2 km fra eksperimentfeltet (Rydgren et al., 2017). Kombinasjon av jordtype og frøbehandling er tilfeldig plassering innenfor eksperimentfeltet. I 2012- 2014 ble vegetasjonen analysert gjennom ruteanalyser (Rydgren et al., 2017).

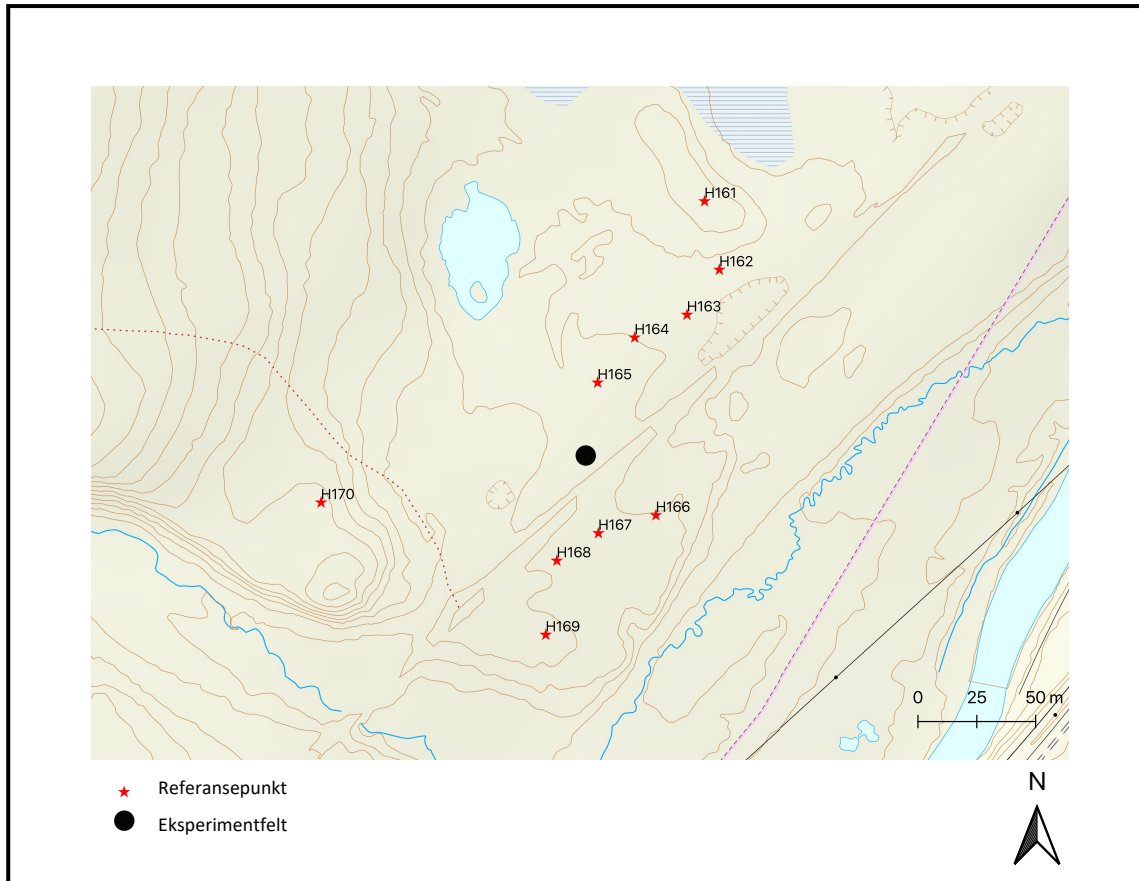


Figur 2. Viser eksperimentfeltet 3.august 2021.

### 2.2.2. Feltarbeid 2021

Vi undersøkte to frøbehandlinger, sådd sauesvingel og usådd i kombinasjon med to av jordtypene, organisk toppjord og grov mineraljord. Hver kombinasjon av frøbehandling og jordtype består av 8 replikater. Det betyr at har vi analysert 32 ruter i eksperimentfeltet i tillegg til 10 referanseruter i nærheten av eksperimentfeltet (Figur 3). Referanserutene ble trukket tilfeldig langs 10 m lange transekter, en rute per transekt (permanent oppmerking med al-rør under bakken). Transektenes plassering ble valgt for å dekke opp vegetasjonsvariasjonen i de nærmeste omgivelsene, med unntak av fuktigere miljøer som skiller seg vesentlig fra det tørre eksperimentfeltet.



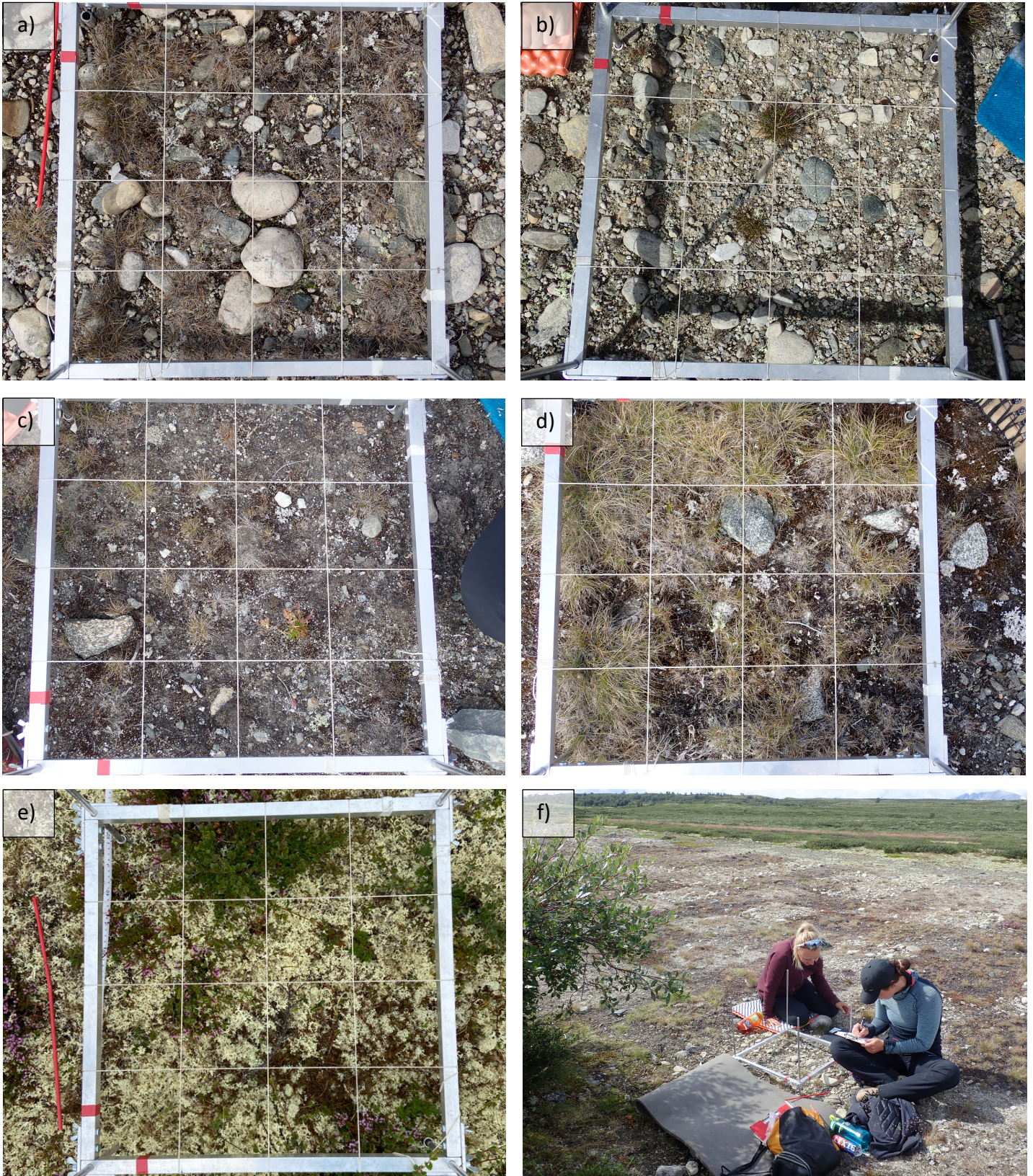


Figur 3. Viser Eksperimentfeltets plassering og GPS punkt for referanseruter markert med stjerne og nummer.

### 2.2.3 Ruteanalyse

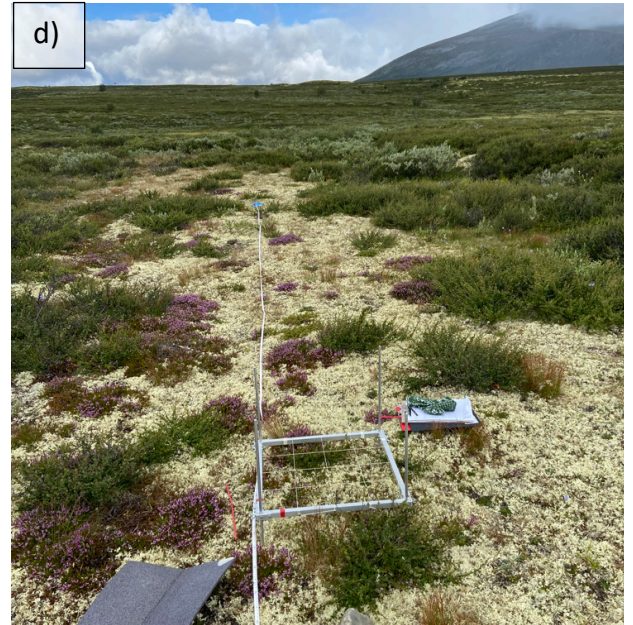
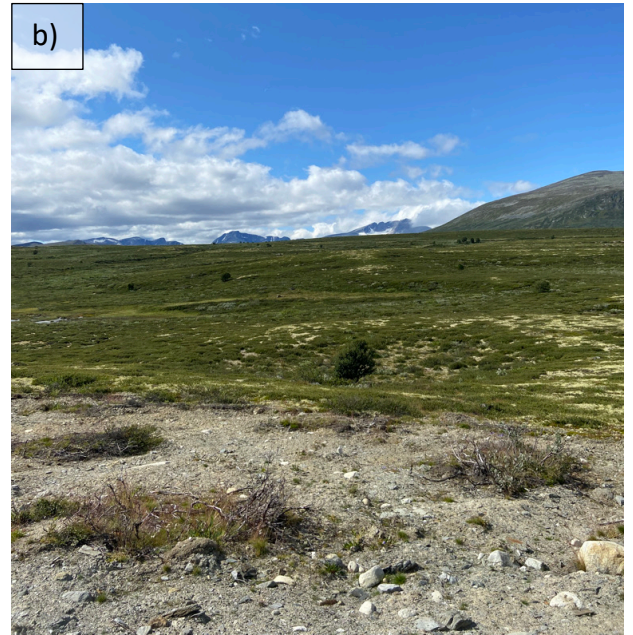
Rutineanalysene er gjennomført ved bruk av 0,5 x 0,5 m ruter med 16 småruter. Innenfor hver smårute ble det registrert forekomst av hver enkelt art, og smårutefrekvensen ble brukt som mengdemål (figur 4).





Figur 4. Bilde a) og b) viser ruter med grov mineraljord hvor a) er sådd og b) er usådd. Bilde c) og d) viser toppjord hvor c) er usådd og d) er sådd. Bilde e) viser referanserute fra omgivelsene, og f) viser ruteanalyse i eksperimentfeltet med deler av eksperimentfeltet og omgivelsene i bakgrunnen.





Figur 5 Bilde a), b), c) viser landskapsbilde fra omgivelsene og karakteristiske trekk for vegetasjon på Dovrefjell. Bilde b) viser tidligere vei i kontrast med omgivelsene. Bilde d) viser transekt i valg av referanserute fra omgivelsene.

#### 2.2.4 Nomenklatur

Nomenklatur følger *Gyldendals store nordiske flora* (Stenberg & Mossberg, 2018), *Sjekkliste over moser: vitenskapelige og norske navn* (Frisvoll, 1995). I tillegg følger Lav og noe utdaterte navn for moser Artsdatabanken.

#### 2.2.5 Dataanalyse

I denne oppgaven ble R versjon 4.0.3 brukt på alle statistiske analyser (*R Development Core Team 2020.*, u.å.).

Med 8 replikater per år, utgjør ruteanalysene for hvert år 32 ruter hver, 2012 dataene har en rute med null arter og er dermed slettet. Sammen med de 10 rutene fra omgivelsene utgjør datasettet til sammen 137 ruter. De ulike datasettene har fått navn som tilsier antall ruter i datasettet (tallkoden), referansene fra 2021 er med i alle datasett. Videre i oppgaven er datasettene referert til som D + tallkode (tabell 1).

Tabell 1. Viser navn for de 3 ulike datasettene og hvilke år de ulike datasettene inneholder.

<b>D137</b>	<b>D106</b>	<b>D74</b>
2012	-	-
2013	2013	-
2014	2014	2014
2021	2021	2021

For å predikere hvor lang tid det vil ta før artssammensetningen i eksperimentfeltet vil være tilnærmet lik omgivelsene brukte vi «ordination regression-based approach» (ORBA). Vi startet med en DCA-ordinasjonsanalyse (detrended correspondence analysis) (Hill & Gauch, 1980) med artssammensetningsdataene for de 4 årene i eksperimentfeltet og referansen i 2021 for å få rutescoren. Til DCA ordinasjonen ble vegan-pakken versjon 2.5-7 (Oksanen et al., 2020).



Ved bruk av ORBA analyse kreves det en tydelig suksesjonsgradient. Ordinasjonsanalysen for alle dataene indikerte på en suksesjonsgradient fra 2012, gjennom 2013, 2014 og 2021 til referansen i 2021. Deretter beregnet vi suksesjonsdistansen ( $d_{jt,0}$ ) som representerer avstanden mellom referansens gjennomsnittsverdi ( $X_0$ ) og restaurert rute i eksperimentfeltet ( $X_{jt}$ ), se figur 6 (Rydgren et al., 2019, 2020). Referanserutene ble kartlagt i 2021 for første gang og er dermed en statisk referanse (Rydgren et al., 2019).

$$D_{jt,0} = X_0 - X_{jt}$$

Figur 6 Formel for beregning av suksesjonsdistanse ( $d_{jt,0}$ ). Rutescore for referansens gjennomsnittsverdi ( $X_0$ ) og rutescore for restaurert rute i eksperimentfelt ( $X_{jt}$ ). Suksesjonsdistansen brukes for predikering av TTR med ORBA.

For hver kombinasjon av års sammensetning ble restaureringsmålet for ORBA modellene laget med gjennomsnittlig rutescore for omgivelsene registrert i 2021. Standardavviket ble regnet ut for hver av kombinasjonene og brukt på oversiden av gjennomsnittlinja for å vise det minste restaureringsmålet. Den asymptotiske modellen vil aldri skjære 0-linjen som representerer gjennomsnittet for referansen, derfor er punktet satt til 0,01 SD (Rydgren et al., 2019). For de lineære modellene er skjæringspunktet satt til 0 SD som ferdig restaurert. Hver av modellene fikk derfor to restaureringspunkt, ett ved det minste restaureringsmålet (+1 SD) og ett ved tilnærmet restaurert (tabell 2). Konfidensintervallet for alle modeller er 95%.

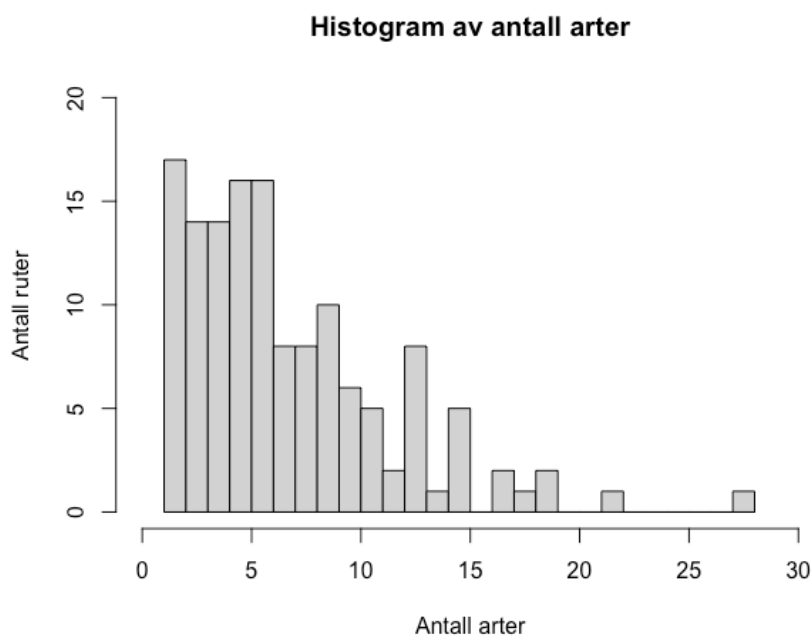
Tabell 2. Fremstilling av de ulike modellene med restaureringskriterier. Tabellen viser lineær modell med 1SD ( $TTR_{L-1SD}$ ) og 0SD ( $TTR_{L-0SD}$ ), og asymptotiske modeller med 1SD ( $TTR_{A-1SD}$ ) og 0,01SD ( $TTR_{A-0,01SD}$ ).

	Lineære modeller	Asymptotiske modeller
1SD	$TTR_{L-1SD}$	$TTR_{A-1SD}$
0/0,1SD	$TTR_{L-0SD}$	$TTR_{A-0,01SD}$

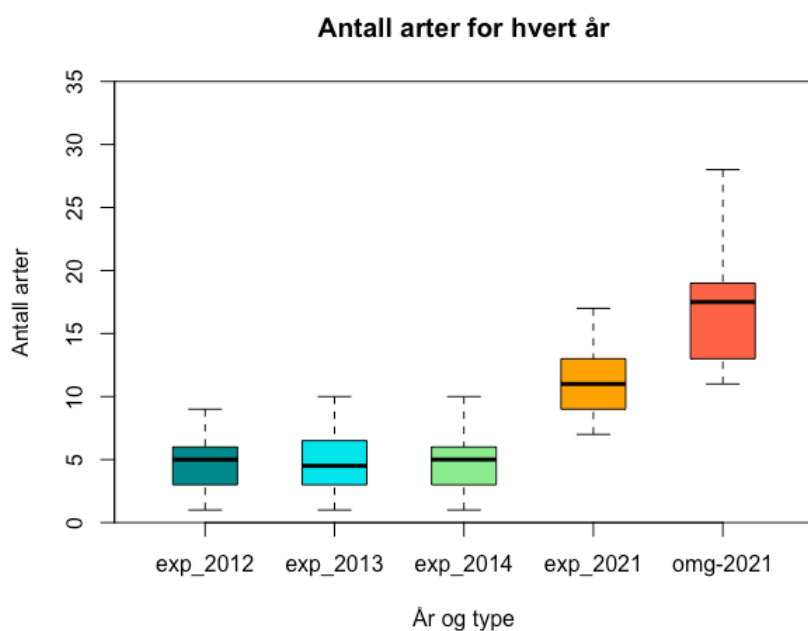
### 3. Resultat

#### 3.1 Artsfordeling gjennom årene

Mange ruter var svært artsfattige (figur 7), og det var en stor overvekt av ruter med mindre enn 5 arter. Det var spesielt de første årene at rutene fra eksperimentfeltet var artsfattige. Artsantallet økte gradvis fra 2 (medianverdien) i 2012, til 5 arter i 2013, 6 arter i 2014 og 12 arter i 2021. Referanserutene hadde likevel et betydelig høyere artsantall enn eksperimentrutene (figur 8).



Figur 7. Histogrammet viser fordelingen av ruter basert på antall arter, for alle år (2012-2014,2021) og ruter fra omgivelsene.

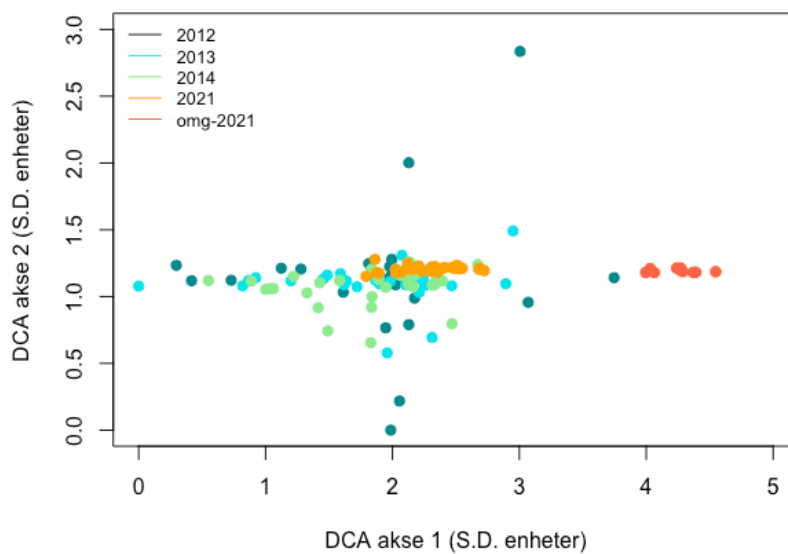


Figur 8. Boksplottet viser fordeling av arter fordelt på årene og type felt. X-aksen viser år og type, og y-aksen viser antall arter. Den horisontale sorte streken i boksene viser medianen for de ulike årene. Boksen viser det interkvartile spekteret, og vertikal stiptet linje viser min. og maks. verdier.

### 3.1.1 Ordinasjonsanalyse

Ordinasjonsanalysen for D137 viste at DCA akse 1 har et spenn på 4,54 SD enheter som indikerer stor utskiftning av arter langs den viktigste vegetasjonsgradienten (figur 9).

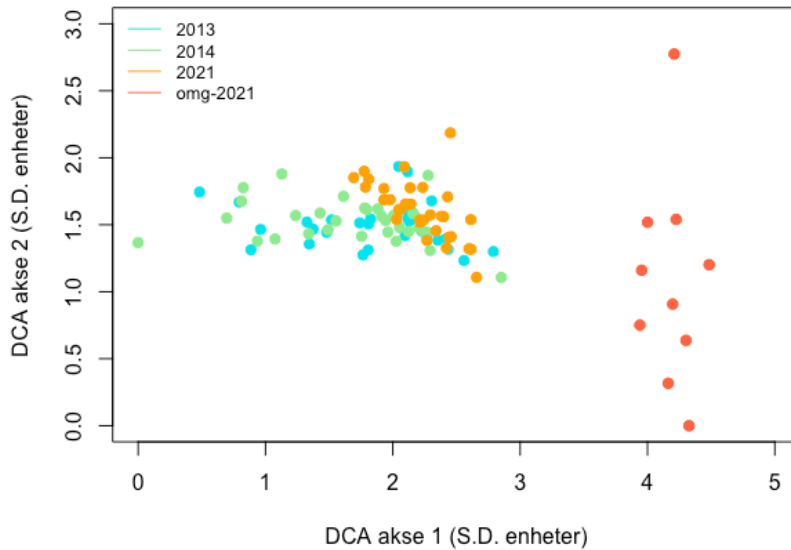
Ordinasjonsanalysen viser ingen tydelig mønster for rutene langs DCA akse 1 fra eksperimentfeltet for de ulike årene, selv ikke for 2021. I den ene ytterkanten av DCA akse 1 der noen av eksperimentrutene ligger, er rutene veldig dratt ut langs DCA akse 2 noe som gir hele konfigurasjonen av ruter langs de to ordinasjonsaksene en tosidig tungestruktur.



Figur 9. Rutene sin spredning basert på artssammensetning for datasett D137 fra eksperimentfeltet 2012 (mørk blå), 2013 (lys blå), 2014 (grønn), 2021 (oransje) og referanseruter fra omgivelsene i 2021 (rød). Viser en toveis tungestruktur, med en samling av ruter i midten og stor spredning av 2012 rutene.

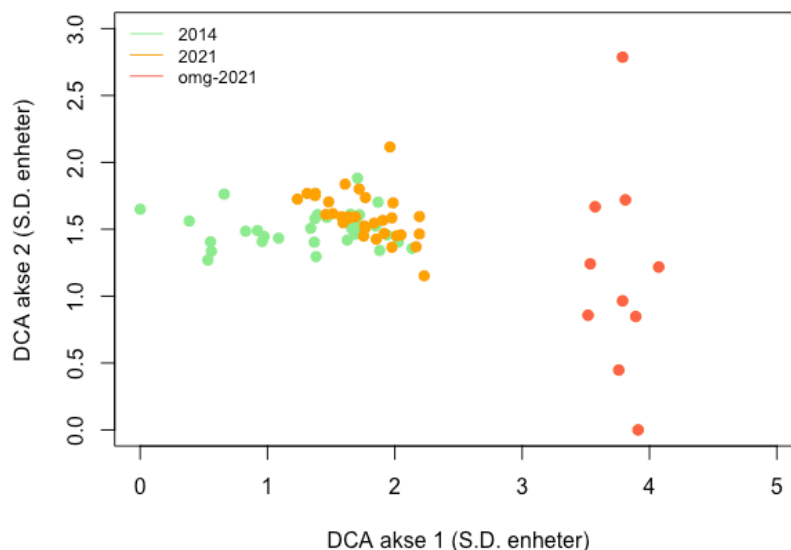
Ordinasjonsanalysen for D106 viser at DCA akse 1 har et spenn på 4.48 SD enheter som indikerer stor utskiftning av arter langs den viktigste vegetasjonsgradienten. Heller ikke for dette datasettet viser ordinasjonen ingen tydelig struktur for rutene langs DCA akse 1. I ytterkanten av DCA akse 1 hvor referanserutene ligger er de veldig dratt ut langs DCA akse 2, og gir dette datasettet en ensidig tungestruktur (figur 10).





Figur 10. Rutene sin spredning basert på artssammensetning for datasett D106 fra eksperimentfeltet 2013 (lys blå), 2014 (grønn), 2021 (oransje) og referanseruter fra omgivelsene i 2021 (rød). Referanserutene er spredt langs DCA akse 2.

Ved ordinasjonsanalyse med D74 har akselengden til DCA akse 1 blitt 4,07 SD enheter (figur 13). Det er overvekt av ruter fra 2014 med lavere verdi enn rutene fra 2021 i eksperimentfeltet, samt noen ruter med tilsvarende verdi. I dette datasettet er det en mer tydelig bevegelse fra 2014 og 2021 til 2021 omgivelsene langs vegetasjonsgradienten DCA akse 1. Referansens plassering langs DCA aksene er tilnærmet lik ved ordinasjon for D106 (figur 11).



Figur 11. Rutene sin spredning basert på artssammensetning for datasett D74 fra eksperimentfeltet 2014 (grønn), 2021 (oransje) og referanseruter fra omgivelsene i 2021 (rød). Referanserutenes plassering er tilnærmet lik D106. En mer tydelig plassering av rutene fra eksperimentfeltet langs vegetasjonsgradienten (DCA1)

### 3.1.2 Artsutvikling i frekvens

I første re-analysering av eksperimentfeltet i 2012 ble det registrert 16 arter hvor saltlav (*Stereocaulon sp.*), sauesvingel (*Festuca ovina*) og gulskinn (*Flavocetraria nivalis*) var de vanligste artene med en frekvens over 20 %. De vanligste artene fra 2012 har også en stigende frekvens i 2013, 2014 og 2021. I 2013 fikk også småsyre (*Rumex acetosella*), rabbebjørnemose (*Polytrichum piliferum*) og sandgråmose (*Racomitrium canescens*) en artsfrekvens over 20 % i tillegg til artene fra 2012. I 2014 opprettholdte artene fra 2012 og 2013 sin frekvens over 20 % sammen med lys reinlav som økte til 22 %. Fra 2014 til 2021 har det vært en generell økning i forekomst av alle arter. I 2021 fikk ugrasvegmose (*Ceratodon purpureus*), rabbeskjegg (*Alectoria ochroleuca*), islandslav (*Cetraria islandica*), grynrødbeger (*Cladonia coccifera*), kornbrunbeger (*Cladonia pyxidata*), pigglav (*Cladonia uncialis*), gulskjerpe (*Flavocetraria cucullata*) og skjoldnever (*Peltigera lepidophora*) en artsfrekvens godt over 20 %. Grynrødbeger, kornbrunbeger og pigglav er registrert for første gang i eksperimentfeltet i 2021, resterende av artene med frekvens over 20 % i 2021 har det tidligere vært registrert forekomst av. Sauesvingel, gulskinn og saltlav hadde frekvens over 20 % fra og med 2012 til og med 2021 og ble registrert i referanserutene. I tillegg har artene rabbebjørnemose, rabbeskjegg islandslav, lys- og grå- reinlav, gulskjerpe, grynrød- og kornbrunbeger og pigglav etablert seg i de analyserte rutene i løpet av perioden 2013-2021 samt at de er registrert i referansen. Småsyre er en art som er registrert i eksperimentfeltet for alle årene, re-analyseringen fra 2021 viser en synkende trend for arten og den er ikke registrert i referanserutene. Arter som ugrasveimose (2014 og 2021), sandgråmose (2013, 2014 og 2021) og skjoldnever er arter som kun er registrert i eksperimentfeltet. I tillegg har referanserutene fra 2021 et stort antall arter som ikke er registrert i de re-analyserte rutene i eksperimentfeltet eller har en lav frekvens i 2012-2014 og 2021.

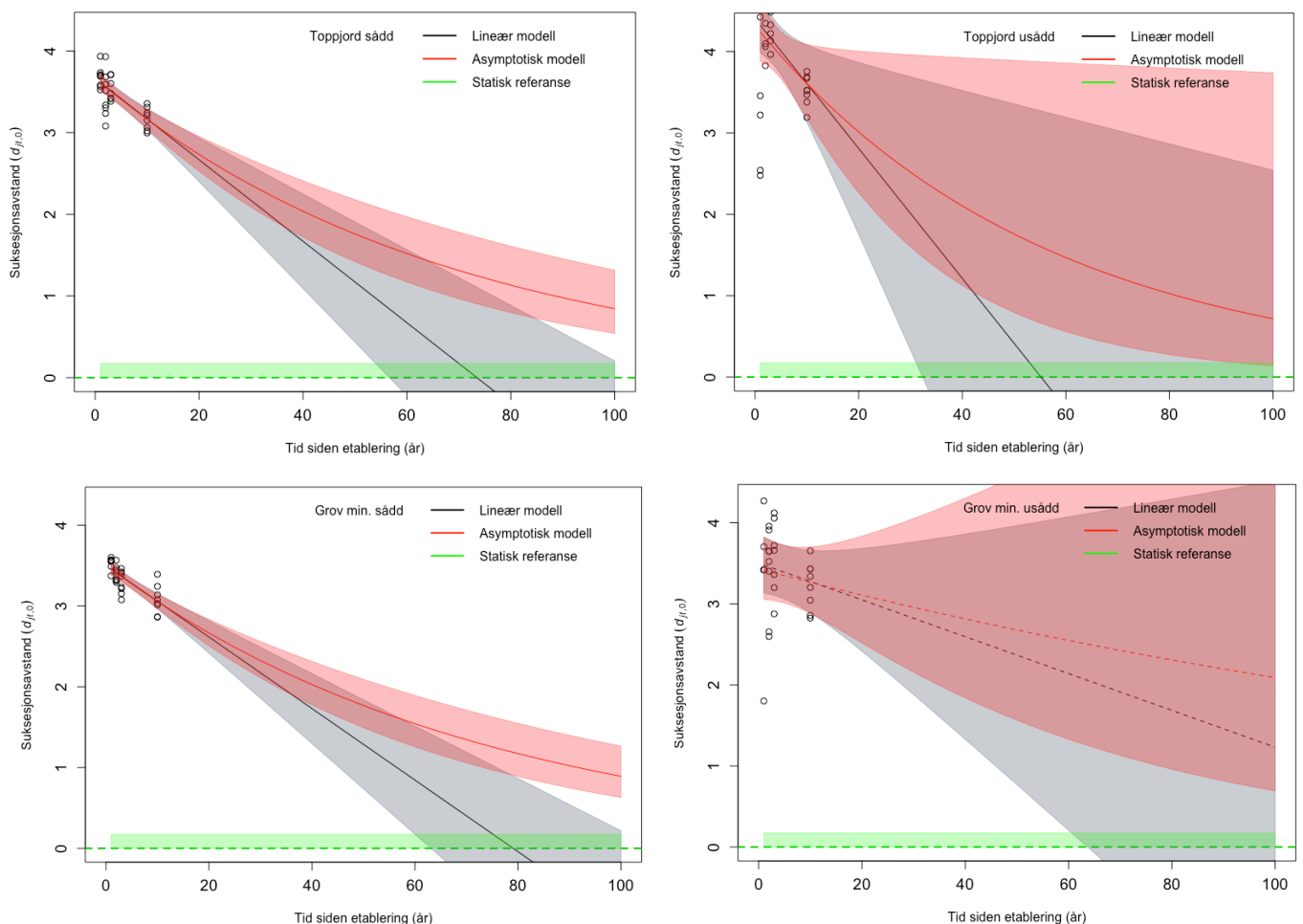
Tabell 3. Artsfrekvensen i % (Fkv) og gjennomsnittlig smårute­frekvens (SRF) for arter med frekvens  $\geq 20\%$  (uthevet i fet skrift) i eksperimentfeltet for 2012-2014, 2021 og omgivelsene 2021. Artsfrekvensen for de ulike årene (2012-2014, 2021) ble regnet ut med antall ruter med forekomst av art dividert på totalt antall ruter i eksperimentfeltet for gitt år (31 for 2012, 32 for 2013, 2014 og 2021). Gjennomsnittlig smårute­frekvens ble beregnet ved å ta summen av antall småruter med art, delt på antall ruter den finnes i. Verdier lik 0 er erstattet med «-».

Latinsk navn	Norsk navn	2012		2013		2014		2021		Omg. / ref.	
		Fkv	SRF	Fkv	SRF	Fkv	SFR	Fkv	SRF	Fkv	SRF
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	Melbær	-	-	-	-	-	-	-	-	<b>50</b>	12
<i>Betula nana</i>	Dvergbjørk	-	-	-	-	3	1	-	-	<b>90</b>	11
<i>Empetrum nigrum</i>	Krekling	-	-	3	1	-	-	9	1	<b>40</b>	8
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	-	-	-	-	-	-	-	-	<b>30</b>	10
<i>Rumex acetosella</i>	Småsyre	<b>16</b>	<b>1</b>	<b>41</b>	<b>6</b>	<b>72</b>	<b>9</b>	<b>34</b>	<b>3</b>	-	-
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	6	1	3	2	3	2	6	5	<b>40</b>	10
<i>Carex bigelowii</i>	Stivstarr	-	-	-	-	-	-	-	-	<b>40</b>	5
<i>Festuca ovina</i>	Sauesvingel	<b>59</b>	<b>14</b>	<b>91</b>	<b>10</b>	<b>97</b>	<b>12</b>	<b>100</b>	<b>16</b>	<b>100</b>	10
<i>Ceratodon purpureus</i>	Ugrasvegmose	-	-	-	-	19	4	<b>63</b>	8	-	-
<i>Pohlia nutans</i>	Nikkemose	-	-	-	-	-	-	3	1	<b>60</b>	3
<i>Polytrichum juniperinum</i>	Einerbjørnemose	-	-	-	-	3	1	9	10	<b>50</b>	7
<i>Polytrichum piliferum</i>	Rabbebjørnemose	<b>13</b>	<b>5</b>	<b>63</b>	<b>6</b>	<b>66</b>	<b>6</b>	<b>100</b>	<b>16</b>	<b>30</b>	10
<i>Racomitrium canescens</i>	Sandgråmose	-	-	<b>44</b>	<b>3</b>	<b>38</b>	<b>4</b>	<b>72</b>	<b>8</b>	-	-
<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse	-	-	-	-	-	-	-	-	<b>40</b>	4
<i>Alectoria ochroleuca</i>	Rabbeskjegg	-	-	6	1	6	1	<b>22</b>	2	<b>90</b>	12
<i>Cetraria islandica</i>	Islandslav	-	-	9	2	19	2	<b>81</b>	4	<b>80</b>	12
<i>Cladonia arbuscula</i>	Lys reinlav	6	1	9	1	<b>22</b>	1	<b>84</b>	4	<b>100</b>	15
<i>Cladonia coccifera</i>	Gryn­rødbeger	-	-	-	-	-	-	<b>28</b>	2	<b>40</b>	1
<i>Cladonia gracilis</i>	Syllav	-	-	-	-	-	-	3	1	<b>60</b>	5
<i>Cladonia pyxidata</i>	Kornbrunbeger	-	-	-	-	-	-	<b>56</b>	3	<b>50</b>	1
<i>Cladonia rangiferina</i>	Grå reinlav	-	-	3	5	3	1	3	2	<b>90</b>	7
<i>Cladonia stellaris</i>	Kvitkrull	-	-	-	-	-	-	3	1	<b>90</b>	8
<i>Cladonia uncialis</i>	Pigg­lav	-	-	-	-	-	-	<b>34</b>	1	<b>20</b>	9
<i>Flavocetraria cucullata</i>	Gulskjerpe	-	-	-	-	13	1	<b>22</b>	1	<b>100</b>	12
<i>Flavocetraria nivalis</i>	Gulskinn	<b>25</b>	<b>2</b>	<b>81</b>	<b>3</b>	<b>81</b>	<b>5</b>	<b>88</b>	<b>9</b>	<b>90</b>	15
<i>Peltigera lepidophora</i>	Skjoldnever	-	-	-	-	-	-	<b>53</b>	3	-	-
<i>Stereocaulon sp.</i>	Saltlav	<b>63</b>	<b>3</b>	<b>81</b>	<b>6</b>	<b>91</b>	<b>8</b>	<b>100</b>	<b>16</b>	<b>70</b>	7
<i>Tham­nolia vermicularis</i>	Makklav	-	-	-	-	-	-	-	-	<b>30</b>	4

### 3.2 Hvor lang tid vil restaurering ta?

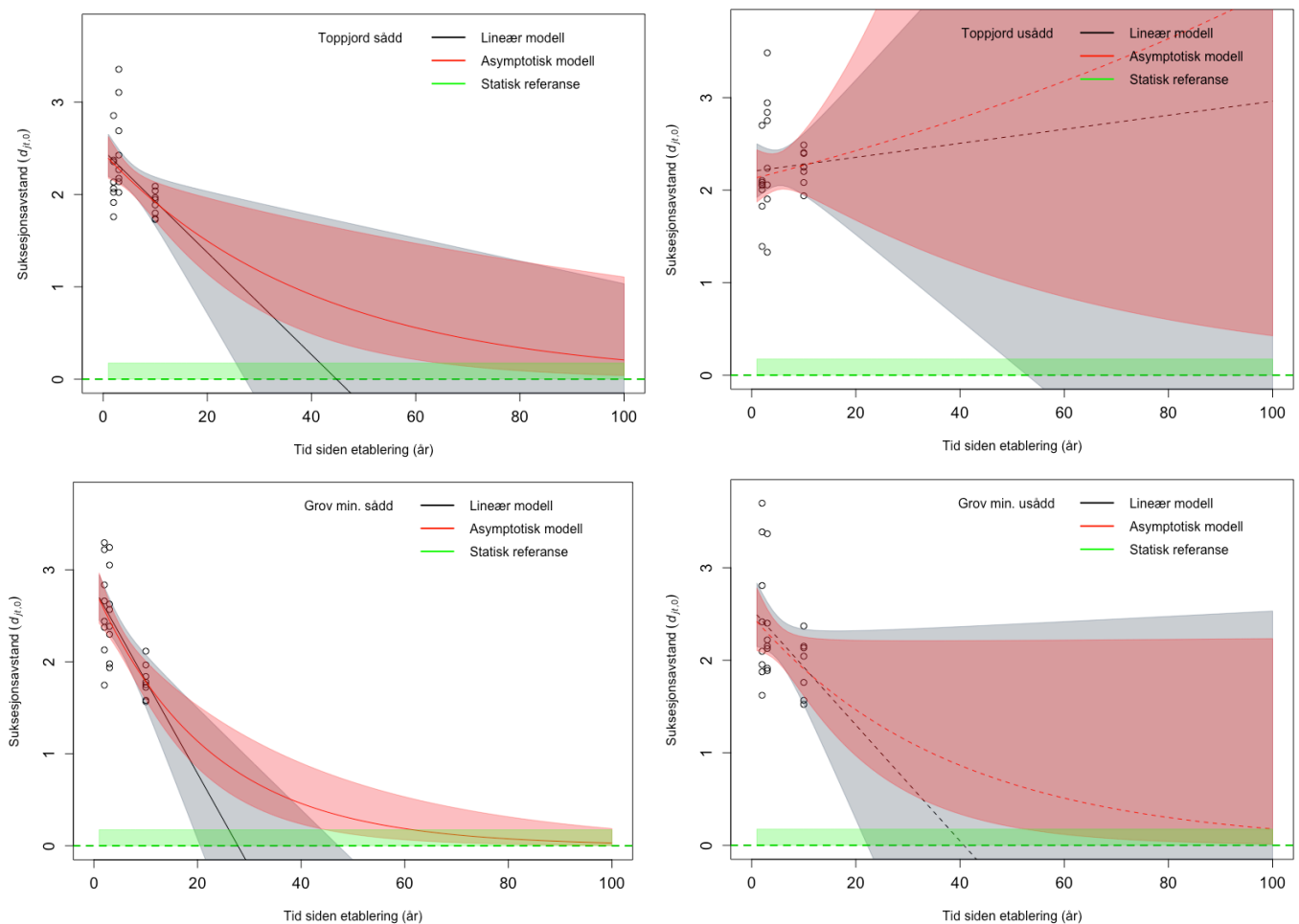
#### Modellering med ORBA for TTR

Modellering med ORBA for D137 (figur 12). I datasett 137 viste analysene for tid til restaurering (TTR) at de lineære modellene med toppjord usådd nådde referansen på 53 ( $TTR_{L-1SD}$ ) og 55 år ( $TTR_{L-0SD}$ ). Etterfulgt av toppjord sådd med lineære modeller med 70 ( $TTR_{L-1SD}$ ) og 73 år ( $TTR_{L-0SD}$ ). Sådd grov mineraljord med lineære modeller estimeres til 75 ( $TTR_{L-1SD}$ ) og 79 år ( $TTR_{L-0SD}$ ). Ved kombinasjon av alle år vil ingen av de asymptotiske modellene nå restaureringsmålet innen 100 år. Grov mineraljord usådd er ikke-signifikant, men beveger seg mot restaureringsmålet innen 200 år for den lineære modellen, og innen 600 og 1200 år for den asymptotiske (Tabell 4).



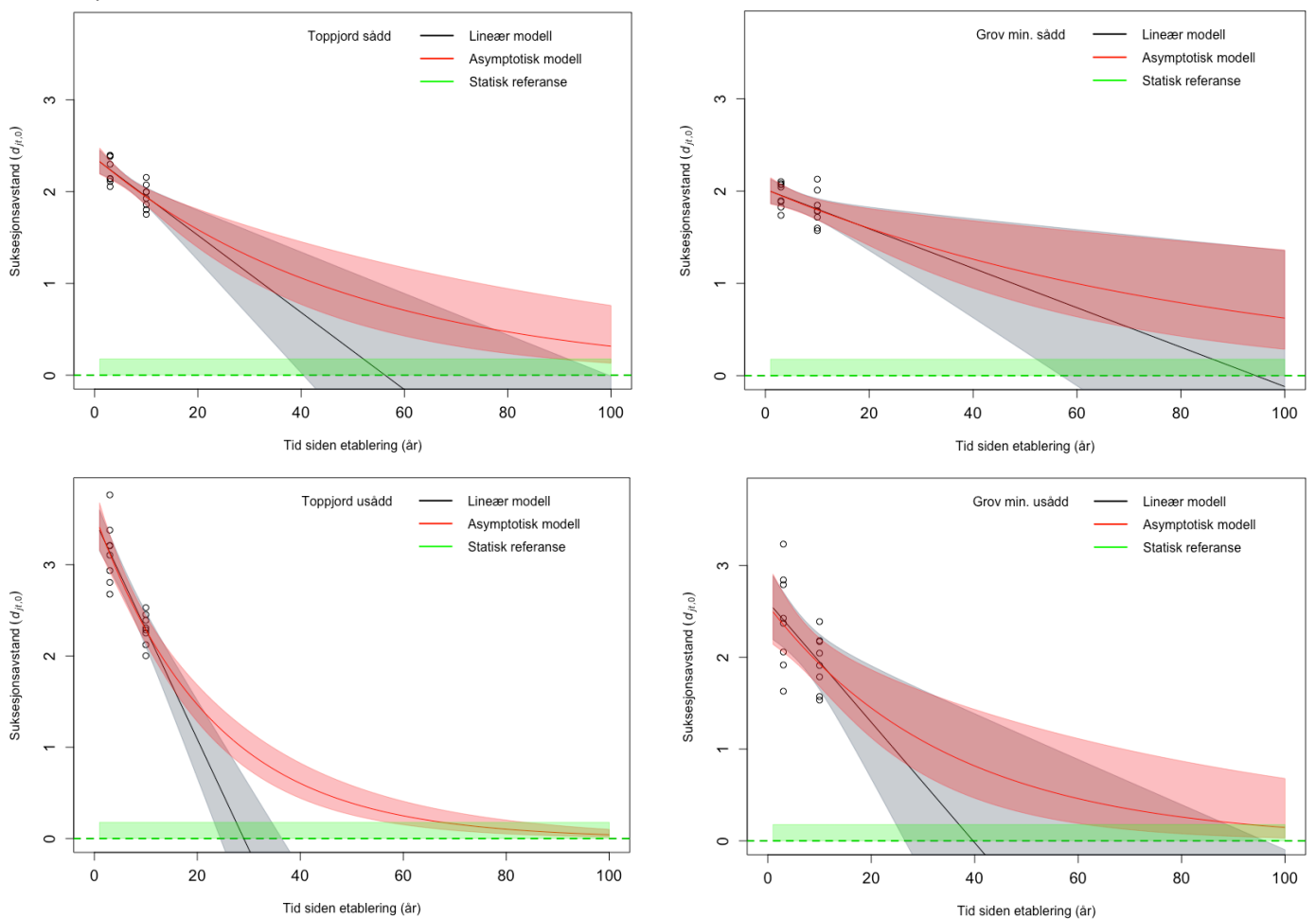
Figur 12. I modelleringen med ORBA for TTR D137 er det skilt mellom behandlinger som er signifikante og ikke-signifikante, ved at de ikke-signifikante har en stiplet linje. Gjennomsnittlig referanseverdi er markert med grønn stiplet linje og 1SD utgjør grønt felt. Det er regnet med både lineære og asymptotiske modeller for alle kombinasjoner av år. Grov mineraljord er ikke signifikant i dette datasettet.

I modellering med ORBA for D106 endres TTR for de lineære og asymptotiske modellene (figur 13). For toppjord sådd er den lineære modellen raskest med restaureringsverdi 42 ( $TTR_{L-1SD}$ ) og 45 år ( $TTR_{L-0SD}$ ). For Grov mineraljord sådd er den asymptotiske modellen raskest til TTR med 62 ( $TTR_{A-1SD}$ ) og 125 år ( $TTR_{A-0,01SD}$ ). Toppjord usådd har ikke signifikant p-verdi og beveger seg i bort fra restaureringsmål. Grov mineraljord sådd har heller ikke signifikant p-verdi, men behandlingene beveger seg likevel mot restaureringsmålet med stort tidsintervall for asymptotisk modell (tabell 4).



Figur 13. I modelleringen med ORBA for TTR D106 er det skilt mellom behandlinger som er signifikante og ikke-signifikante. Ikke-signifikante er modellert med stiplet linje. Gjennomsnittlig referanseverdi markert med grønn stiplet linje og 1SD utgjør grønt felt. Det er regnet med både lineære og asymptotiske modeller for alle kombinasjoner av år. Toppjord usådd og grov mineraljord usådd har ikke signifikante verdier i dette datasettet.

I modelleringen med ORBA for D74 får man de raskeste TTR resultatene, og alle modellene har signifikant p-verdi ved både lineær og asymptotisk modell (figur 14). Toppjord usådd har raskest TTR av alle behandlingene ved lineær modell med 28 ( $TTR_{L-1SD}$ ) og 29 år ( $TTR_{L-0SD}$ ), og ved asymptotisk modell med 68 ( $TTR_{A-1SD}$ ) og 132 år ( $TTR_{A-0,01SD}$ ). Toppjord sådd har raskest TTR ved lineær modell med 52 ( $TTR_{L-1SD}$ ) og 56 år ( $TTR_{L-0SD}$ ), og 128 ( $TTR_{A-1SD}$ ) og 271 år ( $TTR_{A-0,01SD}$ ) ved asymptotisk modell. Grov mineraljord usådd har kortere TTR enn toppjord sådd. Den lineære modellen har raskest TTR med 37 ( $TTR_{L-1SD}$ ) og 40 år ( $TTR_{L-0SD}$ ), og 93 ( $TTR_{A-1SD}$ ) og 194 år ( $TTR_{A-0,01SD}$ ) for den asymptotiske. Grov mineraljord sådd har 86 ( $TTR_{L-1SD}$ ) og 94 år ( $TTR_{L-0SD}$ ) ved lineær modell, og asymptotisk med 207 ( $TTR_{A-1SD}$ ) og 452 år ( $TTR_{A-0,01SD}$ ) (tabell 4).



Figur 14. I modelleringen med ORBA for TTR D74 har alle behandlinger signifikant p-verdi. Gjennomsnittlig referanseverdi markert med grønn stiplede linje og 1SD utgjør grønt felt. Det er regnet med både lineære og asymptotiske modeller for alle kombinasjoner av år.



Det er store variasjoner mellom D137 og D74 dataene i beregning av TTR (tabell 4). Ved sådd toppjord vil TTR for den lineære modellen bli 17 ( $TTR_{L-0SD}$ ) og 22 år ( $TTR_{L-1SD}$ ) kortere, og den asymptotiske 131 ( $TTR_{A-0,01SD}$ ) og 80 år ( $TTR_{A-1SD}$ ) kortere. For usådd toppjord endrer den lineære modellens restaureringstid med 26 ( $TTR_{L-0SD}$ ) og 25 år ( $TTR_{L-1SD}$ ) kortere, og 206 ( $TTR_{A-0,01SD}$ ) og 111 år ( $TTR_{A-1SD}$ ) kortere ved asymptotisk modell. Grov mineraljord sådd ved lineær modell vil gi lengre restaureringstid på 15 ( $TTR_{L-0SD}$ ) og 11 år ( $TTR_{L-1SD}$ ). Ved asymptotisk modell vil det bli lengre restaureringstid på 24 år ( $TTR_{A-0,01SD}$ ), og kortere restaureringstid på 13 år ( $TTR_{A-1SD}$ ). Grov mineraljord usådd har først signifikante verdier i D74 datasettet og vil dermed ikke ha noe variasjon.

Tabell 4. Restaureringstid for de 4 kombinasjonene av behandling med lineær modell med 0 SD ( $TTR_{L-0SD}$ ) og 1 SD ( $TTR_{L-1SD}$ ), og asymptotisk modell med 0,01 SD ( $TTR_{A-0,01SD}$ ) og 1SD ( $TTR_{A-1SD}$ ). Beregninger med ikke-signifikant p-verdi eller bevegelse i motsatt retning av restaurering er markert med gult. Standardavvik fra referansens gjennomsnitt er beregnet individuelt for hvert datasett.

### D137

	$TTR_{L-0SD}$	$TTR_{A-0,01SD}$	$TTR_{L-1SD}$	$TTR_{A-1SD}$
<i>Toppjord sådd</i>	73	402	70	208
<i>Toppjord usådd</i>	55	338	53	179
<i>Grov min. sådd</i>	79	428	75	220
<i>Grov min. usådd</i>	154	1179	147	603

### D106

<i>Toppjord sådd</i>	45	223	42	107
<i>Toppjord usådd</i>	-291	-794	-268	-371
<i>Grov min. sådd</i>	278	125	261	62
<i>Grov min. usådd</i>	42	209	40	101

### D74

<i>Toppjord sådd</i>	56	271	52	128
<i>Toppjord usådd</i>	29	132	28	68
<i>Grov min. sådd</i>	94	452	86	207
<i>Grov min. usådd</i>	40	194	37	93

## 4. Diskusjon

### 4.1 Hvor godt egnet er vegetasjonsdatasettet fra eksperimentfeltet til ordinasjonsanalyse, og kan vi stole på prediksjonene for tid til restaurering (TTR)?

Ordinasjonsanalyser er følsomme for få og sjeldne arter, og har vanskelig for å plassere rutene riktig i ordinasjon da det er få «punkter» å plassere de ut ifra (Auestad et al., 2020; Økland, 1990). Ved bruk av boksplottet og histogrammet bekreftes dette med den lave forekomsten av arter i de to første årene etter etablering av eksperimentfeltet. Med median på kun 2 arter pr. rute i 2012. Dette gjør at rutenes forekomst av arter ikke vil vises hensiktsmessig i sammenheng med rutene fra 2014 og 2021. Ved ordinasjonsanalyse for D137 datasettet er det rutene fra 2012 som er de mest krevende. De strekker seg ut over DCA akse 2 og skaper en tosidig tungestruktur (Økland, 1990), og referanserutene blir presset sammen langs akse 2. I dataene fra 2012 er det spesielt mange ruter som inneholder få arter som skaper et dårlig forhold mellom modell og dataene. Ved å fjerne de mest krevende dataene fra 2012 endres ordinasjonsanalysen vesentlig i D106 datasettet. Her er det referanserutene som trekkes ut langs DCA akse 2. Ved valg av referanseruter ble det forsøkt å dekke opp variasjonen i omkringliggende vegetasjon sett bort fra fuktige deler av landskapet. Grunnet referansens spredning langs DCA akse 2 er ordinasjonen for dette datasettet mer troverdig. Likevel er suksesjonen fortsatt i et tidlig stadie etter 2 år, som er en kaotisk fase og gjør at disse dataene er dårlig egnet til å predikere tid til restaurering (Rydgren et al., 2004). Ved å kun benytte D74 datasettet er referansenes plassering langs DCA akse 1 og 2 tilnærmet lik plasseringen i D106 ordinasjonen. De noe usikre dataene fra 2013 som skaper usikre prediksjoner er også fjernet for å oppfylle kravet om et minimum med 5 arter per rute (Rydgren et al., 2020).

Resultatene våre viser at 3 av 12 TTR beregninger er ikke signifikante, og er derfor ekstra usikre. Resultatene våre viser at endringen i TTR er påvirket positivt med kortere restaureringstid ved å ekskludere årene 2012 og 2013. Rydgren et al. (2019) advarer mot bruk av to tidspunkt da dette kan skape noe usikre modeller. Likevel er D74 datasettet det eneste datasettet som får signifikante p-verdier for alle behandlingene med både lineær og asymptotisk modell, noe som tyder på at modellen passer godt for datasettet. I tillegg bygger dette opp under at det har gått nok tid for artssammensetningen til å etablere seg til

at de relaterer til omgivelsene. Datasettet lar seg relatere til omgivelsene, når det blir et høyere arts mangfold, med over 5 arter per rute som er anbefalt for gjennomføring av ORBA (Rydgren et al., 2020). Ved flere arter vil også lettere kunne skilles mellom likheter og forskjeller for rutene fra eksperimentfeltet og omgivelsene.

Det er vist i tidligere studier at suksessjonen for vegetasjon ikke er en lineær prosess (Carey et al., 2006; Chang et al., 2019; Rydgren et al., 2004). Dette har også vist i tidligere forskning ved bruk av ORBA, resultatene tyder på at endringer over tid i artsetablering ikke er en lineær prosess (Rydgren et al., 2019). Vanligvis er artsomsetningen høyest i den tidlige suksessjonsfasen, og avtar på en ikke lineær/asymptotisk måte (Auestad et al., 2020). Derfor vil en asymptotisk modell ofte passe bedre for å beskrive suksessjonsprosessen (Auestad et al., 2020). Lineære modeller har i mange tilfeller en tendens til å være for optimistiske, fordi en konstant suksessjonsrate er urealistisk og viser ikke til avtagende suksessjon (Auestad et al., 2020; Rydgren et al., 2020). I tillegg burde data som brukes til TTR med ORBA dekke et tidsintervall som viser suksessjonens utvikling over tid. I suksessjonen kan tilfeldige trender av artsforekomst mellom de ulike årene overstyre de tidsmessige trendene (Rydgren et al., 2019). Det vil si at forekomst av sjeldne arter og ved få registreringer kan påvirke den predikerte tiden til restaureringsmål er nådd. I 2012 og 2013 hvor det allerede er få arter, vil forekomst av sjeldne arter føre til at rutenes plassering langs vegetasjonsgradienten ikke vil være i sammenheng med resten av eksperimentfeltets plassering.

Feltet har blitt analysert totalt 4 ganger etter etablering, noe som legger et godt grunnlag for en ORBA analyse, som burde inneholde minst 3 datainnsamlinger (Rydgren et al., 2019). I våre predikeringer ved bruk av ORBA har vi datasett med 4, 3 og 2 registreringer. I tidligere studier med bruk av ORBA (Auestad et al., 2020; Rydgren et al., 2019) vises det til at foretrukket modell ved minst 3 registreringer er asymptotisk modell da den tar hensyn til avtagende suksessjon (Rydgren et al., 2020). Likevel har vi tatt utgangspunkt i D74 dataene da disse får en mer pålitelig ordinasjonsanalyse og signifikante modeller for alle behandlingene.

Hva som defineres som restaurert er også med å påvirke hvordan vi ser på resultatene våre. Et inngrep i naturen vil i mange tilfeller være synlig i flere år etter inngrepet og restaurering. Det er derfor mulig at landskapet ikke vil bli fullt og helt restaurert (Van Andel & Aronson, 2006; Rydgren et al., 2020). Rydgren et al., (2020) viser til at valgt referanse burde være dynamisk, da vegetasjonen i det naturlige også går gjennom endringer over tid. Ved å ha en statisk referanse jobber man mot å restaurere til et historisk tidspunkt.

Det er derfor lagt til 1SD fra referansegjennomsnittet (Rydgren et al., 2020) som tilsvarer tilnærmet restaurering.

#### 4.2 Hvordan påvirker de fire ulike kombinasjonene av jordtyper og frøblanding tid til restaurering for vegetasjon?

For datasett D74 som er best egnet til å predikere TTR fikk vi store forskjeller mellom de fire ulike behandlingene. D74 har de korteste TTR beregningene, og som vi mener har de mest pålitelige predikeringene. Resultatene viser at de usådde behandlingene kommer best ut, hvor toppjord usådd får TTR på 68 ( $TTR_{A-1SD}$ ) og 132 år ( $TTR_{A-0,01SD}$ ). Deretter kommer grov mineraljord usådd med TTR på 93 ( $TTR_{A-1SD}$ ) og 194 år ( $TTR_{A-0,01SD}$ ). Toppjord sådd og grov mineraljord sådd får de lengste TTR resultatene. De gir omtrent dobbelt så lange predikeringer for TTR sammenlignet med de usådde behandlingene.

Såing med sauesvingel gir et dårlig resultat i kombinasjon med begge jordtypene, og viser at det trolig ikke vil være gunstig å så i områder i likhet med eksperimentfeltet. Tanken bak innsåing med kommersielle arter er å danne et vegetasjonsdekke raskest mulig som vil legge til rette for og stimulere de tregere stedeegne artene (Rydgren et al., 2016). Deretter vil de stedeegne artene med tiden øke og få et tettere vegetasjonsdekke, hvor de kommersielle artene vil avta og til slutt forsvinne (Rydgren et al., 2016). I tidligere studier med såing i alpine områder viset det til at arter som inngår i kommersielle frøblandinger fortsatt er til stede 20 år etter innsåing (Hagen et al., 2014; Rydgren et al., 2016). Dette vil trolig være tilfelle i eksperimentfeltet på Hjerkinns også, da den gjennomsnittlige smårutefrekvensen for sauesvingel i 2021, bare 10 år etter innsåing, allerede var 16 av 16 ruter. Til tross for at sauesvingel er en naturlig art på Dovrefjell, har referanserutene en gjennomsnittlig smårutefrekvens på 10 av 16 ruter. Smårutefrekvensen til sauesvingel i eksperimentfeltet er allerede vesentlig høyere enn i omgivelsene. Det er uvisst om den høye forekomsten av sauesvingel vil hjelpe med etablering av stedeegne arter i eksperimentfeltet (Bayfield, 1996; Gretarsdottir et al., 2004; Kidd et al., 2006), eller om arten vil holde seg konkurransesterk (Barni et al., 2007; Hagen et al., 2014; Rydgren et al., 2011, 2016), slik den viser tendenser til. Studier viser at arten har god etableringsevne, og kan bli et hinder for etablering og økning av artsmangfold på restaurerte områder (Hagen et al., 2014). Smårutefrekvensen tyder på at store deler av feltsjiktet består av sauesvingel. Siden sauesvingel er en gressart som vokser i tuer vil den trolig breie seg ut, og kan dermed hindre etablering av arter fra omgivelsene.

Dette er med på å begrunne de sådde behandlingenes dårlige TTR resultater målt opp mot referansene. Om den høye forekomsten av sauesvingel fortsetter, er det vanskelig å forutsi hvor like de sådde rutene vil bli omgivelsene og hvor lang tid det vil ta.

Gode jordforhold er viktig for etablering av stedegen vegetasjon (Hagen et al., 2014), og våre analyser viser at toppjord usådd har et bedre resultat enn grov mineraljord usådd. Jordfuktighet, mengde fint jordsubstrat og mengde organisk materiale gir gode vekstmuligheter (A. B. Skrindo & Pedersen, 2004; Vloon et al., 2022).

Toppjorden brukt i behandlingene består av overjord fra fuktig lynghei og inneholdt frø og plantefragmenter (Rydgren et al., 2017). Innholdet av organisk materiale i den grove mineraljord er trolig mindre enn i toppjorden, og vegetasjonsutvikling på jord med lavt innhold av organisk materiale går vanligvis langsommere (Kidd et al., 2006; Rydgren et al., 2013, 2016). Jord med høyt innhold av organisk materiale har gunstigere vekstforhold, og sannsynligvis en større frøbank enn jord med lavere innhold av organisk materiale. Dette kan også begrunnes med at mineraljord har lavere innhold av organisk materiale og fører til dårligere vann- og næringsholdningskapasitet som gir lav tilgjengelighet av makronæringsstoffer (Reid & Naeth, 2005; Rydgren et al., 2017). Kvalitetene på jordegenskapene har stor betydning for frøplanters fremvekst, overlevelse og vekst (Rydgren et al., 2017). Revegetering fra organisk jord er basert på spiring fra den naturlige frøbanken, etterfulgt av en naturlig suksesjonsprosess (Skrindo & Pedersen 2004).

Šebelíková et al., (2019) studie viser at passiv restaurering kan gi like gode forutsetninger for fullstendig restaurering som aktiv restaurering. Her begrunnes det med den naturlige frøbanken som allerede er til stede og det øverste jordlaget har en mer likt artssammensetning som den naturlige vegetasjonen (A. b. Skrindo & Halvorsen, 2008; Zhang et al., 2001). Gjennom gode spireforhold vil vi kunne dra nytte av den naturlige frøbanken, og gjennom bevaring av det øverste jordlaget ved inngrep (Kidd et al., 2006).

#### 4.3 Hvilke implikasjoner har dette for restaurering i alpin sone?

For karplanter i alpine områder kan frøproduksjonen være svært varierende. Klima og værforhold vil føre til stor variasjon i produksjonsevne og overlevelsesdyktighet. Frøes evne til å etablere seg og spire samt høy dødelighet er karakteristiske trekk i alpint landskap, og har stor variasjon fra år til år (Rydgren et al., 2011). I tillegg vil frøproduksjonen synke når arter

når høydegrensen for produksjon (Rydgren et al., 2011). I et åpent landskap som Dovre med tidvis sterk vind vil det være god frøspredning, og frø kan spres over flere kilometers avstand. Lav dominerer store deler av bunnsjiktet på Dovre, og vind vil være med å øke den vegetative formeringen for lavarter (Sulavik et al., 2021). I åpne landskap med store restaureringsfelt vil disse fungere som store frøfeller, samt et godt grunnlag for etablering av lav (Rydgren et al., 2011). Selv om dødeligheten for vindtransporterte frø er høy vil dette være med å øke det organiske materiale i jorda, og fremtidig spiring og etableringen for frø. Eventuelle tiltak for å minske dødeligheten av naturlig spredte frø er å tilføre organisk matjord for å tilrettelegge for bedre spireforhold (Rydgren et al., 2013).

Kommersielle gressarter er mye brukt i økologisk restaurering for å utvikle et stabilt vegetasjonsdekke samt redusere jorderosjon og åpne sår i naturen (Hagen & Skrindo, 2010; Rydgren et al., 2016). De lave temperaturene og den korte vekstsesong gjør etablering av vegetasjon stressende og påvirker hastigheten for alle biologiske prosesser negativt (Rydgren et al., 2013). Områder utsatt for erosjon øker skadevirkningen til et inngrep (Jørgensen et al., 2016), og studien til Jørgensen et al., (2016) viser til flere vurderinger som hevder at vegetasjonen bør overstige 70-80 % dekning for å redusere jorderosjon i alpine sone. Rask etablering av vegetasjon er derfor en viktig og avgjørende faktor for å forhindre erosjon. På grunn av langsomme naturlige revegeteringsprosesser er det nødvendig med aktive tiltak i form av såing med raskt etablerende arter (Gao et al., 2019; Jørgensen et al., 2016; Scotton & Andreatta, 2021), hvor sauesvingel kan være hensiktsmessig. Målet med våre analyser var å se på hvilken behandling som raskest fikk tilnærmet vegetasjonssammensetning som omgivelsene. Likevel kan erosjon være et problem på Dovre da landskapet består av store åpne områder som er vindutsatt. I erosjonsutsatte områder er målet først og fremst å forhindre erosjon, for deretter å kunne etablere et naturlig vegetasjonsdekke (Jørgensen et al., 2016). Ulike restaureringsmål for ulike prosjekt er derfor viktig å fastsette for å kunne bruke gode restaureringsmetoder (Aasetre et al., 2022).

Våre resultater ved bruk av ORBA viser tydelige problemer med å predikere TTR for årlige re-analyser i den tidlige suksesjonsfasen. Dette viser implikasjoner på at re-analyser hvor suksesjonen er langsom burde analyser gjennomføres over et større tidsrom for å få pålitelige resultater. Bruk av toppjord uten tilsåing av arter viser en tydelig raskere restaureringstid. Med hensyn til frøspredning og mengde organisk materiale i jorden vil naturen ut ifra våre implikasjoner kunne etablere vegetasjon av stedeagne arter med tiden.

Innsåning av en art som er lokal men ikke dominerende i den naturlige artssammensetningen vil ut ifra våre analyser dominere over et tidsrom, og forsinke restaureringstiden for å oppnå omgivelsenes vegetasjonssammensetning (Rydgren et al., 2016).



Referanseliste:

Artsdatabanken. (u.å.). *LA-TI-IA-33 Middels kupert ås- og fjellandskap med hei under skoggrensen*. Artsdatabanken.

<https://www.artsdatabanken.no/nin/LA/TI/I/A/33>

Auestad, I., Rydgren, K., & Halvorsen, R. (2020). Dataset properties affect the performance of the ordination regression-based approach (ORBA) in predicting time to recovery. *Ecological Engineering*, 152, 105875.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105875>

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.

[https://doi.org/10.1657/1523-0430\(2007\)39\[25:IBVRAS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1657/1523-0430(2007)39[25:IBVRAS]2.0.CO;2)

Bayfield, N. G. (1996). Long-Term Changes in Colonization of Bulldozed Ski Pistes at Cairn Gorm, Scotland. *Journal of Applied Ecology*, 1359–1365.

<https://doi.org/10.2307/2404776>

Cairns, J., & Heckman, J. R. (1996). Restoration ecology: The State of an Emerging Field. *Annual Review of Energy and the Environment*, 21, 167–189.

<https://doi.org/10.1146/annurev.energy.21.1.167>

Carey, S., Harte, J., & Del Moral, R. (2006). Effect of community assembly and primary succession on the species-area relationship in disturbed ecosystems. *Ecography*, 29, 866–872.

<https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04712.x>

Chang, C. C., Halpern, C. B., Antos, J. A., Avolio, M. L., Biswas, A., Cook, J. E., Del Moral, R., Fischer, D. G., Holz, A., Pabst, R. J., Swanson, M. E., & Zobel, D. B. (2019). Testing conceptual models of early plant succession across a disturbance gradient. *Journal of*

*Ecology*, 107, 517–530.

<https://doi.org/10.1111/1365-2745.13120>

FN. (2022, februar 23). *Livet på land*. FN.

<https://www.fn.no/om-fn/fns-baerekraftsmaal/livet-paa-land>

Forsvarsbygg. (2021, juni 3). *Om Hjerkin*. Forsvarsbygg.

<https://www.forsvarsbygg.no/no/miljo/rive-og-ryddeprosjekt2/hjerkin/om-hjerkin/>

Frisvoll, A. A., Elvebakk, A., Flatberg, K. I. & Økland, R. H. (1995). *Sjekkliste over norske mosar: Vitskapleg og norsk namneverk*.

Norsk institutt for naturforskning. Temahefte 4: 1-104.

<https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2836235>

Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J.

G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., & Dixon, K. W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, 27, S1–S46.

<https://doi.org/10.1111/rec.13035>

Gao, X., Dong, S., Xu, Y., Wu, S., Wu, X., Zhang, X., Zhi, Y., Li, S., Liu, S., Li, Y., Shang, Z.,

Dong, Q., Zhou, H., & Stufkens, P. (2019). Resilience of revegetated grassland for restoring severely degraded alpine meadows is driven by plant and soil quality along recovery time: A case study from the Three-river Headwater Area of Qinghai-Tibetan Plateau. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 279, 169–177.

<https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.01.010>

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.

<https://doi.org/10.1111/j.1061-2971.2004.00371.x>

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.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.030>

Hagen, D., & Skrindo, A. (2010). *Håndbok i Økologisk Restaurering*. Forebygging og rehabilitering av naturskader på vegetasjon og terreng. Forsvarsbygg, Oslo.

<https://www.forsvarsbygg.no/contentassets/1b24a6a488754283995d7844f0dcbc56/handbok-i-okologisk-restaurering.pdf>

Hill, M. O., & Gauch, H. G. (1980). Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. In *Classification and ordination*, 42, 47–58. Springer, Dordrecht.

<https://doi.org/10.1007/BF00048870>

Jørgensen, M. H., Elameen, A., Hofman, N., Klemsdal, S., Malaval, S., & Fjellheim, S. (2016). What's the meaning of local? Using molecular markers to define seed transfer zones for ecological restoration in Norway. *Evolutionary Applications*, 9, 673–684.

<https://doi.org/10.1111/eva.12378>

Kidd, J. G., Streever, B., & Jorgenson, M. T. (2006). Site Characteristics and Plant Community Development Following Partial Gravel Removal in an Arctic Oilfield. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 38, 384–393.

[https://doi.org/10.1657/1523-0430\(2006\)38\[384:SCAPCD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1657/1523-0430(2006)38[384:SCAPCD]2.0.CO;2)

Moen, A. (1998). *Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon*. Statens Kartverk, Hønefoss.

NGU. (u.å.). *Berggrunn*. Hentet 31. mars 2022, hentet fra

[https://geo.ngu.no/kart/berggrunn\\_mobil/](https://geo.ngu.no/kart/berggrunn_mobil/)

Norsk Klimaservicesenter. (2022). *Seklima—Observasjoner og værstatistikk: «Nedbør i forhold til normalen 1991-2020» og «Middeltemperatur»*.

<https://seklima.met.no/observations/>

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., & Wagner, H. (2020). *vegan: Community Ecology Package* Version 2.5-7. The R foundation for statistical computing.

<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Palmer, M. A., Zedler, J. B., & Falk, D. A. (2016). *Foundations of Restoration Ecology* (2. utg.). Society for Ecological Restoration. Side xiii.

<https://link.springer.com/content/pdf/bfm%3A978-1-61091-698-1%2F1.pdf>

*R Development Core Team 2020*. (1.3.1093). (u.å.). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Hentet 29. mars 2022, fra

<https://cran.r-project.org/>

Reid, N. B., & Naeth, M. A. (2005). Establishment of a Vegetation Cover on Tundra Kimberlite Mine Tailings: 2. A Field Study. *Restoration Ecology*, 13, 602–608.

<https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00077.x>

Rydgren, K., Auestad, I., Halvorsen, R., Hamre, L. N., Jongejans, E., Töpper, J. P., & Sulavik, J. (2020). Assessing restoration success by predicting time to recovery—But by which metric? *Journal of Applied Ecology*, 57, 390–399.

<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.13526>

Rydgren, K., Auestad, I., Hamre, L. N., Hagen, D., Rosef, L., & Skjerdal, G. (2016). *Long-term persistence of seeded grass species: An unwanted side effect of ecological restoration*. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 13591 – 135997.

<https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-015-4161-z>

Rydgren, K., Hagen, D., Rosef, L., Pedersen, B., & Asa L., A. (2017). Designing seed mixtures for restoration on alpine soils: Who should your neighbours be? *Applied Vegetation Science*, 20, 317–324.

<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/avsc.12308>

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, 17–25.

<https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00865.x>

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.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.11.022>

Rydgren, K., Halvorsen, R., Töpper, J. P., Auestad, I., Hamre, L. N., Jongejans, E., & Sulavik, J. (2019). Advancing restoration ecology: A new approach to predict time to recovery. *Journal of Applied Ecology*, 56, 225–232.

<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2664.13254>

Rydgren, K., Økland, R. H., & Hestmark, G. (2004). Disturbance Severity and Community Resilience in a Boreal Forest. *Ecology*, 85, 1906–1915.

<https://doi.org/10.1890/03-0276>

Scotton, M., & Andreatta, D. (2021). Anti-erosion rehabilitation: Effects of revegetation method and site traits on introduced and native plant cover and richness. *Science of The Total Environment*, 776, 145915.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145915>

Šebelíková, L., Csicsek, G., Kirmer, A., Vítovcová, K., Ortmann-Ajkai, A., Prach, K., & Řehouňková, K. (2019). Spontaneous revegetation versus forestry reclamation—

Vegetation development in coal mining spoil heaps across Central Europe. *Land Degradation & Development*, 30, 348–356.

<https://doi.org/10.1002/ldr.3233>

Skrindo, A. b., & Halvorsen, R. (2008). Natural revegetation on forest topsoil and subsoil along roadsides in boreal forest. *Applied Vegetation Science*, 11, 483–490. <https://doi.org/10.3170/2008-7-18552>

Skrindo, A. B., & Pedersen, P. A. (2004). Natural revegetation of indigenous roadside vegetation by propagules from topsoil. *Urban Forestry & Urban Greening*, 3, 29–37. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2004.04.002>

Stenberg, L., & Mossberg, M. (2018). *Gyldendals store nordiske flora* (3. utg.). Gyldendal.

Sulavik, J., Auestad, I., Halvorsen, R., & Rydgren, K. (2021). Assessing recovery of alpine spoil heaps by vascular plant, bryophyte, and lichen functional traits. *Restoration Ecology*, 29, e13257.

<https://doi.org/10.1111/rec.13257>

Van Andel, J. & Aronson, J. (2006). *Restoration Ecology: the new frontier* (1. utg.). Blackwell, Oxford.

Vloon, C. C., Evju, M., Klanderud, K., & Hagen, D. (2022). Alpine restoration: Planting and seeding of native species facilitate vegetation recovery. *Restoration Ecology*, 30, e13479.

<https://doi.org/10.1111/rec.13479>

Weiskopf, S. R., Rubenstein, M. A., Crozier, L. G., Gaichas, S., Griffis, R., Halofsky, J. E., Hyde, K. J. W., Morelli, T. L., Morissette, J. T., Muñoz, R. C., Pershing, A. J., Peterson, D. L., Poudel, R., Staudinger, M. D., Sutton-Grier, A. E., Thompson, L., Vose, J., Weltzin, J. F., & Whyte, K. P. (2020). Climate change effects on biodiversity, ecosystems,

ecosystem services, and natural resource management in the United States. *Science of the Total Environment*, 733, 137782.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137782>

Weldon, S., & Parmentier, F.-J. W. (2016). Potensialet for karbonlagring og reduksjon av klimagassutslipp. *NIBIO*, 36.

Zhang, Z. Q., Shu, W. S., Lan, C. Y., & Wong, M. H. (2001). Soil Seed Bank as an Input of Seed Source in Revegetation of Lead / Zinc Mine Tailings. *Restoration Ecology*, 9, 378–385.

<https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2001.94007.x>

Økland, R. H. (1990). Vegetation ecology: Theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. *Sommerfeltia*. 1: 1-233. [https://urn.nb.no/URN:NBN:no-nb\\_digibok\\_2009071004072](https://urn.nb.no/URN:NBN:no-nb_digibok_2009071004072)

Aamlid, T. S. (2017). *Dyrkingsveiledning*. Frøavl av sauesvingel (*Festuca ovina*).

[https://www.nibio.no/tema/mat/grovfor/froavl/\\_attachment/inline/b41798d5-bc2a-4fe3-b619-276f571fa890:e4c0c6da6693ffa36557e5d83c2d993d90320f3e/sauesvingel\\_2017.pdf](https://www.nibio.no/tema/mat/grovfor/froavl/_attachment/inline/b41798d5-bc2a-4fe3-b619-276f571fa890:e4c0c6da6693ffa36557e5d83c2d993d90320f3e/sauesvingel_2017.pdf)

Aasetre, J., Hagen, D., & Bye, K. (2022). Ecosystem restoration as a boundary object, demonstrated in a large-scale landscape restoration project in the Dovre Mountains, Norway. *Ambio*, 51, 586–597.

<https://doi.org/10.1007/s13280-021-01582-2>

### **Karttjenester:**

QGIS versjon 3.4

Kartverket. (2022). *Topografisk norgeskart*.

<https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/topografisk-norgeskart/f004268c-d4a1-4801-91cb-daa46236fab7>

**Bilder:**

Bilder brukt i oppgaven er tatt sommeren 2021 av Ingunn Kyllingstad, Ida Brustad og Knut Rydgren.



# Vedlegg 1

Art x rute matrise.

## Vedlegg 2

Fullstendig artstabell.

Gruppe	Art nr.	Latinsk navn	Norsk navn	2012		2013		2014		2021		Omg. / ref.	
				Fkv.	SRF	Fkv.	SRF	Fkv.	SFR	Fkv.	SRF	Fkv.	SRF
<b>Forveda</b>	1	Arctostaphylos uva-ursi	Melbær	-	-	-	-	-	-	-	-	50	12
<b>Forveda</b>	2	Betula nana	Dvergbjørk	-	-	-	-	3	1	-	-	90	11
<b>Forveda</b>	3	Betula pubescens ssp. tortuosa	Fjellbjørk	-	-	3	1	-	-	-	-	-	-
<b>Forveda</b>	4	Calluna vulgaris	Røsslyng	-	-	3	2	3	3	6	3	10	9
<b>Forveda</b>	5	Empetrum nigrum	Krekling	-	-	3	1	-	-	9	1	40	8
<b>Forveda</b>	6	Salix lapponum	Lappvier	-	-	-	-	-	-	3	2	-	-
<b>Forveda</b>	7	Salix phylicifolia	Grønnevier	-	-	-	-	-	-	3	9	-	-
<b>Forveda</b>	8	Vaccinium vitis-idaea	Tyttebær	-	-	-	-	-	-	-	-	30	10
<b>Urt</b>	9	Antennaria dioica	Kattefot	-	-	-	-	-	-	3	2	10	3
<b>Urt</b>	10	Arabis alpina	Fjellskrinneblom	3	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Urt</b>	11	Bistorta vivipara	Harerug	-	-	-	-	-	-	-	-	10	2
<b>Urt</b>	12	Campanula rotundifolia	Blåklukke	-	-	-	-	-	-	-	-	20	5
<b>Urt</b>	13	Cerastium fontanum	Arve	6	2	6	3	6	9	-	-	-	-
<b>Urt</b>	14	Crepis tectorum	Takhaukeskjegg	-	-	3	2	-	-	-	-	-	-
<b>Urt</b>	15	Erysimum strictum	Berggull	-	-	9	3	-	-	-	-	-	-
<b>Urt</b>	16	Euphrasia wettsteinii	Fjellaugentrøst	-	-	-	-	-	-	-	-	10	1
<b>Urt</b>	17	Lychnis alpina	?	-	-	-	-	3	4	-	-	-	-
<b>Urt</b>	18	Minuartia rubella	Nålearve	-	-	-	-	-	-	6	3	-	-
<b>Urt</b>	19	Pedicularis palustris	Myrklegg	-	-	-	-	-	-	-	-	10	1
<b>Urt</b>	20	Potentilla crantzii	Flekkmure	-	-	-	-	-	-	-	-	10	3
<b>Urt</b>	21	Pulsatilla vernalis	Mogop	-	-	-	-	-	-	-	-	10	8
<b>Urt</b>	22	Rubus chamaemorus	Molte	-	-	-	-	-	-	3	1	-	-
<b>Urt</b>	23	Rumex acetosella	Småsyre	16	1	41	6	72	9	34	3	-	-

<b>Urt</b>	24	<i>Sagina nivalis</i>	Jøkelsmårve	-	-	3	2	-	-	-	-	-	-
<b>Urt</b>	25	<i>Sagina saginoides</i> cf.	Seterarve	-	-	-	-	3	2	-	-	-	-
<b>Urt</b>	26	<i>Scorzoneroides autumnalis</i>	Føllblom	-	-	-	-	-	-	-	-	10	1
<b>Urt</b>	27	<i>Selaginella selaginoides</i>	Dvergjamne	-	-	-	-	-	-	-	-	10	3
<b>Urt</b>	28	<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris	13	2	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Urt</b>	29	<i>Stellaria media</i>	Vassarve	16	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Urt</b>	30	<i>Thalictrum alpinum</i>	Fjellfrøstjerne	-	-	-	-	-	-	-	-	10	2
<b>Urt</b>	31	<i>Trifolium repens</i>	Hvitkløver	-	-	3	1	6	3	3	1	-	-
<b>Urt</b>	32	<i>Viscaria alpina</i>	Fjelltjæreblom	-	-	-	-	-	-	16	3	10	16
<b>Graminid</b>	33	<i>Agrostis canina</i>	Hundekvein	3	2	-	-	-	-	9	3	-	-
<b>Graminid</b>	34	<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	6	2	-	-	-	-	3	1	-	-
<b>Graminid</b>	35	<i>Agrostis mertensii</i>	Fjellkvein	-	-	3	8	-	-	-	-	-	-
<b>Graminid</b>	36	<i>Alopecurus geniculatus</i>	Knereverumpe	6	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Graminid</b>	37	<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	6	1	3	2	3	2	6	5	40	10
<b>Graminid</b>	38	<i>Carex bigelowii</i>	Stivstarr	-	-	-	-	-	-	-	-	40	5
<b>Graminid</b>	39	<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke	-	-	13	5	19	6	3	1	-	-
<b>Graminid</b>	40	<i>Festuca ovina</i>	Sauesvingel	59	14	91	10	97	12	100	16	100	10
<b>Graminid</b>	41	<i>Festuca rubra</i>	Rødsvingel	-	-	6	1	-	-	3	6	-	-
<b>Graminid</b>	42	<i>Juncus trifidus</i>	Rabbesiv	-	-	-	-	-	-	-	-	20	5
<b>Graminid</b>	43	<i>Luzula multiflora</i>	Seterfrytle	-	-	3	2	3	2	6	2	-	-
<b>Graminid</b>	44	<i>Luzula spicata</i>	Aksfrytle	-	-	-	-	-	-	16	4	-	-
<b>Graminid</b>	45	<i>Poa alpina</i>	Fjellrapp	19	2	25	2	25	4	25	2	-	-
<b>Graminid</b>	46	<i>Poa annua</i>	Tunrapp	3	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Graminid</b>	47	<i>Poa pratensis</i> ssp. <i>alpigena</i>	Engrapp	-	-	6	6	9	6	-	-	-	-
<b>Bladmose</b>	48	<i>Brachythecium</i> sp.	Lundmoseslekta	-	-	-	-	3	2	-	-	-	-
<b>Bladmose</b>	49	<i>Ceratodon purpureus</i>	Ugrasvegmose	-	-	-	-	19	4	63	8	-	-
<b>Bladmose</b>	50	<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd	-	-	-	-	-	-	-	-	20	3
<b>Bladmose</b>	51	<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose	-	-	-	-	-	-	3	1	-	-
<b>Bladmose</b>	52	<i>Pohlia nutans</i>	Vegnikke	-	-	-	-	-	-	3	1	60	3



