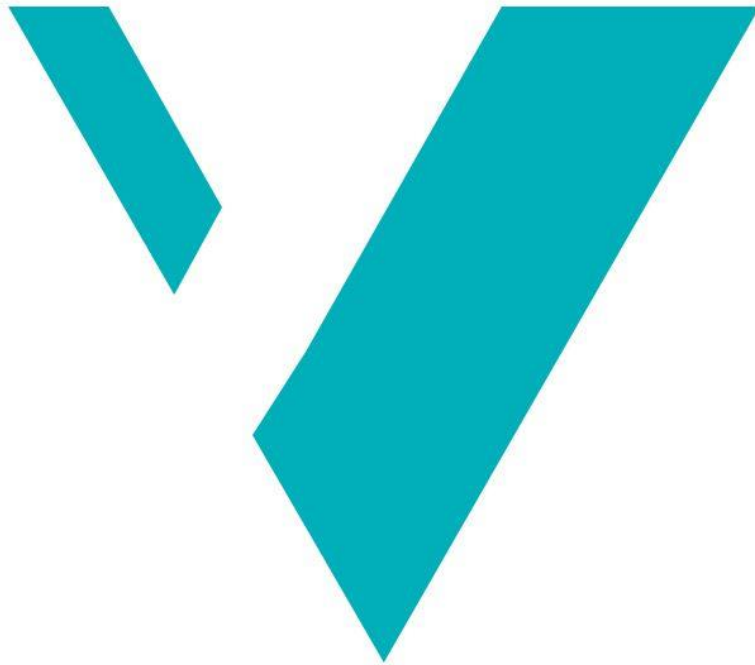


# Referanser og overvåkingsindikatorer innen økologisk restaurering av verneverdig kulturmark



Stine Svang

Masteroppgave i Climate Change Management (Planlegging for klimaendringar)

Institutt for miljø- og naturvitskap, Fakultet for ingeniør- og naturvitskap

HØGSKULEN PÅ VESTLANDET

Sogndal  
Desember 2021

Eg stadfestar at arbeidet er sjølvstendig utarbeida, og at referansar/kjeldetilvisingar til alle kjelder som er brukt i arbeidet er oppgitt, *jf. Forskrift om studium og eksamen ved Høgskulen på Vestlandet, § 10*



Høgskulen  
på Vestlandet

## Referanser og overvåkingsindikatorer innen økologisk restaurering av verneverdig kulturmark

**Masteroppgave i Climate Change Management/Planlegging  
for klimaendringar**

Forfatter:  
Stine Svang

Forfatter sign.

Oppgåva innlevert:

Haust 2021

Open oppgåve

Rettleiar: Inger Auestad og Knut Rydgren

Bi-retteiar: Liv Byrkjeland (SNO)

Stikkord:

Semi-naturlig, kulturmark, økologisk  
restaurering, syntetisk, referanse, indikator,  
overvåking, bevaringsmålmotodikk

Tal sider: 34

+

Vedlegg: 9

Sogndal, 20. desember, 2021

Stad/Dato/År

Dette arbeidet er gjennomført som ledd i masterprogrammet i Climate change Management (norsk namn: Planlegging for klimaendringar) ved Institutt for miljø- og naturvitskap, fakultet for ingeniør- og naturvitskap, Høgskulen på Vestlandet. Studenten(e) står sjølv ansvarleg for metodane som er brukt, resultatane som er kome fram, og konklusjonar og vurderingar i arbeidet.

## Forord

Bakgrunnen for temaet jeg har valgt ligger i min store interesse for botanikk og det faktum at biologisk mangfold er i sterk nedgang. Klimatilpassing i møte med bevaring av biologisk mangfold utløser utfordrende, men spennende problemstillinger. Selv om temaet for oppgava ikke direkte tar for seg klimaendringer, er intakt natur helt essensielt i møte med en usikker fremtid. Jeg føler meg heldig som har fått fordype meg i et aktuelt tema i tråd med mine verdier, og for det har jeg mange å takke.

Mine veiledere, Inger Auestad og Knut Rydgren, har loset meg gjennom oppgava med smittende engasjement. Tusen takk for den gode oppfølginga jeg fikk i felt, med etterarbeid, på lab, med statistikk og med skriving. Jeg har følt meg godt ivaretatt med dere på laget. Knut har også hjulpet meg mye med statistikken og står for trekkeprotokollen til de syntetiske referansene.

Jeg vil takke Liv Byrkjeland, oppsyn for Breheimen nasjonalpark, for hjelp under feltarbeidet og for at du tok deg tid til å bistå med informasjon når jeg trengte det. Takk til Trygve Snøtun, nasjonalparkforvalter for Breheimen, som fant midler til feltarbeidet.

En stor takk rettes til grunneierne i Vigdalen, som muliggjorde dette feltarbeidet. Oddvar Vigdal med familie skal ha en stor takk for samarbeidet, for informasjon om området, og for at jeg fikk komme hjem til dere på en tekopp og lade mobilen under feltarbeidet. Takk til Hans Urdahl som lot meg utføre vegetasjonsanalyser på stølsområdet. Det har vært til stor hjelp i denne oppgava.

Videre vil jeg takke Liv Norunn Hamre, som hjalp meg med nøkling av arter. Takk til Jan Sulavik for hjelp på laben og med koordinater. For ikke å glemme, har familien og vennene mine vært uunnværlige i denne perioden, takk for all støtte. Tusen takk til kjæresten min Johannes, som har holdt ut med meg, lufta hunden min, korrekturlest oppgava, stått klar med middagen og gjort tilværelsen mye finere i en strevsom periode.



## Sammendrag

Økologisk restaurering er et virkemiddel for å motvirke tap av biologisk mangfold, men det trengs bedre metoder innen målsetning og overvåking for å vite at utviklingen går rett vei. Semi-naturlige naturtyper i Norge er i nedgang, og vi trenger restaurering og skjøtsel for å opprettholde kulturmarkene og det biologiske mangfoldet de huser. Forvaltninga bruker enkle metoder for å overvåke effekter av skjøtselstiltak i verneområder, men det mangler dokumentasjon på at metodene fungerer.

Gjennom vegetasjonsanalyser i nyrestaurert, verneverdig kulturmark i Sogn undersøkte jeg hvordan ulike referanser og indikatorer ga relevant informasjon om effektene av restaurering. Grunnet mangel på optimale, nærliggende referanser utarbeidet jeg en metode for å lage syntetiske referanser med utgangspunkt i lokalt forekommende, ønskede arter. Artssammensetninger av restaureringsområdet, de syntetiske referansene og en nærliggende referanse (Breidsete) ble sammenlignet ved ordinasjon. Videre evaluerte jeg de ulike overvåkingsindikatorene artssammensetning, artstall og enkle indikatorer gjennom Miljødirektoratets bevaringsmålmetodikk, og så på deres evne til å fange opp relevant økologisk variasjon.

Ordinasjon viste at restaureringsområdet, Breidsete og de syntetiske referansene plasserte seg etter hverandre langs en suksesjonsgradient som representerte kulturmark i dårligere mot en bedre tilstand. De syntetiske referansene var derfor mer vellykkede enn Breidsete. Som indikator, ga artssammensetning mer presis informasjon enn artstall. Bevaringsmålmetodikken resulterte i både god, middels og dårlig tilstand på samme sted, og reflekterer problemet med bruk av enkeltindikatorer. Det er likevel en lovende metode som trenger mer vitenskapelig forankring.

Jeg anbefaler videre overvåking, med neste tidsmåling om 5-10 år, for å evaluere restaureringssuksess med syntetiske referanser og artssammensetning som indikator. Videre gir studieområdet mulighet til å samkjøre vitenskapelige metoder med bevaringsmålmetodikken for å utvikle enkle, men presise indikatorer for effektiv overvåking. Metoden for utarbeidelse av syntetiske referanser kan forbedres og mulig standardiseres slik at den har overføringsverdi til andre restaureringsprosjekter, der naturtypen ikke er kraftig forringet.



## Abstract

Ecological restoration serves as a tool to counteract biodiversity loss. However, there is a need for improved methods in goal setting and monitoring to inform us on the recovery process. The extent of semi-natural nature types is declining in Norway. Therefore, restoration and traditional management efforts are essential to maintain cultural landscapes and the biodiversity connected to these habitats. Practitioners have been using simple and efficient indicators for monitoring after restoration efforts in protected areas, however, these methods lack scientific foundation.

By conducting vegetation analyses in a newly restored, protected semi-natural grassland in Sogn, I investigated how different references and indicators provided relevant information on the effects of restoration. Due to the lack of an optimal, geographically close reference area I designed a method for constructing synthetic reference communities based on local, desired species. Species compositions of the restoration area, the synthetic references (SR) and a geographical close reference (Breidsete) was compared by ordination analysis. Further, I evaluated the following indicators for monitoring in terms of their ability to detect relevant ecological variation: species composition, species richness and indicators from the Norwegian Environment Agency (NEA) methodology.

Ordination showed that the restoration area, Breidsete and SR was arranged on a successional gradient representing semi-natural grassland in worse towards a better condition. SR was therefore considered more successful than Breidsete. Species composition as an indicator gave more precise information than species richness. Further, the NEA methodology led to ambiguous results, demonstrating the limitations of generalizing the entire restoration area by using single indicators. The methodology is, however, promising and can be improved with more research.

I recommend further monitoring to enable evaluation of restoration success, with the next time point being in 5-10 years. Furthermore, the study area provides an opportunity to coordinate scientific methods with the NEA methodology to detect more precise and sensitive indicators for effective monitoring. The method for constructing SR can be improved and possibly standardized to serve as an opportunity in other restoration projects where the ecosystem is not severely degraded.





## Innhold

Forord.....	I
Sammendrag .....	III
Abstract .....	V
Innhold .....	VII
1 Innledning.....	1
2 Materiale og metoder .....	5
2.1 Områdebeskrivelse.....	5
2.2 Datainnsamling.....	9
2.3 Linjeanalyser etter Miljødirektoratets bevaringsmålmetodikk.....	11
2.4 Valg av referanser.....	12
2.5 Statistiske analyser .....	14
3 Resultater .....	15
3.1 Artssammensetning i lokalitetene.....	15
3.1.1 DCA-akse 1: Forskjeller i artssammensetning .....	15
3.1.2 DCA-akse 2: Forskjeller i fuktighet .....	18
3.1.3 Vanlige, ønskede og uønskede arter i lokalitetene .....	18
3.2 Artsrikhet i lokalitetene.....	20
3.3 Abiotiske og biotiske variabler i restaureringsområdet og Breidsete.....	21
3.3.1 Biotiske variabler .....	21
3.3.2 Abiotiske variabler.....	21
3.4 Tilstand på Vigdalstøl og Sagavollen ifølge Miljødirektoratets bevaringsmålmetodikk .....	23
4 Diskusjon .....	24
4.1 Sammenlikning av nærliggende og syntetisk referanse.....	24
4.1.1 Fysisk, nærliggende referanse: Breidsete.....	24
4.1.2 Syntetiske referanser.....	24
4.2 Hvilke indikatorer kan gi presis informasjon om den økologiske tilstanden i et restaureringsområde? .....	26
4.2.1 Artssammensetning: en høy-informativ indikator .....	26
4.2.2 Artstall er en viktig egenskap ved et økosystem, men ikke nok alene.....	26
4.2.3 Miljødirektoratets bevaringsmålmetodikk trenger vitenskapelig forankring .....	27
4.3 Videre anbefalinger basert på mine funn og litteratur .....	27
4.3.1 Forslag til å forbedre referansene gjennom overvåking .....	28

4.3.2	Bevaringsmålmetodikken kan være nyttig i restaureringsprosjekter .....	28
5	Konklusjon .....	30
6	Referanser .....	31
7	Vedlegg .....	35
	Vedlegg 1 – Koordinater .....	35
	Vedlegg 2 – art x rute-tabell .....	37
	Vedlegg 3 – Miljøvariabler x rute-tabell .....	38
	Vedlegg 4 – grunnlag for utarbeidelse av syntetiske referanser.....	39
	Vedlegg 5 – Resultatfigurer- og tabeller.....	40

## 1 Innledning

Tap av biologisk mangfold gjør det nødvendig å aktivt gå inn for å reparere skadet natur gjennom økologisk restaurering (Gann et al., 2019). Dette er satt høyt på dagsordenen, både nasjonalt og globalt. Året 2021 markerte starten på tiåret for økologisk restaurering, erklært av FN (General Assembly resolution 73/284, 2019). Norge har forpliktet seg til å bevare natur gjennom blant annet FN-konvensjonen om biologisk mangfold, og har gjennom Stortingsmelding 14 (Natur for livet) satt seg et nasjonalt mål om at «Ingen arter og naturtyper skal utryddes...» (Klima- og miljødepartementet, 2015, s. 21). Til tross for svært ambisiøse mål, er restaureringsøkologien en ung vitenskap (Cooke et al., 2019). Antall vitenskapelige artikler innen restaureringsøkologien har økt kraftig siden 90-tallet, men det er kun en brøkdel som tar for seg *evaluering* av økologisk restaurering (Nilsson et al., 2016). Med andre ord, mangler det kunnskap om utfallet av restaureringspraksisen, særlig fordi restaurering tar lang tid, og det trengs solide tidsserier for å evaluere utfallet av tiltakene (Auestad et al., 2015; Evju et al., 2020a). En del av løsningen ligger i å gjøre restaureringen mer forutsigbar ved å predikere fram i tid, men til det trengs forbedringer innenfor målsetning, kunnskapshull og usikkerhet i modeller (Brudvig & Catano, 2021). Cooke et al. (2019) oppfordrer til å benytte dette tiåret til å samle inn kunnskap om hva som virkelig fungerer, fremfor å restaurere i blinde. Om ikke, risikerer vi ineffektiv restaurering som innebærer tap av penger og tid, eller i verste fall, ytterligere forringelse av økosystemer (Evju et al., 2020b). Med så mange pressende faktorer som truer naturen i dag, er tiden til å handle riktig knapp. I Norge finnes det flere truede naturtyper, og flere av disse inngår i kulturlandskapet (Artsdatabanken, 2021b).

Kulturlandskap huser semi-naturlige naturtyper. Disse skiller seg fra naturlige naturtyper fordi de er formet av mennesker over årtusener gjennom tradisjonell utnyttelse av ressursene slik som slått, beiting eller sviing (Norderhaug & Isdal, 1999). Interaksjonen mellom natur og mennesker har gitt grobunn for et stort biologisk mangfold av blant annet planter og tilhørende pollinatorer. I tillegg bidrar kulturlandskapet med viktige økosystemtjenester. For eksempel har intakte, semi-naturlige enger potensiale for å lagre mer karbon enn skog (Bartlett, 2020). De representerer også viktige kulturhistoriske verdier, og kan være en sikkerhet for framtida som potensiell matjord, noe som kan bli viktig i møte med en uforutsigbar tid preget av klimaendringer. Likevel forsvinner kulturlandskapet gjennom arealbruksendring. Tradisjonell drift opphører, jordbruket intensiveres, og verdifull kulturmark bygges ned (Jakobsson & Pedersen, 2020). Nå er alle de semi-naturlige naturtypene trua (Hovstad et al., 2018b), og de utgjør habitat for 24% av de truede artene i Norge (Henriksen & Hilmo, 2015). Flere virkemidler blir tatt i bruk for å motvirke den negative trenden. For eksempel har regjeringen vedtatt

slåttemark og kystlynghei som utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven, og har satt inn ekstra ressurser for å bevare disse (Forskrift om utvalgte naturtyper etter nml., 2011). Semi-naturlige naturtyper er ressurskrevende å holde i hevd. Derfor må vi sikre at tiltakene for å restaurere og skjøtte disse områdene gjør at naturtypene opprettholdes. Da trengs konkrete mål som beskriver naturen vi ønsker oss, samt et solid overvåkingsopplegg som fanger opp graden av måloppnåelse.

Referanser er nødvendige for å definere den ønskelige utviklingen til et restaureringsområde (SER, 2004). En gjennomgang av 301 publiserte artikler om økologisk restaurering viste at majoriteten av studiene sammenliknet den restaurerte tilstanden med den degraderte *før-tilstanden* (kalt negativ referanse). Bare 44% sammenliknet resultatet med en positiv målreferanse (den ønskelige tilstanden; Wortley et al., 2013). Restaureringsøkologien er i rask utvikling (Evju et al., 2020a), og trolig har bruk av positive målreferanser økt siden forrige tiår. Society of Ecological Restoration (SER) er en viktig bidragsyter til restaureringsøkologien internasjonalt, og har formulert åtte prinsipper for å sikre en standard innen økologisk restaurering (Gann et al., 2019). Prinsipp 3 hos Gann et al. (2019) legger føringer for hvordan referanser bør brukes: I praksis bør referansene ta utgangspunkt i de opprinnelige økosystemene som var før degraderingen skjedde, men samtidig ta høyde økosystemenes kapasitet til å endre seg som resultat av for eksempel klimaendringer. Videre, må referanser beskrives tydelig gjennom definerende egenskaper ved et økosystem (SER, 2004). En mye brukt attributt er ønsket artssammensetning av for eksempel karplanter (Evju et al., 2020a; Wortley et al., 2013). I semi-naturlige økosystemer i god hevd vil kulturbetingede karplanter favoriseres, slik som blåklokke og ryllik, mens det er lav forekomst av gjengroingsarter som bringebær og brennesle (Auestad et al., 2018). Det restaurerte området kan derfor vurderes opp mot referansen ved å se på relative forekomster av slike ønskede og uønskede arter.

I hovedsak finnes tre alternativer for valg av referanser. Det første er å bruke en historisk referanse, men i mange tilfeller mangler det kunnskap om den historiske tilstanden til semi-naturlige økosystemer. For eksempel er det lite dokumentasjon på artsmangfoldet før kulturmarkene ble forlatt eller intensivert (Durbecq et al., 2020). Det andre alternativet er å bruke tilsvarende områder i nærheten som ikke er forringet (f.eks. Durbecq et al., 2020; Rydgren et al., 2011; Wortley et al., 2013). Likevel kan avstandene, og dermed de økologiske forskjellene, til referanseområder være store, særlig for kulturlandskap som ofte ligger som små flekker i en stor matriks. Et tredje alternativ som ikke er like mye brukt er å benytte seg av syntetiske, eller teoretisk konstruerte referanser som for eksempel en teoretisk artssammensetning av ønskede eller vanlige arter i en naturtype (Jakobsson et al., 2020; Töpper et al.,

2018). Med konkrete mål, kan overvåking gi informasjon om utviklingsretning og -hastighet til et restaureringsområde (Rydgren et al., 2019).

Til tross for viktigheten av overvåking, blir dette ofte nedprioritert i restaureringsprosjekter (Lindenmayer, 2020). Overvåkingsopplegget kommer ofte til kort fordi det i liten grad fanger opp effektene av tiltakene (Evju et al., 2020b). I restaureringsprosjekter er formålet å anslå restaureringssuksess, altså om restaureringsområdet beveger seg mot en referansetilstand. Verneområdeforvaltninga har ansvar for restaurering og overvåking av for eksempel kulturlandskap i verneområder. Overvåkingen har til hensikt å danne grunnlag for beslutningstaking. Da bør overvåkingsopplegget være godt nok designet slik at endringer kan fanges opp raskt og eventuelle tiltak kan iverksettes. Optimalt sett bør overvåkingsprogrammer for restaurering være like strenge som vitenskapelige prosjekt, også ved forvaltningsmessige formål (Lindenmayer, 2020). I realiteten må det tas avveininger mellom effektivitet og presisjon.

Restaureringen av et økosystem må bli evaluert opp mot klare mål og delmål ved å bruke målbare indikatorer (jfr. prinsipp 5 hos Gann et al., 2019). I likhet med referanser, bør indikatorene gi stor informasjonsverdi, slik artssammensetning gjør (Rydgren et al., 2020; Rydgren et al., 2019; Waldén & Lindborg, 2016). Til tross for dette, brukes også enklere indikatorer slik som artstall eller dekning i ulike sjikt (Wortley et al., 2013). I forvaltninga er det ønskelig med enkle indikatorer på restaureringssuksess for å redusere tid og kostnad, slik tiltak raskt kan igangsettes om tilstanden til restaureringsområdet er dårlig. I Norge har Miljødirektoratet utarbeidet en bevaringsmålmetodikk for overvåking av verneområder: Naturstatus for verneområder, eller NatStat (Miljødirektoratet, 2020). Bevaringsmålmetodikken er tilpasset overvåking på en lokal skala, i motsetning til andre nasjonale arealrepresentative overvåkingsopplegg etter vitenskapelige metoder (Miljødirektoratet, 2020). De lokale forvaltningsmyndighetene setter bevaringsmål under utarbeidelsen av forvaltningsplan for et verneområde. Bevaringsmål definerer den ønskelige tilstanden til en naturkvalitet i et verneområde, og denne skal være målbar. Disse naturkvalitetene, eller tilstandsindikatorer, kan dermed overvåkes, som regel av Statens Naturoppsyn (SNO), og resultatet angir om tilstanden er god, middels eller dårlig (Miljødirektoratet, 2020). Bevaringsmålmetodikken skal være enkel og effektiv og kan for eksempel gå ut på å registrere forekomst/fravær av problemarter eller ønskede arter langs en linje. Et problem med slike enkle indikatorer, er at de ikke fanger opp relevant økologisk variasjon, og kan over- eller underestimere om restaureringa beveger seg nærmere eller lenger unna en referansetilstand (Rydgren et al., 2020; Waldén & Lindborg, 2016). Selv om bevaringsmålmetodikken er et viktig steg i riktig retning for å få til en

effektiv og presis metode for overvåking, mangler det per nå dokumentasjon på hvor godt den fungerer, for eksempel ved restaurering av verneverdig kulturmark.

Dersom kulturmarkene i Norge skal bestå, trengs bedre metoder for målsetning og overvåking ved restaurering av semi-naturlige naturtyper (Evju et al., 2020b; Jakobsson & Pedersen, 2020). Et eksempel på en slik kulturmark finnes i Vigdalen landskapsvernområde (LVO): Vigdalstøl. Dette er et stølsområde der det nylig har blitt satt i gang restaureringstiltak av grunneiere. SNO er ansvarlige for skjøtsel og overvåking gjennom blant annet bevaringsmålmetodikk. Det ble også utarbeidet en skjøtelsesplan for Vigdalen LVO for å sikre at verneverdiene i kulturlandskapet opprettholdes (Steinsvåg & Larsen, 2019). Det mangler likevel en vitenskapelig tilnærming til hvorvidt restaureringstiltakene fungerer. Derfor kan Vigdalstøl fungere som et studieområde for utprøving av ulike typer referanser og overvåkingsmetoder. Mulige referanser er nærliggende og syntetiske referanser, mens overvåkingsmetodene går fra å være vitenskapelige vegetasjonsanalyser til enklere metoder som bruk av artstall og bevaringsmålmetodikk.

Problemstillingene for denne oppgaven er derfor:

- 1) Hvordan kan syntetiske og nærliggende referanser brukes til å vurdere tilstanden i restaureringsområdet rundt Vigdalstøl, og hvilken av disse fungerer best?*
- 2) Hvilke indikatorer kan gi presis informasjon om den økologiske tilstanden i restaureringsområdet rundt Vigdalstøl?*

For å besvare problemstillingene har jeg, med tradisjonelle ruteanalyser, undersøkt artssammensetningen i feltsjiktet rundt Vigdalstøl (heretter omtalt som restaureringsområdet). Artssammensetningen på restaureringsområdet ble sammenlignet med tre mulige referanser: Ruteanalyse av et nærliggende kulturmarksområde, samt to ulike syntetiske art x rute-matriser med utgangspunkt i lokale forhold (en med lokalt forekommende ønskede arter, og den andre utvidet med flere ønskede, realistiske arter). Ut fra funnene mine vil jeg diskutere i hvilken grad de ulike referansene kan hjelpe oss i å vurdere tilstanden i restaureringsområdet. Videre, diskuterer jeg egnetheten av artssammensetning, artstall i ruter og bevaringsmålmetodikken som indikatorer.

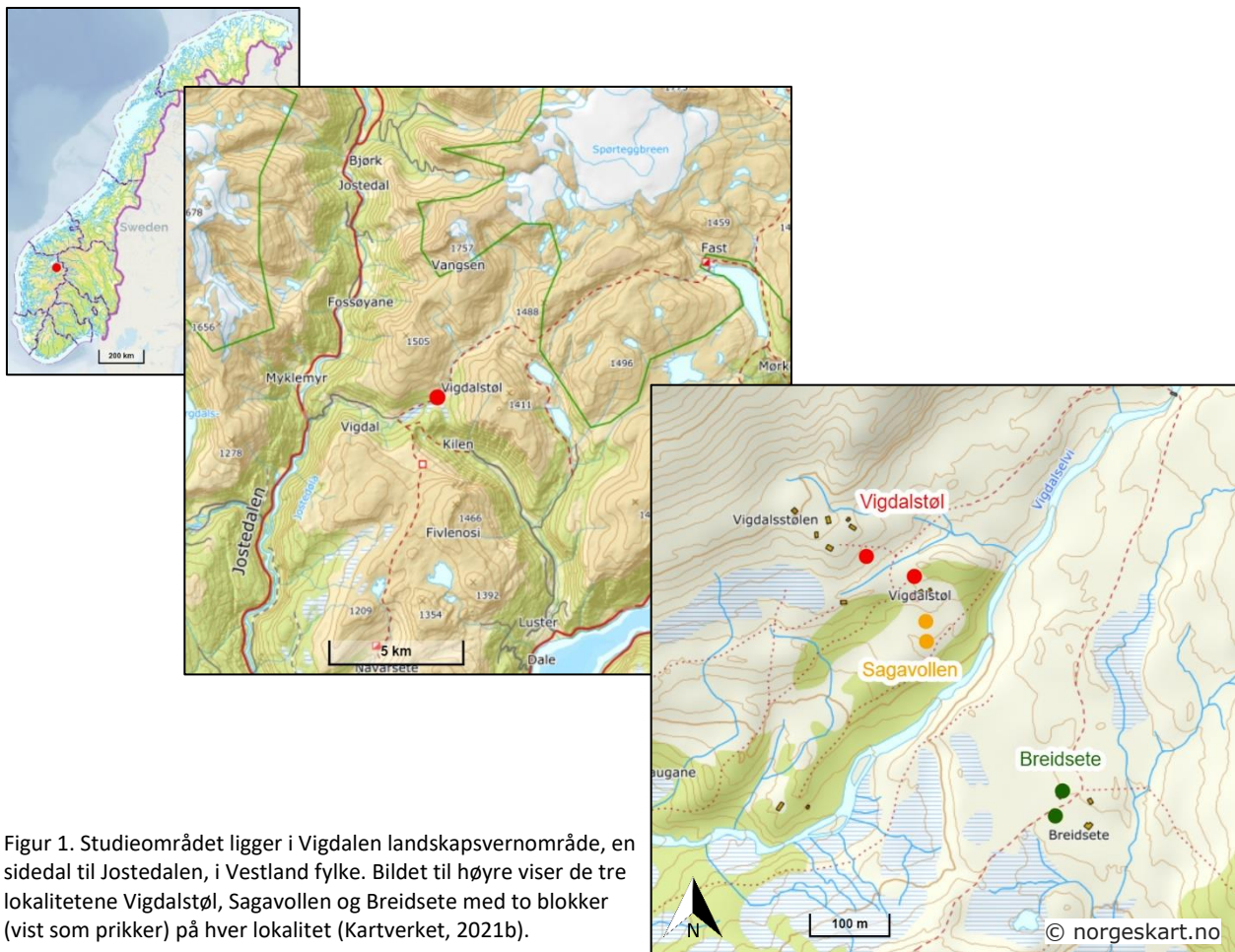
## 2 Materiale og metoder

### 2.1 Områdebeskrivelse

Jeg har hovedsakelig basert beskrivelsen av studieområdet på skjøtselsplanen for Vigdalen LVO (Steinsvåg & Larsen, 2019) i tillegg til observasjoner gjort under eget feltarbeid.

Studieområdet ligger i Vigdalen landskapsvernområde i Luster Kommune, Vestland fylke (Fig. 1).

Vigdalen er en østlig sidedal til Jostedalen som strekker seg nordøstover mot Spørteggbreen og den sørvestre del av Breheimen nasjonalpark. Forskrift om vern av Vigdalen LVO trådte i kraft i 2009, med formål om å ivareta natur- og kulturlandskapet, og omfatter et areal på totalt 29,2 km<sup>2</sup> (Forskrift om Vigdalen landskapsvernområde, 2009). Studieområdet ligger i stølslandskapet lengst sør i Vigdalen landskapsvernområde, rundt de gamle stølene Vigdalstøl og Breidsete, ca. 760-780 moh (Fig. 1). Elva Vigdøla renner mellom stølene, og frakter hovedsakelig smeltevann fra Spørteggbreen, ned til Jostedalen (Steinsvåg & Larsen, 2019).



Figur 1. Studieområdet ligger i Vigdalen landskapsvernområde, en sidedal til Jostedalen, i Vestland fylke. Bildet til høyre viser de tre lokalitetene Vigdalstøl, Sagavollen og Breidsete med to blokker (vist som prikker) på hver lokalitet (Kartverket, 2021b).

Studieområdet befinner seg i nordboreal vegetasjonssone, nær overgangen til lavalpin sone, og ligger i klart oseanisk, nær grensa til svakt oseanisk klimaseksjon (Artsdatabanken, 2021d). Ifølge data fra målestasjonen Mjølversgrendi i Jostedalen (16 km nord for studieområdet) for normalperioden 1971-2000 (Norsk Klimaservicesenter, 2021b) var gjennomsnittlig juli-temperatur på 13,7°C og gjennomsnittlig januar-temperatur på -4,2°C. Gjennomsnittlig årsnedbør lå på 1429 mm/år. Typisk ligger snøen rundt Vigdalstøl til midten av juni (O. Vigdal, personlig kommunikasjon, 21. oktober 2021).

Berggrunnen består av granittisk til kvartsdiorittisk gneis, der øyegneis og granittganger forekommer (Norges Geologiske Undersøkelser, 2021a). Løsmassene i studieområdet består av tykk morene, mens det i dalsidene består av tynt/usammenhengende (<0,5m) dekke av morenemateriale over berggrunnen (Norges Geologiske Undersøkelser, 2021b; Aa & Sønstegaard, 2005). Moreneavsetningene i studieområdet kommer av at Jostedalsbreen, som strakk seg fra nord til sør langs Jostedalen, presset seg oppover i Vigdalen og avsatte store mengder løsmasser i form av endemorene og sidemorene (Aa & Sønstegaard, 2005). Dette skjedde som følge av at Vigdalen ble isfri før Jostedalen, hvilket har gitt landskapet en særegen topografi (Fig. 2). Grunnet den tykke morenemassen på studieområdet, har berggrunnen lite å si for næringsgrunnlaget til vegetasjonen (Steinsvåg & Larsen, 2019).



Figur 2. Bilde tatt fra Vigdalstøl mot Breidsete til venstre og Storehaug til høyre, og Fivla i bakgrunnen. Den skarpe kammen til Storehaug er et resultat av moreneavsetninger som har blitt presset oppover i dalen.





Figur 3. Ortofoto over Vigdalsstøl og Breidsete fra 1965 (til venstre) og 2017 (til høyre), som viser at det har skjedd en gjengroing rundt stølsområdene de siste 50 årene (Kartverket, 2021a).

Det har pågått stølsdrift i Vigdalen siden 1500-1600-tallet, men det er spor etter menneskelig aktivitet i form av tufter, kokegroper og fangstgroper allerede fra vikingtida (Steinsvåg & Larsen, 2019). Marka rundt stølsområdene i Vigdalen har blitt brukt til beite fram til i dag, hovedsakelig av ku, sau, geit og hest (O. Vigdal, personlig kommunikasjon, 21. oktober 2021). Den tradisjonelle stølsdriften har likevel blitt noe redusert, og det vises i form av gjengroing i området rundt setervollene (Fig. 3).

Hans Olav Vigdal som bodde i selet (i dag DNT-hytte), sto for granplanting rundt stølsområdet for å eksperimentere med krysninger rundt år 1900 (Steinsvåg & Larsen, 2019). Det resulterte i flere klynger med høye trær. Disse ble hugget i 2020 som et restaureringstiltak.

Siden 2016 har grunneier drevet et beiteprosjekt som går på intensivt beite innenfor fire ulike inngjerdinger rundt Vigdalsstøl for å holde kulturlandskapet i hevd. Disse områdene inngår i to av mine lokaliteter: Vigdalsstøl og Sagavollen. Beiteområdene veksles på for hvert år, slik at hvert område en hvileperiode på 3 år. Det beites suksessivt av storfe (28 stk. i 2018), sau (12) og til slutt hest (2-3) fra slutten av juni til slutten av august.

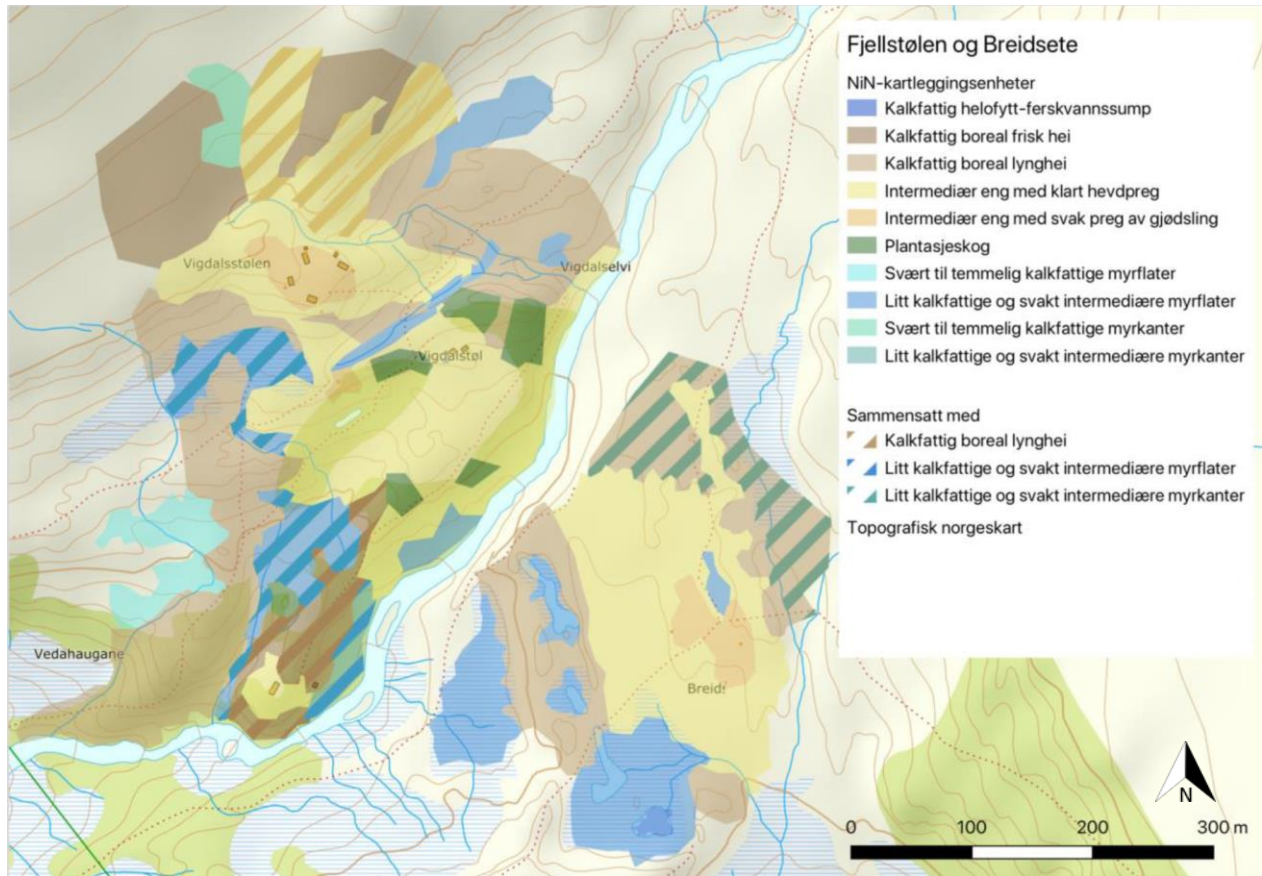
I 2019 ble det utarbeidet en skjøtselsplan for Vigdalen LVO (Steinsvåg & Larsen, 2019).

Skjøtselsplanen har som formål å ivareta natur- og kulturlandskapet med det biologiske mangfoldet og kulturhistoriske verdiene som følger med, inkludert åpne stølslandskap, morenerygger, bufarveger og kulturminner som tufter og fangstgroper. Det er hovedsakelig opprettholdelse av beiteaktivitet, samt å holde fram med beiteprosjektet, i kombinasjon med rydding av trær (gran og bjørk) som er aktuelle tiltak for alle disse tilstandsvariablene (Tabell 1). Målet er å opprettholde, eller bedre tilstanden fra referansetilstanden i 2018 (negativ referanse).

Lokalitetene i studieområdet ble hovedsakelig kartlagt som intermediær semi-naturlig beitemark (Fig. 4; Steinsvåg & Larsen, 2019). I lokalitetene rundt Vigdalstøl er det også innslag av kalkfattig boreal lynghei, plantasjeskog (nå hugget ned) og kalkfattig helofytt-ferskvannssump. Rundt Breidsete nær husene er området noe mer gjødselpåvirket og er klassifisert som intermediær eng med svakt preg av gjødsling. Lokalitetene er videre verdisatt etter DN-håndbok 13 (Miljødirektoratet, 2007), der området rundt Vigdalstøl er satt til verdi C, lokalt viktig, mens området rundt Breidsete har verdi B, regionalt viktig, grunnet funn av rødlistet beitemarkssopp (Steinsvåg & Larsen, 2019).

Tabell 1. Utdrag fra tabell I skjøtselsplanen for Vigdalen LVO som viser oversikt over tilstandsvariabler, bevaringsmål og tiltak (Steinsvåg & Larsen, 2019).

Tilstandsvariabler	Bevaringsmål	Overvakingsmetode	Tilstandsklasse	Aktuelle tiltak
<b>Areal/arealbruk</b>				
Opne areal	Halde dei opne areala på Fjellstølen og Breidsete opne og oversiktlige, samt auke dette opne arealet.	Fjernanalyse ved bruk av flybilette med god oppløysing kvart 5. år. Tilstandssjekk i felt kvart 10. år der ein markerer opne areal på kart.	<u>God</u> : Areala er opne og utan tre/busker over 2 meter. <u>Middels</u> : Areala er opne og utan tre over 4 meter. <u>Dårleg</u> : Areala er delvis opne og utan tre over 6 meter.	Rydding av tre i sonar mellom Fjellstølen og Breidsete på både sider av elva. Halde fram med beite av fleire dyreslag i dalen og evt. auke dyretalet.



Figur 4. Kart over NiN-naturtyperne i studieområdet (Steinsvåg & Larsen, 2019).

## 2.2 Datainnsamling

Jeg gjennomførte feltarbeidet i Vigdalen i perioden 22. juli – 7. august 2020. Vi valgte tre lokaliteter, to kulturmarker på Vigdalstøl og en på Breidsete (Fig. 5). Lokalitetene ble valgt ut fordi de var lysåpne områder, dominert av gras og urter, som er karakteristisk for kulturmarkseng. På hver lokalitet la vi subjektivt ut to blokker på 5 x 10 m for å fange opp variasjonen i miljøforhold i kulturmarkene. Deretter trakk vi 5 tilfeldige posisjoner per blokk der analyserutene på 0,5 x 0,5 m ble plassert (begrenset tilfeldig metode – se Økland, 1990). Dersom rutene endte opp mindre enn 1 meter unna hverandre, eller ikke inneholdt feltsjikt, ble de forkastet og trukket på nytt. Totalt la vi ut 30 ruter innenfor 6 blokker. Alle ruter og blokker ble markert permanent med metallrør og registrert med dGPS som har noen få centimeters nøyaktighet (Vedlegg 1).

Jeg så på artssammensetningen for karplanter ved å registrere forekomst som frekvens i 16 småruter per rute (Vedlegg 2). I tillegg estimerte jeg visuelt prosent dekning av felt- og bunnsjiktet. Strødybde målte jeg med linjal i annenhver smårute (8 punkt). Jorddybde målte jeg med jordspyd ca. 5

cm utenfor ruta på to plasser langs hver side (8 punkt). Jordfuktighet ble målt den 07.08.20, to dager etter siste nedbør, i 3 punkt i hver rute med Moisture Meter type HH2, Delta-T Devices Ltd, stilt inn på mineraljord. For de tre sistnevnte miljøvariablene, brukte jeg medianen av målingene til videre analyser. Eksposisjon ble målt med kompass (360°). Helning ble målt med klinometer langs den bratteste kanten på ruta. Varmeindeks ble regnet ut basert på eksposisjon og helning (Heikkinen, 1991; Parker, 1988). Jeg målte lysåpenhet med et densiometer fra hver side av ruta (4 målinger). Området var nærmest helt lysåpent, slik at målingene resulterte i svært lite variasjon, og ble ikke brukt videre (Vedlegg 3).

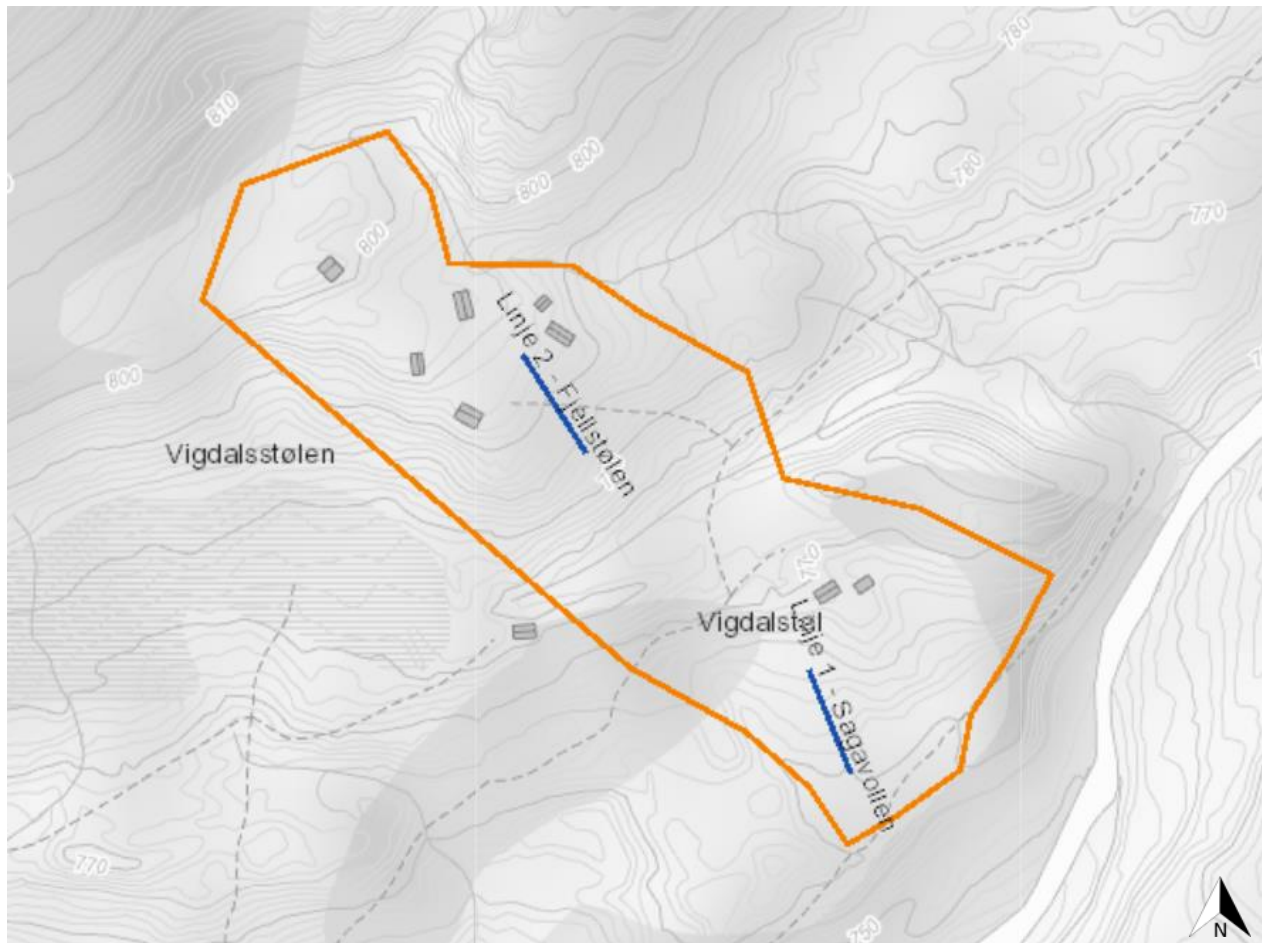
Jeg samlet inn jord fra fire punkt rundt hver rute den 5. august 2020. Jordprøvene ble lagt i tørkeskap samme dag og ble tørket på 30°C i tørkeskap. Videre ble de siktet til fraksjoner på < 2 mm. For å måle jordas organiske innhold (glødetap) og pH, fulgte jeg metodene beskrevet av Krogstad (1992). Til glødetapsanalyse brente jeg jorda i glødeovn på 550°C og regnet ut prosentandel organisk innhold i jorda. Til pH-analysen var blandingsforhold for hver prøve på 10 ml jord og 25 ml destillert vann. Disse ble ristet godt, sto stille i en dag og deretter ristet opp på nytt. pH ble så målt med pH-meter (WTW ph/cond 3320 set 2 2ea312).



Figur 5. Lokalitene i Vigdalen: Vigdalstøl (øverst t.v.), Sagavollen (øverst t.h.) og Breidsete (nederst).

### 2.3 Linjeanalyser etter Miljødirektoratets bevaringsmålmetodikk

I samråd med naturoppsynet (SNO) for Breheimen Liv Byrkjeland, ble det utført registreringer etter Miljødirektoratets bevaringsmålmetodikk. En linje på 45 m ble trukket gjennom hver av de to lokalitetene på Vigdalstøl og Sagavollen (Fig. 6). Langs annenhver meter av linjen ble det lagt en rute på 1 x 1 m (totalt 25 ruter per linje), der forekomst eller fravær ble registrert av følgende tilstandsindikatorer: Rask suksesjon (trær, busker, lyng), Problemart (sølvbunke) og Regionalt viktig art (tepperot). Frekvensen av forekomst ble konvertert ved hjelp av skalaer med anbefalte grenseverdier for god, middels og dårlig tilstand, oppgitt i Brukerveiledning for NatStat (Miljødirektoratet, 2020).



Figur 6. Posisjonene til de to linjeanalysene utført etter Miljødirektoratets bevaringsmålmetodikk. Linje 1 går gjennom lokaliteten Sagavollen, mens linje to går gjennom lokaliteten Vigdalstøl (Fjellstølen i kart; Nat-stat, 2021).

## 2.4 Valg av referanser

For å måle restaureringssuksess trengs gode referanser som representerer en ønskelig tilstand. Det fantes ikke åpenbare kulturmarker i nærheten som kunne fungere som ideelle referanser til restaureringsområdet. Jeg løste dette ved å lage en metode for å konstruere syntetiske art-rutedata, som tok utgangspunkt i artene jeg fant i felt og andre arter som er ønskelige i kulturmark. Jeg ønsket å karakterisere artene ut fra deres preferanser for viktige miljøvariabler. Derfor brukte jeg økologiske indikatorverdier for karplanter utarbeidet av Tyler et al. (2021). Disse er modifiserte verdier av Ellenbergs økologiske indikatorer, som er tilpasset svensk klima. Jeg brukte verdiene for fuktighet («moisture»), krav til kalkholdighet/pH («soil reaction/pH») og beiting/slått («grazing/mowing») for å få en oversikt over miljøkravet til artene (se forklaring i Tyler et al., 2021).

Jeg valgte ut tre mulige referanser for restaureringsområdet:

- 1) **Breidsete** ble satt som en fysisk, nærliggende referanse.

To syntetiske referanser som tok utgangspunkt i artene jeg fant på de tre lokalitetene:

- 2) **Syntetisk referanse 1 (SR1)**: En realistisk referanse der uønskede arter er ekskludert.
- 3) **Syntetisk referanse 2 (SR2)**: En optimistisk referanse der uønskede arter er ekskludert, og nye, ønskede (men sannsynlige) kulturmarksarter kommer til.

Følgende framgangsmåte ble brukt for å lage de syntetiske referansene:

- 1) Alle artene jeg registrerte i felt ble vurdert som ønsket (1) eller uønsket (0) i semi-naturlig beitemark (Vedlegg 4). Dette ble bestemt basert på litteratur som floraer (Auestad et al., 2018; Lid et al., 2005), de økologiske verdiene for beiting/slått fra (Tyler et al., 2021), samt ekspertvurderinger fra veilederne mine. Her vurderte jeg artenes krav til hevdintensitet (beitetrykk). Dersom en art ble klassifisert som gjengroingsart, fikk den verdi 0 (for eksempel dunbjørk), mens typiske kulturmarksarter med krav til skjøtsel fikk verdien 1 (for eksempel blåklukke).
  - a. Alle kulturmarksartene (verdi=1) inngikk i SR1.
  - b. Alle kulturmarksartene (verdi=1) inngikk i SR2, samt ekstra arter som ble plukket ut på følgende måte:
- 2) De ekstra artene som ble tilført i SR2 ble plukket ut på bakgrunn av arter jeg observerte i området utenfor rutene, registrerte funn i nærheten gjennom Artskart (Artsdatabanken, 2021a),

funn fra Skjøtselsplan for Mørkridsdalen LVO (Bele et al., 2017), og ekspertvurderinger fra veilederne mine om hvilke arter som kan vokse her basert på økologiske krav.

- 3) Det var et stort spenn i økologiske forhold i studieområdet, hovedsakelig i jordfuktighet, og det fantes både fukttålende og tørketålende arter her. Det ville være lite realistisk å trekke arter med veldig høye og veldig lave fuktighetskrav i samme rute. Samtidig ønsket jeg å fange variasjonen i jordfuktighet. Det løste jeg ved å dele begge SR-listene i to: én for tørketålende og én for fukttålende arter. Til dette brukte jeg Tyler et al. (2021) sine indikatorverdier for fuktighet. I artslistene spente verdiene fra 2-9. Derfor gikk arter med verdier 2-4 inn i tørr-listene, arter med verdi 5 og 6 gikk i begge listene, og 7-9 gikk i fuktig-listene. Individene som bare ble bestemt til slekt ble klassifisert som følger: Marikåpeartene ble klassifisert som fuktig fordi denne ble funnet på en fuktig plass i felt, samt at jeg kunne se fra Tyler et al. (2021) at mange av de vanligste marikåpeartene vokser fuktig. Hårsveveartene ble satt til tørr fordi de ifølge Auestad et al. (2018) vokser på tørre bakker.
- 4) Dermed hadde vi grunnlaget for å generere syntetiske art × rute matriser ut fra SR-listene. Jeg bestemte at det skulle trekkes 10 ruter for SR1 og 10 ruter for SR2.
- 5) Jeg satte regler for trekning av arter til de syntetiske art × rute matrisene på følgende måte:
  - a. Sannsynlighet for trekning av fuktig/tørr liste ble satt til  $p = 0,5$  for begge listene på bakgrunn av hvordan jeg opplevde forholdene under feltarbeidet.  
Fuktighetsforholdene var variable på en fin skala, og det vekslet ganske likt mellom tørrere og fuktigere partier. Derfor valgte jeg å sette lik sannsynlighet for å trekke en tørr eller fuktig rute.
  - b. Antall arter og variasjonsbredden for hver liste ble bestemt på bakgrunn av antall arter i lokalitene Vigdalstøl (10-18) og Sagavollen (12-17), samt ekspertvurderinger:  
SR1T = 15-23  
SR1F = 15-23  
SR2T = 17-25  
SR2F = 17-25  
Variasjonsbredden ble for alle listene satt til 8. Jeg økte artsantallet for SR1 og SR2 fordi jeg ønsket å representere en bedre tilstand enn i dag. Samtidig måtte jeg ta hensyn til fattig jordsmonn som begrenser artsrikheten.
  - c. Til slutt bestemte jeg artsmengden for hver art som ble trukket ut. Jeg inspiserer fordelingen av hver art visuelt, men fant ingen tydelige mønstre (f.eks. ikke

normalfordelt). For enkelthetens skyld bestemte jeg at alle arter har lik sannsynlighet for å havne på hvilken som helst SRF-verdi mellom 1-16 (diskret jevn fordeling).

- 6) Trekkeprosessen gikk som følger for både SR1 og SR2:
- Trekker tørr eller fuktig rute ( $p = 0,5$ ).
  - Trekker antall arter innenfor den satte variasjonsbredden
  - Trekker arter.
  - Trekker artsmengder for hver art (1-16).

## 2.5 Statistiske analyser

Alle statistiske analyser ble utført i R versjon 4.1.0 (R Development Core Team, 2021). De 20 syntetiske rutene (10 fra hvert av datasettene), ble lagt til datasettet med de 30 rutene fra felt. Dette datasettet (50 ruter) ble brukt i videre en DCA-ordinasjonsanalyse med standard valg (Hill & Gauch, 1980) med pakken vegan 2.5-7 (Oksanen et al., 2020). På den måten kunne jeg sammenlikne den økologiske avstanden mellom de tre lokalitetene i studieområdet og de syntetiske referansene. Videre i oppgaven vil jeg omtale både reelle lokaliteter og syntetiske referanser som lokaliteter. Jeg fjernet *Carex* sp. fra datasettet før de statistiske analysene, fordi jeg ikke kunne være sikker på om dette var en annen art enn *Carex*-arten som alt var registrert i disse rutene.

For å undersøke om de fem lokalitetene hadde signifikant forskjellig artssammensetning, testet jeg om rutescorene langs de to første DCA-aksene var ulike mellom lokalitetene (hver akse for seg). Til denne analysen brukte jeg lineære miksete modeller (LMM) med gaussisk feilfordeling ved bruk av R-pakkene lme4 (Bates et al., 2015) og lmerTest (Kuznetsova et al., 2017). Jeg korrigererte for romlig pseudoreplikasjon ved å spesifisere rute nøstet i blokker, med blokk som tilfeldig effekt. Siden de syntetiske referansene ikke hadde blokker slik de reelle lokalitetene hadde, tilordnet jeg tilfeldig de ti rutene i hvert syntetiske datasett i to blokker (totalt 10 blokker innenfor 5 lokaliteter). På tilsvarende måte, testet jeg om artsantallet mellom de fem lokalitetene var forskjellige. Til denne analysen brukte jeg generaliserte lineære modeller (GLM) med Poisson-fordeling ettersom LMM ikke lot seg ikke gjøre her fordi modellen ikke konvergente når jeg inkluderte tilfeldige effekter (rute nøstet i blokker). Derfor er det viktig at resultatet fra denne analysen tolkes konservativt, siden jeg ikke får korrigert for romlig pseudoreplikasjon. I alle analysene forenklet jeg modellene til en «minimal adequate model» ved sammenslåing av statistisk like faktornivå (Crawley, 2013). De biotiske og abiotiske variablene ble ikke testet for statistisk siden jeg ikke hadde data for alle fem lokalitetene.

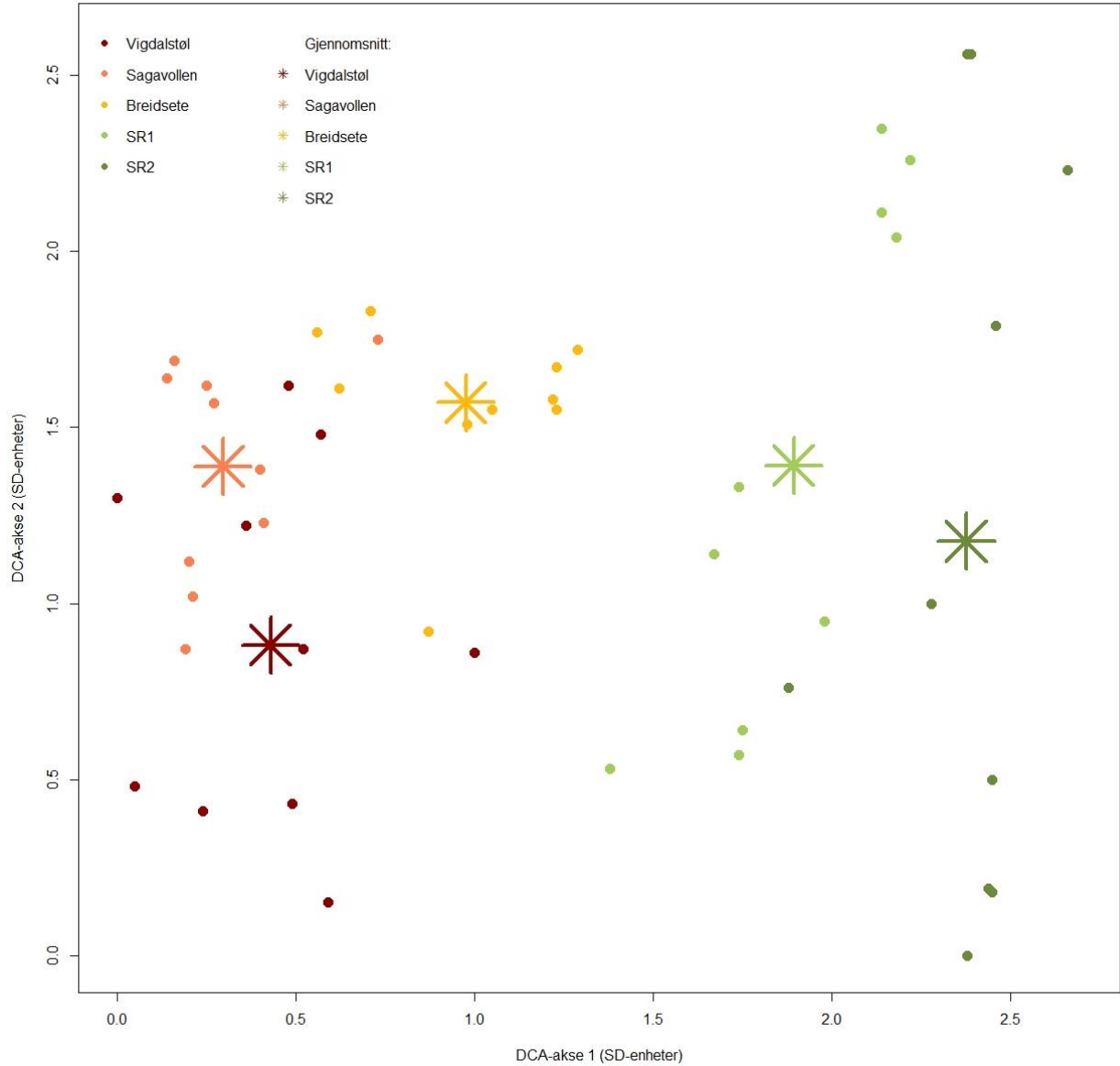


## 3 Resultater

### 3.1 Artssammensetning i lokalitetene

#### 3.1.1 DCA-akse 1: Forskjeller i artssammensetning

DCA-akse 1 var knyttet til vegetasjonsvariasjon mellom lokalitetene, der det var betydelige forskjeller i artssammensetning mellom de fem lokalitetene (Fig. 7; Tabell 2). Ifølge «minimal adequate model» var alle lokalitetene signifikant forskjellige fra hverandre bortsett fra Vigdalstøl og Sagavollen ( $F = 82,13$ ;  $p = <0,001$ ; Fig. 2). Disse to lokalitetene hadde de laveste verdiene mens de to syntetiske referansene, og spesielt SR2, hadde de høyeste verdiene langs DCA-akse 1, og representerte dermed en suksesjonsgradient fra restaureringsområdet til referansene (Fig. 8). Avstanden mellom lokalitetene var ikke nødvendigvis store selv om de var signifikante, og tyder på liten variasjon innad i lokalitetene, særlig mellom restaureringsområdet og Breidsete, samt mellom SR1 og SR2 (Fig. 8).



Figur 7. Detrended Correspondence Analysis (DCA) av de tre lokalitetene i Vigdalen (Vigdalstøl, Sagavollen, Breidsete) og de to syntetiske referansene, SR1 og SR2. For DCA-akse 1:  $\lambda = 0,457$ , gradientlengde = 2,7 SD-enheter, DCA-akse 2:  $\lambda = 0,329$ , gradientlengde = 2,6 SD-enheter. Prikker representerer ruter og stjerner viser gjennomsnittet til rutene i hver lokalitet.

Tabell 2. Vanlige arter funnet i studieområdet i Vigdalen (Vigdalsstøl, Sagavollen, Breidsete) eller som inngår i de to syntetiske referansene (SR1, SR2). Mørk gråfarge viser til høy rutefrekvens, lys gråfarge viser til lav rutefrekvens. I total-kolonnene til høyre, indikerer sterk grønnfarge høye verdier, svak grønnfarge indikerer lave verdier. FR = frekvens ruter (%) = (antall ruter med forekomst\*100%)/totalt antall ruter, SRF = frekvens småruter (0-16) = sum småruter/antall ruter med forekomst.

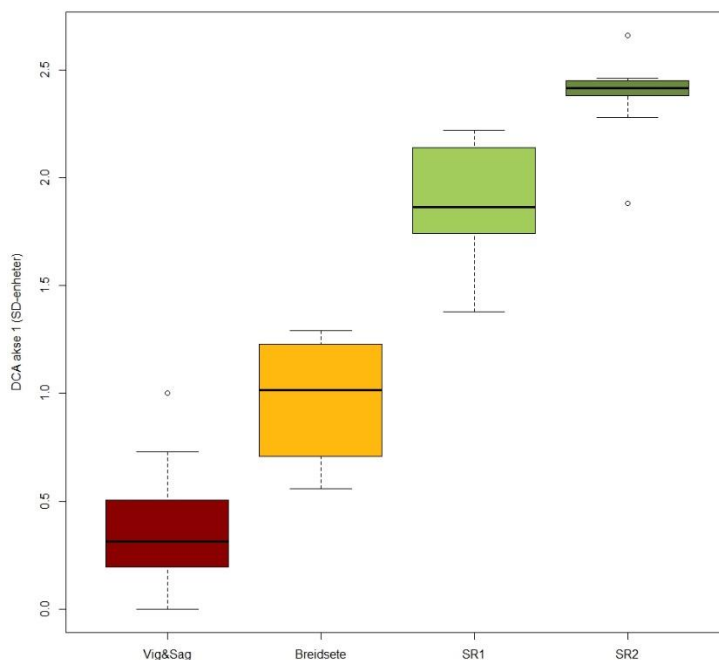
Artsgruppe	Art	Vigdalsstøl		Sagavollen		Breidsete		SR1		SR2		Totalt	
		FR	SRF	FR	SRF	FR	SRF	FR	SRF	FR	SRF	FR	SRF
Graminoider	<i>Agrostis capillaris</i>	100	16	100	16	100	16	30	12	40	4	74	14
	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	70	7	70	4	0	0	50	11	10	15	40	7
	<i>Avenella flexuosa</i>	60	13	90	12	10	3	30	6	40	11	46	11
	<i>Carex bigelowii</i>	10	1	70	9	0	0	70	7	70	8	44	8
	<i>Carex pallescens</i>	40	5	20	3	0	0	80	9	60	10	40	8
	<i>Carex pilulifera</i>	80	7	80	6	0	0	30	8	50	11	48	8
	<i>Deschampsia cespitosa</i>	20	10	40	4	70	8	40	10	30	11	40	8
	<i>Nardus stricta</i>	90	15	100	14	10	4	0	0	0	0	40	14
	<i>Phleum alpinum</i>	50	8	70	7	100	13	90	9	60	10	74	10
	<i>Poa pratensis</i>	60	5	70	11	100	14	20	4	20	10	54	10
Urter	<i>Alchemilla alpina</i>	20	2	30	4	60	10	50	7	60	7	44	7
	<i>Bistorta vivipara</i>	10	2	70	5	0	0	60	10	60	8	40	7
	<i>Cerastium fontanum</i>	10	3	0	0	90	8	20	11	70	11	38	9
	<i>Potentilla erecta</i>	100	11	100	12	0	0	90	7	40	5	66	9
	<i>Rumex acetosa</i>	70	11	90	12	100	11	100	7	50	10	82	10
	<i>Trifolium repens</i>	0	0	0	0	80	9	70	8	70	8	44	8
	<i>Veronica officinalis</i>	70	9	60	6	20	15	40	10	40	11	46	9
	<i>Viola riviniana</i>	50	9	0	0	0	0	80	8	60	10	38	9

De resterende 45 artene:

*Achillea millefolium*, *Ajuga pyramidalis*, *Alchemilla* sp., *Antennaria dioica*, *Betula pubescens*, *Botrychium lunaria*, *Campanula rotundifolia*, *Carex brunnescens*, *Carex leporina*, *Carex nigra*, *Carex panicea*, *Carex vaginata*, *Corallorhiza trifida*, *Dactylorhiza maculata* subsp. *maculata*, *Euphrasia stricta*, *Galeopsis tetrahit*, *Galium saxatile*, *Gnaphalium norvegicum*, *Hieracium* subgen. *Pilosella* sp., *Hypericum maculatum*, *Juncus filiformis*, *Lotus corniculatus*, *Luzula multiflora*, *Lysimachia europaea*, *Maianthemum bifolium*, *Melampyrum pratense*, *Plantago lanceolata*, *Prunella vulgaris*, *Ranunculus acris*, *Ranunculus repens*, *Rhinanthus minor*, *Rumex acetosella*, *Salix herbacea*, *Scorzoneroideis autumnalis*, *Selaginella selaginoides*, *Stellaria graminea*, *Succisa pratensis*, *Trifolium pratense*, *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Veronica chamaedrys*, *Vicia cracca*, *Vicia sepium*, *Viola canina*, *Viola palustris*.

### 3.1.2 DCA-akse 2: Forskjeller i fuktighet

Ingen av lokalitetene hadde signifikant ulik plassering langs DCA-akse 2 ( $F = 0,35$ ;  $p = 0,831$ ; Fig. 7). Rutene som inneholdt fukttålende arter hadde de høyeste akse-skårene langs DCA-akse 2, slik som sølvbunke, mens ruter med tørketålende arter, for eksempel gulaks, hadde lavest akse-skårer (Fig. 9). SR2 hadde både de høyeste og laveste verdiene langs aksene.

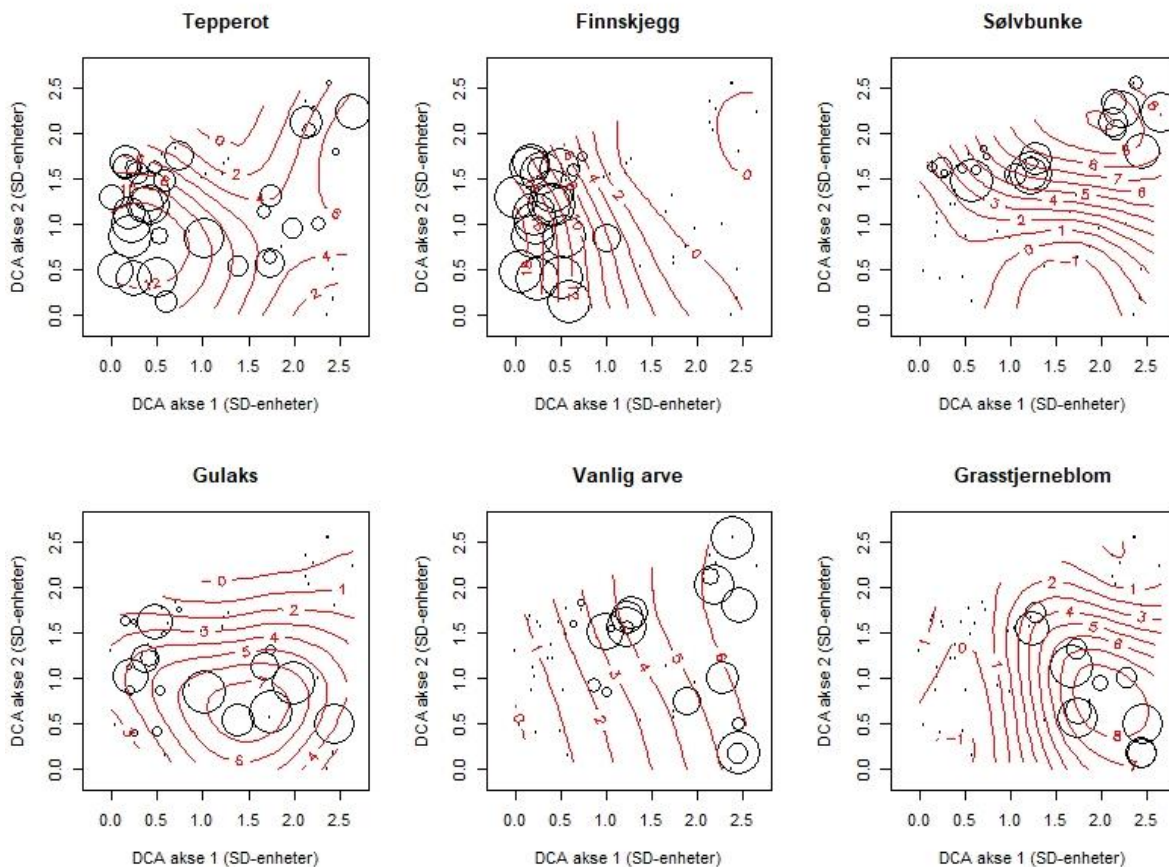


Figur 8. LMM-modellen for rutenes plassering langs DCA akse 1 for de fysiske lokalitetene Vigdalstøl, Sagavollen og Breidsete, og de syntetiske referansene SR1 og SR2. Vigdalstøl og Sagavollen (Vig&Sag) er slått sammen ved forenkling til «minimal adequate model».

### 3.1.3 Vanlige, ønskede og uønskede arter i lokalitetene

De uønskede artene hadde tyngdepunkt i restaureringsområdet, mens det var flere ønskede arter i referansene, særlig i de to syntetiske referansene (Vedlegg 2 og 4). Vanlige og ønskede kulturmarksarter som grasstjerneblom (*Stellaria graminea*) og vanlig arve (*Cerastium fontanum*) hadde tyngdepunkt på Breidsete og i de to syntetiske referansene, mens den uønskede arten finnskjegg (*Nardus stricta*) hadde tyngdepunkt på Vigdalstøl og Sagavollen (Fig. 9). Alle lokalitetene inneholdt vanlige kulturmarksarter, slik som engkvein (*Agrostis capillaris*; Tabell 2). Både Vigdalstøl og Sagavollen var dominert av tepperot (*Potentilla erecta*), engkvein og finnskjegg (Fig. 9; Tabell 2). Breidsete var dominert av mye gras, særlig

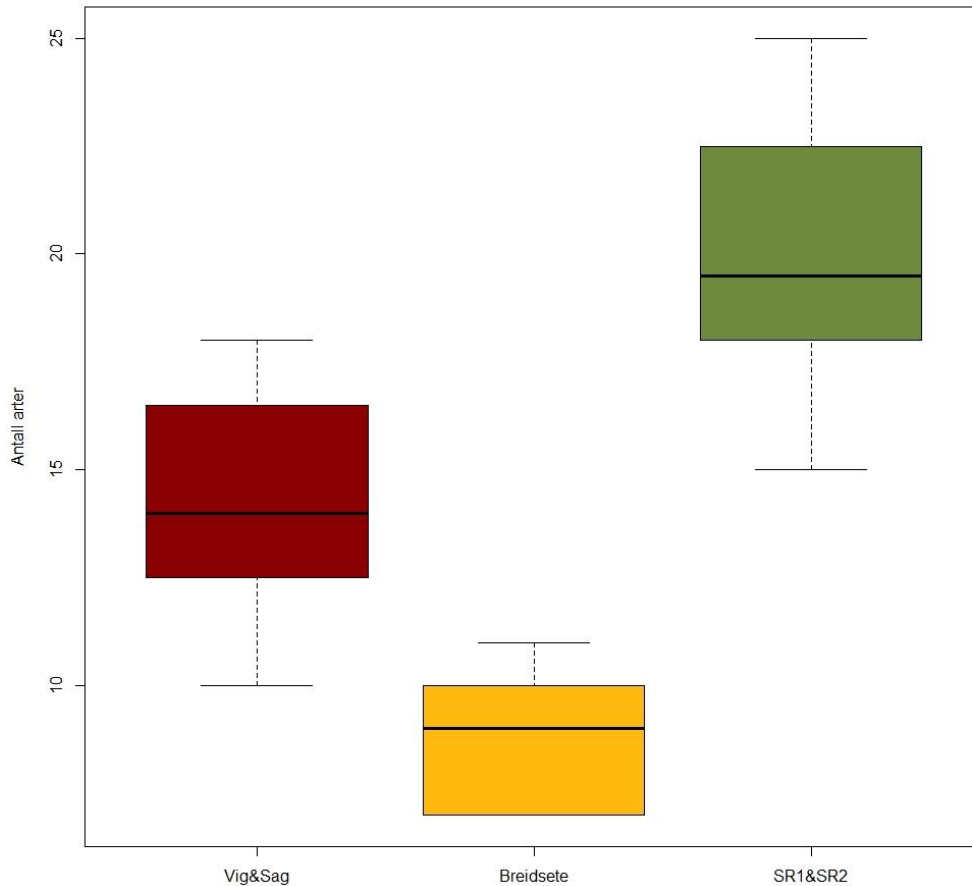
engkvein, fjelltimotei (*Phleum alpinum*) og engrapp (*Poa pratensis*), samt urter som engsyre (*Rumex acetosa*) og vanlig arve. I de syntetiske referansene, var SR1 dominert av engsyre, tepperot og fjelltimotei. Hos SR2 var det ingen arter som dukket opp i alle rutene. De mest dominante artene var i maks 70% av rutene, slik som stivstarr (*Carex bigelowii*), vanlig arve og kvitkløver (*Trifolium repens*).



Figur 9. DCA-ordinasjon, akse 1 og 2, med artsmengder plottet på rutenes posisjoner. Symbolstørrelsen er proporsjonal til smårutefrekvensen (0–16) i smårutene. Isolinjene (antall småruter) er vist i rødt. Tepperot (*Potentilla erecta*), finnskjegg (*Nardus stricta*), sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*), gulaks (*Anthoxanthum odoratum*), vanlig arve (*Cerastium fontanum*) og grasstjerneblom (*Stellaria graminea*).

### 3.2 Artsrikhet i lokalitetene

Det var en signifikant forskjell mellom restaureringsområdet, Breidsete og de to syntetiske referansene, SR1 og SR2 ( $p = <0,001$ ; Fig. 10). Vigdalstøl og Sagavollen hadde henholdsvis medianer på 13 og 15 arter per rute (Vedlegg 2). Breidsete hadde det laveste artsantallet av alle lokalitetene (9), mens det var høyest for SR1 (19) og SR2 (22).

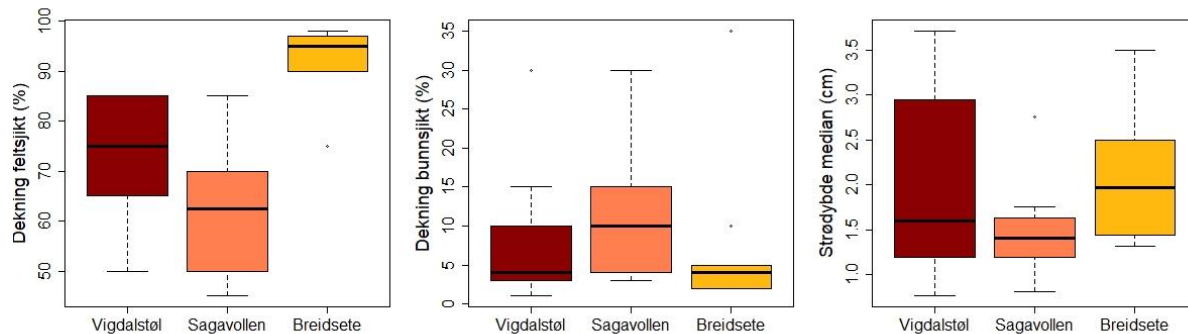


Figur 10. GLM-modellen for artsrikhet (antall karplantearter) som funksjon av lokalitet («minimal adequate model») for de fem lokalitetene, de tre fysiske lokalitetene Vigdalstøl, Sagavollen og Breidsete samt de syntetiske referansene SR1 og SR2. Vigdalstøl og Sagavollen (Vig&Sag), samt SR1 og SR2 er slått sammen ved modellforenklingen..

### 3.3 Abiotiske og biotiske variabler i restaureringsområdet og Breidsete

#### 3.3.1 Biotiske variabler

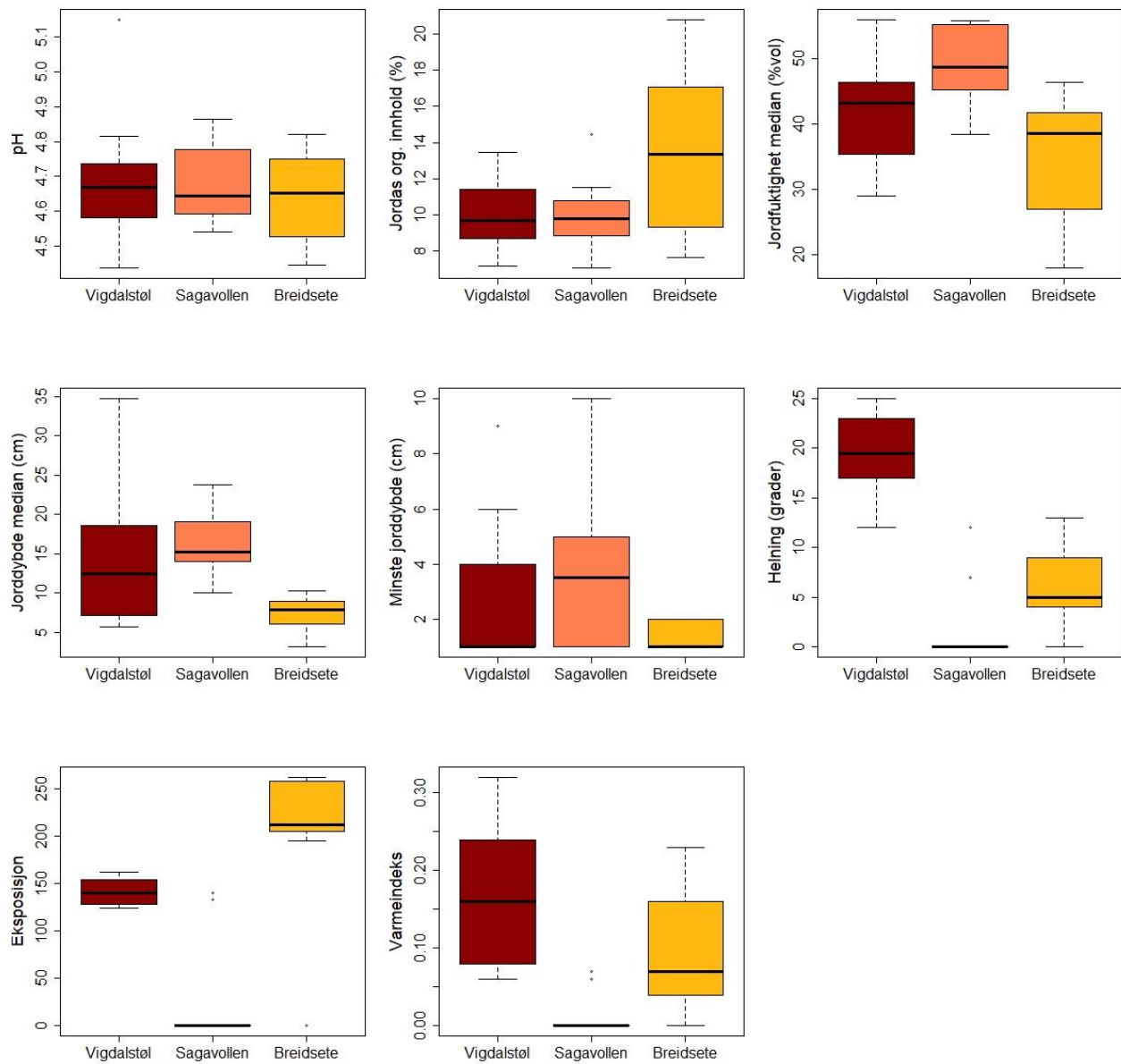
I restaureringsområdet, hadde begge lokalitetene varierende dekning i feltsjiktet, med de laveste verdiene på Sagavollen (Fig. 11). Til sammenlikning, hadde Breidsete et mye tettere feltsjikt fra 90% og oppover. Vigdalstøl hadde en større variasjon i strødybde enn Sagavollen, der sistnevnte hadde de laveste verdiene. Breidsete hadde laveste dekning i bunnsjiktet. Strødybden var generelt noe høyere på Breidsete enn i restaureringsområdet.



Figur 11. Variasjon i biotiske variabler i de tre lokalitetene Vigdalstøl, Sagavollen og Breidsete. Dekning feltsjikt (%), dekning bunnsjikt (%) og median av strødybde (cm).

#### 3.3.2 Abiotiske variabler

Jordsmonnet var surt med pH-verdier fra 4,4-5,2, men med liten variasjon mellom lokalitetene (Fig. 12). Jordas organiske innhold var relativt lavt, med verdier mellom 7-21% med de høyeste verdiene hos Breidsete. Det var stor variasjon i jordfuktighet (18-56 %vol), der Sagavollen var fuktigste lokalitet, mens Breidsete var tørrere enn restaureringsområdet. Breidsete hadde også grunnest jordsmonn ned mot én cm dybde. Medianen til jorddybdemålingene varierte fra 3-35 cm. Rutenes helning varierte fra 0-25 grader. Varmeindeks varierte lite med verdier fra 0-0,32.

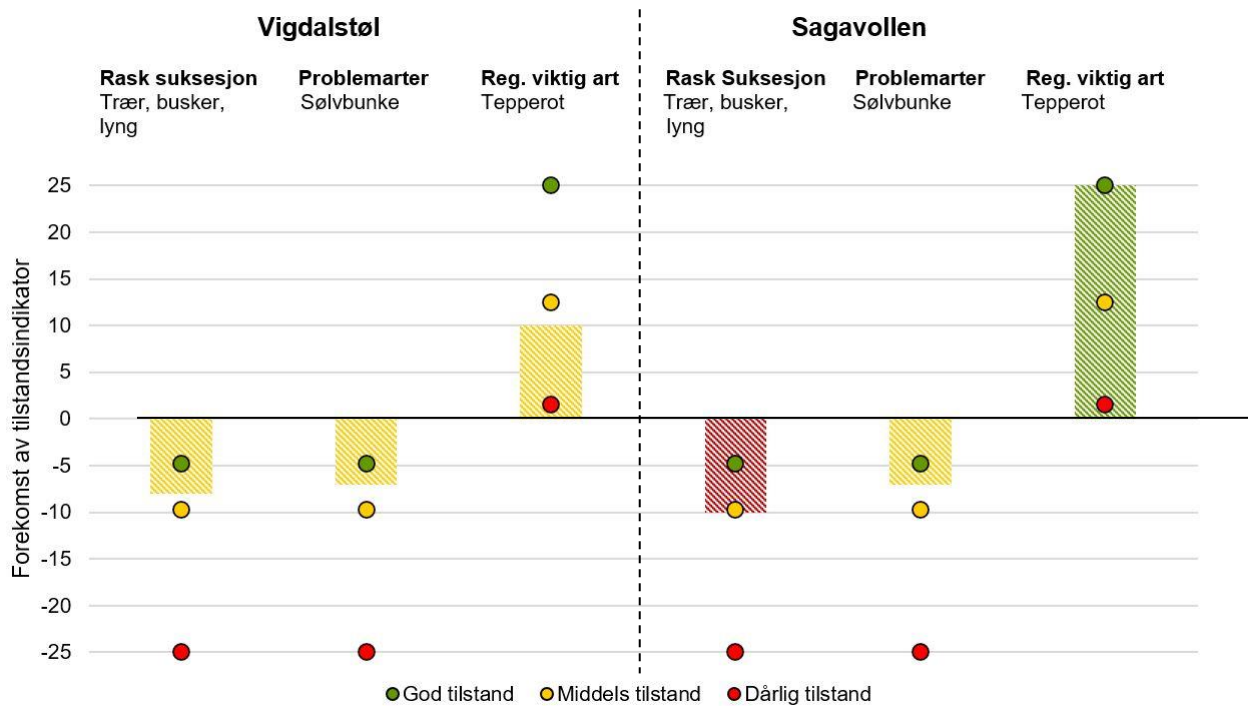


Figur 12. Forskjeller i abiotiske variabler mellom de tre lokalitetene Vigdalstøl, Sagavollen og Breidsete; pH, jordas organiske innhold (%), median av jordfuktighet (%), median av jorddybde (cm), minste jorddybde (cm), helning (grader), eksposisjon (grader) og varmeindeks.



### 3.4 Tilstand på Vigdalstøl og Sagavollen ifølge Miljødirektoratets bevaringsmålmetodikk

Bevaringsmålmetoden viste ulike tilstander for de tre indikatorene Rask suksesjon, Problemarter og Regionalt viktige arter (Fig. 13). Vigdalstøl hadde middels tilstand for alle indikatorene, mens det på Sagavollen var dårlig tilstand for Rask suksesjon, middels for Problemarter og god tilstand for Regionalt viktige arter.



Figur 13. Resultat for seks tilstandsindikatorer registrert med Miljødirektoratets bevaringsmålmetodikk (NatStat) i de to restaurerte lokalitetene Vigdalstøl og Sagavollen. Disse er registrert som forekomst i 25 1 x 1 m ruter langs en linje på hver lokalitet. Indikatorene er Rask suksesjon (busker, trær og lyng), Problemarter (sølvbunke) og Regionalt viktige arter (tepperot). Retning på stolpene indikerer om økning i forekomst bidrar til bedre eller dårligere tilstand – opp for god og ned for dårlig. Fargene på stolpene viser til status for tilstandsvariabelen, der grønn, gul og rød tilsvarer hhv. god, middels og dårlig tilstand. De tre punktene langs hver stolpe med grønn, gul og rød farge tilsvarer øvre grenseverdier for å oppnå hhv. god, middels og dårlig tilstand.

## 4 Diskusjon

Studiet mitt viste at artssammensetningen i restaureringsområdet (Vigdalstøl og Sagavollen) lignet mest på Breidsete og mindre på de syntetiske referansene SR1 og SR2. Lokalitetene plasserte seg langs en suksesjonsgradient, der en vellykket restaurering kan føre til at restaureringsområdet gradvis nærmer seg referansene over tid. Alle fem lokalitetene varierte i fuktighet, og inneholdt både fukttålende og tørketålende arter på samme lokalitet. Breidsete var relativt artsfattig mens SR1 og SR2 hadde signifikant flere arter per rute enn de andre lokalitetene. Kun restaureringsområdet ble undersøkt med bevaringsmålmetodikken. Her slo indikatorene ulikt ut og viste både god, middels og dårlig tilstand. Denne oppgaven viser et øyeblikksbilde av vegetasjonen og hvor godt de ulike metodene reflekterer økologisk tilstand i kulturmark. Slik danner den et grunnlag for videre overvåking og evaluering av restaureringssuksess.

### 4.1 Sammenlikning av nærliggende og syntetisk referanse

#### 4.1.1 Fysisk, nærliggende referanse: Breidsete

Suksesjonsgradienten (DCA-akse 1) viste at Breidsete var signifikant ulik restaureringsområdet, men avstanden var ikke stor (Fig. 8). Det at SR lå lenger til høyre enn Breidsete langs suksesjonsgradienten indikerer at Breidsete er mindre egnet som referanse enn SR. Videre hadde Breidsete mindre variasjon i grunnleggende økologiske forhold sammenliknet med restaureringsområdet. Til eksempel bar vegetasjonen preg av gjødsling på Breidsete, og det viste seg i færre arter, og en større andel organisk innhold i jorda. Slike sammenhenger har blitt rapportert i tidligere studier (Austrheim et al., 1999). Dessuten så jeg ikke den samme variasjonen i fuktighet, der Breidsete var noe tørrere (Fig. 11). Restaureringstiltakene ble relativt nylig satt i gang, og suksesjonsteori forteller oss at vegetasjonen responderer raskt på forstyrrelser i starten, for så å avta (Rydgren et al., 2019). Derfor er det mulig at vegetasjonen i restaureringsområdet vil endre seg raskere enn Breidsete i årene framover og kanskje forbigå Breidsete langs DCA-akse 1. Flere målinger trengs for å belyse dette. Nærliggende områder blir ofte brukt som referanser i restaureringsprosjekter (f.eks. Rydgren et al., 2011), men de er ikke i alle tilfeller de mest passende (Durbecq et al., 2020). Breidsete kunne heller fungere som en del-referanse i utarbeidelsen av SR.

#### 4.1.2 Syntetiske referanser

SR lå lengst til høyre i ordinasjonsdiagrammet, og kan derfor indikere kulturmark i bedre hevd enn Breidsete, og dermed en bedre egnet referanse. SR1 og SR2 hadde flest arter av alle lokalitetene og

besto kun i ønskede arter. Dette var forventet på grunn av reglene som lå til grunn for trekkingen av referansene.

Det vokste allerede flere ønskede arter i restaureringsområdet, slik at jeg kunne bruke mange lokalt forekommende arter til SR. For eksempel indikerer funn av marinøkkel at restaureringsområdet har blitt skjøttet til nyere tid, fordi den forsvinner raskt ved opphør av skjøtsel (Auestad et al., 2018). Denne metoden for utarbeidelse av SR kan derfor egne seg der økosystemer ikke er sterkt forringet. I tillegg blir referansene tilpasset lokale forhold og kan med større sannsynlighet dekke den økologiske kompleksiteten i økosystemet. For å ytterligere adressere den økologiske kompleksiteten hentet jeg informasjon fra flere hold, slik som artssammensetningen på Breidsete, Artskart, litteratur og ekspertvurderinger, i tråd med SER sine retningslinjer (SER, 2004). Jeg tok høyde for viktige begrensende faktorer som pH og hevdintensitet, som spesifiserer hvilke arter som kan vokse i restaureringsområdet. Videre innlemmet jeg variasjonen i fuktighet ved å lage ulike artslistene for tørre og fuktige forhold. Å avdekke økologisk variasjon slik jeg gjorde, er et svært viktig punkt innen restaureringsøkologien slik at vi med større sikkerhet kan forutse utfallet av restaureringen (Brudvig & Catano, 2021).

En teoretisk artssammensetning gir likevel et spesifikt mål for restaurering som er vanskelig å forutse om inntreffer. Forutsigbarhet er en av de største utfordringene ved restaureringsøkologien i dag (Brudvig & Catano, 2021). Artssammensetning som referanse har derfor blitt kritisert av visse forfattere fordi det øker sjansen for å feile (Brudvig et al., 2017). Vegetasjonsutviklingen etter restaurering er uforutsigbar, fordi det ligger ukjent variasjon til grunn som påvirker retningen (Brudvig & Catano, 2021). Likevel har det blitt utviklet lovende metoder der artssammensetningen brukes til å definere restaureringssuksess. Rydgren et al. (2019) fant at ved å ha tidsserier for utviklingen av artssammensetningen i et restaureringsområde, mot en referanse, kan man predikere tiden det tar før et område er restaurert («time-to-recovery») og om restaureringa går i riktig retning. En slik prediksjon vil derfor være et mål på restaureringssuksess. Videre kan overvåking gi informasjon om utviklingen tar en uventet retning, slik at andre restaureringstiltak bør iverksettes, eller om referansen bør justeres (Brudvig & Catano, 2021).

Referanser er samtidig basert på pragmatiske valg som reflekterer hvilken natur samfunnet anser som verdifullt i dag, og er derfor i stor grad et forvaltnings spørsmål (Töpper et al., 2018). Jeg gjorde verdivalg i utvelgelsen av arter til SR. For eksempel ekskluderte jeg finnskjegg, lyngarter og urter som skogstjerne og stormarimjelle – utypiske arter for semi-naturlig eng. De vokser imidlertid i boreal hei, en semi-naturlig naturtype som forekommer i studieområdet. Denne er i likhet med semi-naturlig eng

definert som en sårbar naturtype, med sterk tilknytning til stølslandskapet (Artsdatabanken, 2021c; Hovstad et al., 2018a). Den er svært lite undersøkt, og blir kanskje glemt i fokuset på å redde engene. Debatten om hvilken natur vi skal restaurere til er omfattende, og understreker at referanser ikke er objektive sannheter (Van Meerbeek et al., 2019). Viktigst er likevel å ta et valg, slik at konkrete mål kan settes for å oppnå intakte økosystem innenfor den gitte naturtypen. Videre må overvåking av indikatorer fange opp om restaureringen går rett vei.

## 4.2 Hvilke indikatorer kan gi presis informasjon om den økologiske tilstanden i et restaureringsområde?

### 4.2.1 Artssammensetning: en høy-informativ indikator

Artssammensetningen i restaureringsområdet indikerte en nyrestaurert «starttilstand» sammenliknet med referansene (Fig. 7), og jeg forventet å se en slik suksesjonsgradient fra en dårligere tilstand mot en bedre. Det er bred enighet om at artssammensetning gir presis nok informasjonen når økosystemer skal overvåkes (f.eks. Hekkala & Roberge, 2018; Rydgren et al., 2020; Waldén & Lindborg, 2016), blant annet ved at den oppgir artsidentiteter og artsmangfold, hvilket gjenspeiler miljøets økologiske forhold (Tyler et al., 2021). Andre har argumentert for at et sett med få, enkle indikatorer sannsynliggjør at overvåking faktisk blir utført i lengden (Prach et al., 2019). I forvaltninga ønskes det enklere indikatorer for overvåking, som setter lavere krav til tid, ressurser og biologisk kompetanse. Derfor er det aktuelt å diskutere om andre såkalte lav-informative indikatorer kan gi nok informasjon om utviklingen av et restaureringsområde.

### 4.2.2 Artstall er en viktig egenskap ved et økosystem, men ikke nok alene

Restaureringsområdet hadde signifikant flere arter enn Breidsete. Dette kan imidlertid være grunnet innslaget av boreal hei, som gir en økoton-effekt i overgangen til semi-naturlig eng. Breidsete hadde, trass i få arter, en større andel ønskede arter enn uønskede. Dette demonstrerer at artstall ikke bør brukes alene til evaluering av restaureringssuksess, selv om artstall er en viktig egenskap ved semi-naturlige økosystemer. Jeg bestemte for eksempel at SR skulle ha flest arter per rute fordi vi forventer at sunne kulturmarksenger kan være svært artsrike dersom lokale miljøforhold tillater det (Nybø & Evju, 2017). Artstall har vært en av de mest brukte indikatorene for evaluering av restaureringssuksess (Wortley et al., 2013), men blir ofte kritisert fordi mye av informasjonsverdien går tapt (Rydgren et al., 2020; Waldén & Lindborg, 2016). Artstallet kan for eksempel øke ved gjengroing, og vi risikerer å sette god tilstand på falske premisser. Videre skiller ikke indikatoren mellom arter med bærekraftig populasjonsstørrelse eller om de er på randen til utryddelse (Waldén & Lindborg, 2016). Den skiller ikke

mellom spesialister og generalister, eller rødlistearter og fremmedarter, og fanger ikke opp det som er av bevaringsinteresse (Hekkala & Roberge, 2018). Videre har artstall vist seg å kraftig underestimere «time-to-recovery» og er ikke et godt mål på restaureringssuksess (Rydgren et al., 2020). Indikatoren bør derfor unngås, og ikke brukes alene. Et mer informativt alternativ kan da være å se på forekomst av ønskede og uønskede arter (Evju et al., 2020a).

#### 4.2.3 Miljødirektoratets bevaringsmålmetodikk trenger vitenskapelig forankring

Mine funn viste at de ulike indikatorene pekte i ulike retninger og viste både god, middels og dårlig tilstand på samme sted, og demonstrerer dermed et av problemene med bruk av enkeltindikatorer. Det er en utfordring å vite hvilke av indikatorene som skal veie mest for å fastsette en overordnet tilstand for restaureringsområdet. Videre vil ikke så få indikatorer kunne representere hele restaureringsområdet. For eksempel er det problematisk å velge ut én indikatorart når flere arter har samme funksjonelle trekk, slik tilfelle ofte er i enger (Töpper et al., 2018). Da er artssammensetning å foretrekke. Fordelen med bevaringsmålmetodikken dersom den fungerer, er at vi kan sikte oss inn på de viktigste verneverdiene. Likevel må indikatorene respondere raskt på endring, og derfor velges med omhu (Prach et al., 2019). Studier innen myrrestaurering har undersøkt hvordan indikatorarter kan identifiseres og hvordan flere indikatorer kan brukes sammen for å indikere restaureringssuksess få år etter restaurering (González et al., 2013; González et al., 2014). Formålet med dette har blant annet vært å gi naturoppsynet enkle, men presise verktøy for å følge med på utviklingen i restaureringsområder.

Slike framgangsmåter forutsetter imidlertid et godt samarbeid mellom forskning og forvaltning, og her er forbedringspotensialet stort (Cooke et al., 2019; Evju et al., 2020a). Et problem ved bevaringsmålmetodikken er at den mangler gode vitenskapelige begrunnelser, og bevis for at den faktisk fungerer. Derfor er det et behov uttesting av slike enkle metoder opp mot de mer komplekse på et vitenskapelig nivå.

### 4.3 Videre anbefalinger basert på mine funn og litteratur

Problemstillingene i denne oppgaven kan ut fra mine resultater og henvist litteratur besvares med at (1) de syntetiske referansene er å foretrekke over Breidsete. Videre vil (2) artssammensetning som indikator best fange opp effekter av restaureringstiltakene. Samtidig er det potensiale for bruk av andre referanser og indikatorer, som blant annet fokuserer på økologiske trekk, vegetasjonsstruktur, økosystemprosesser og abiotiske forhold (f.eks. Evju et al., 2020a; Gann et al., 2019; Prach et al., 2019). Bruken må blant annet vurderes ut fra økosystemets kompleksitet og hvor degradert restaureringsområdet er, og må videre rettferdiggjøres ut fra målsetningen til restaureringen (Prach et

al., 2019). Videre kan flere tidsmålinger gi kunnskap om referansene, indikatorene og restaureringstiltakene fungerer.

#### 4.3.1 Forslag til å forbedre referansene gjennom overvåking

Jeg anbefaler at det gjøres nye vegetasjonsøkologiske analyser i studieområdet om 5-10 år for å vurdere effekten av restaureringstiltakene. Med tidsserier blir det også mulig å predikere «time-to-recovery» mot SR (Rydgren et al., 2019). Videre kan nye tidsmålinger gi innsikt i om referansen er realistisk, og om det er aktuelt å justere den. Dette blir en form for adaptiv overvåking som flere mener er en forutsetning for forutsigbar og effektiv restaurering (bl.a. Brudvig & Catano, 2021; Evju et al., 2020b; Yoccoz et al., 2001).

SR har forbedringspotensial. Jeg forsøkte å romme variasjon i to ulike referanser, men det kan være aktuelt å definere flere akseptable tilstander (Brudvig & Catano, 2021), for eksempel gjennom «bootstrapping» (resampling av SR-listene; se Töpfer et al., 2018). Videre bør det settes en akseptabel, men ikke for rigid grense for hvor langt artssammensetningen i restaureringsområdet kan vike fra referansene for å definere suksess.

SR kan sannsynliggjøres ytterligere ved å innlemme mer økologisk teori (Lindenmayer, 2020), blant annet artsdominans. Diskret jevn sannsynlighetsfordeling i trekkeprotokollen førte til tilfeldige mengdeforhold av arter. Til eksempel har beitemark vanligvis dominans av gress i forhold til urter (Nybø & Evju, 2017), noe som var tilfelle i studieområdet, men ikke i SR. Dette kan løses ved å sette krav om at engkvein og andre dominerende gressarter i studieområdet, også skulle dominere i SR, hvilket har blitt gjort ved liknende metoder (Töpfer et al., 2018).

Restaurering tar lang tid, og det er sannsynlig at klimaet endrer seg til å bli varmere og våtere enn det er i dag (Norsk Klimaservicesenter, 2021a). Slike endringer bør tas høyde for, fordi vi må sikre at restaurerte økosystemer er tolerante og med sannsynlighet består i fremtiden (Gann et al., 2019). Med overvåking bør referansene justeres slik at for eksempel viktige økosystemtjenester kan opprettholdes, for eksempel ved at mer tolerante arter med de samme funksjonelle trekkene får komme til (Wilsey, 2021).

#### 4.3.2 Bevaringsmålmetodikken kan være nyttig i restaureringsprosjekter

Jeg anbefaler å holde fram med samarbeidet mellom Breheimen Nasjonalpark, SNO og HVL, slik at vi kan få tidsserier av restaureringsområdet med bevaringsmålmetodikken og sammenlikne den opp mot resultatet fra vitenskapelige metoder. Dette vil gi innsikt i egnetheten av bevaringsmålmetodikken i

restaureringsprosjekter. Videre bør tilstandsindikatorne, overvåkingsgeometrien og grenseverdiene for fastsetting av tilstand evalueres for å se om utviklingen av disse samsvarer med artssammensetningens utvikling. I tillegg vil jeg anbefale at det brukes referanser til evaluering av tilstand. Per nå vet vi ikke om grenseverdiene faktisk er gode nok til å avgjøre tilstanden i området. Det kan være aktuelt å utføre bevaringsmålmetoden noe hyppigere i starten, for eksempel om 1, 3 og 5 år for å se om den kan fange opp effekter av restaureringstiltak tidlig (González et al., 2013).

Problemarten sølvbunke kan være nyttig fordi den responderer raskt ved at den øker i forekomst ved for lavt beitetrykk (Auestad et al., 2018). Rask suksessjon er en nyttig indikator for å følge med på gjengroing. Derfor bør disse fortsette å brukes, men overvåkingsgeometrien bør revurderes. For å raskere fange opp gjengroing, kan det være aktuelt å legge linjene fra kantsonen (skogen) og inn i restaureringsområdet. Tilstandsindikatoren Regionalt viktig art – tepperot er en typisk kulturmarksart som forsvinner ved gjødsling (Austrheim et al., 2015), den er lett gjenkjennelig og finnes i store mengder. Den responderer likevel relativt tregt på gjengroing (går tilbake etter 25-30 år; Auestad et al., 2018), og fanger dermed ikke opp endringer så raskt. Arter som blåklokke, legeberonika og skogfiol kan være mer ømfintlige for driftsopphør og bør derfor vurderes (Auestad et al., 2018). Her må likevel grenseverdiene for tilstand vurderes nøye, siden den relative forekomsten varierer mellom artene.

Ved å finne en standard metode for utarbeidelse av syntetiske referanser, kan denne oppgaven ha overføringsverdi til andre restaureringsprosjekter der det ikke finnes gode, nærliggende referanser. Videre, ved å identifisere enklere, men presise nok metoder for overvåking, kan restaurering gjøres mer effektivt. Dette er deler ved restaureringsøkologien som trenger å bli forbedret dersom dette skal bli tiåret for restaurering (Cooke et al., 2019).

## 5 Konklusjon

I denne oppgaven har jeg tatt for meg hvordan vi kan se på effekter av restaureringstiltak i kulturmark gjennom referanser og overvåkingsindikatorer. De syntetiske referansene var vellykkede, og kan justeres ved videre overvåking. Metoden for utarbeidelse av syntetiske referanser kan ha overføringsverdi til andre restaureringsprosjekter der nærliggende referanser mangler, og økosystemet ikke har blitt kraftig degradert.

Artssammensetning ga den mest presise informasjonen om tilstanden til restaureringsområdet og anbefales derfor som indikator. Artstall bør ikke brukes alene, fordi mye relevant informasjon faller vekk om for eksempel ønskede og uønskede arter. Miljødirektoratets bevaringsmålmotodikk har potensiale til å kunne fange opp effekter av restaureringstiltak ved nøye utvelgelse av indikatorer og overvåkingsmetode, samt bruk av referanser. Dette krever samarbeid på tvers av vitenskap og forvaltning. Vigdalen fungerer derfor som et utmerket område til å holde fram dette samarbeidet og utvikle metoden.

Overvåking skal fange opp utviklingen til restaureringsområdet, og videre fange opp om restaureringstiltakene virker. Denne kunnskapen må brukes til å justere alle ledd i restaurering fra planlegging til implementering og videre overvåking. Derfor er det helt essensielt med lengre tidsserier for å evaluere restaureringssuksess i Vigdalen.

Det settes store forventinger til restaureringsøkologien i dag, fordi den skal være med å snu ned negative trenden for biologisk mangfold. Jeg har gjennom dette case-studiet belyst noen av de viktige elementene som må forbedres dersom restaureringsøkologien skal leve opp til disse forventningene.



## 6 Referanser

- Artsdatabanken. (2021a). *Artskart*. Hentet 08.09.2021 fra <https://artskart.artsdatabanken.no/>
- Artsdatabanken. (2021b). *Norsk rødliste for naturtyper*. Hentet 04.11.2021 fra <https://www.artsdatabanken.no/rodlisteformaturtyper>
- Artsdatabanken. (2021c). *T31-C-1 kalkfattig boreal frisk hei*. Hentet 19.11.2021 fra <https://www.artsdatabanken.no/NiN2.0/T31-C-1>
- Artsdatabanken. (2021d). *Økologiske grunnkart - Bioklimatisk sone og seksjon*. Hentet 31.08.2021 fra <https://okologiskegrunnkart.artsdatabanken.no/?lng=7.358380555555556&lat=61.5194555555555595layers=19,283&layers=19,283&favorites=false>
- Auestad, I., Norderhaug, A., Kvamme, M. & Bele, B. (2018). *Bonden sin kulturmarksflora for Vestlandet* (Bd. 4(7)2018). Norsk institutt for bioøkonomi.
- Auestad, I., Rydgren, K. & Austad, I. (2015). Near-natural methods promote restoration of species-rich grassland vegetation-revisiting a road verge trial after 9 years. *Restoration Ecology*, 24, 381-389. <https://doi.org/10.1111/rec.12319>
- Austrheim, G., Hjelle, K. L., Sjøgren, P., Stene, K., Tretvik, A. M. & Hojem, Å. (2015). *Fjellets kulturlandskap: arealbruk og landskap gjennom flere tusen år*. Museumsforlaget, Trondheim.
- Austrheim, G., Olsson, E. & Grøntvedt, E. (1999). Land-use impact on plant communities in semi-natural sub-alpine grasslands of Budalen, Central Norway. *Biological Conservation*, 87, 369-379. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00071-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00071-8)
- Bartlett, J., Rusch, G.M., Kyrkjeeide, M.O., Sandvik, H., Nordén, J. (2020). Carbon storage in Norwegian ecosystems. *Norwegian Institute for Nature Research*. <https://hdl.handle.net/11250/2655580>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. & Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67, 1 - 48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Bele, B., Thorvaldsen, P. & Grenne, S. (2017). *Utkast til Skjøtselsplan for heilskapsleg kulturlandskap. Mørkridsdalen landskapsvernområde, Luster i Sogn og Fjordane*. Norsk Institutt for Bioøkonomi. <http://hdl.handle.net/11250/2448816>
- Brudvig, L. A., Barak, R. S., Bauer, J. T., Caughlin, T. T., Laughlin, D. C., Larios, L., Matthews, J. W., Stuble, K. L., Turley, N. E. & Zirbel, C. R. (2017). Interpreting variation to advance predictive restoration science. *Journal of Applied Ecology*, 54, 1018-1027. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12938>
- Brudvig, L. A. & Catano, C. P. (2021). Prediction and uncertainty in restoration science. *Restoration Ecology*, e13380. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/rec.13380>
- Cooke, S. J., Bennett, J. R. & Jones, H. P. (2019). We have a long way to go if we want to realize the promise of the “Decade on Ecosystem Restoration”. *Conservation Science and Practice*, 1, e129. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/csp2.129>
- Crawley, M. J. (2013). *The R book* (2nd ed. utg.). Wiley.
- Durbecq, A., Jaunatre, R., Buisson, E., Cluchier, A. & Bischoff, A. (2020). Identifying reference communities in ecological restoration: the use of environmental conditions driving vegetation composition. *Restoration Ecology*, 28, 1445-1453. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/rec.13232>
- Evju, M., Hagen, D., Kyrkjeeide, M. O. & Köhler, B. (2020a). Learning from scientific literature: Can indicators for measuring success be standardized in “on the ground” restoration? *Restoration Ecology*, 28, 519-531. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/rec.13149>
- Evju, M., Hegre, H., Lyngstad, A., Svalheim, E., Thorvaldsen, P., Tingstad, L., Velle, L. G., Øien, D.-I. & Framstad, E. (2020b). *Overvåking av effekter av tiltak for truede arter og naturtyper* (NINA Rapport 1816). Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2653653>

- Forskrift om utvalgte naturtyper etter nml. (2011). *Forskrift om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven* Lovdata. <https://lovdata.no/forskrift/2011-05-13-512>
- Forskrift om Vigdalen landskapsvernområde. (2009). *Forskrift om verneplan for Breheimen. Vedlegg 6. Vigdalen landskapsvernområde, Luster kommune, Sogn og Fjordane* Lovdata. <https://lovdata.no/forskrift/2009-08-07-1069>
- 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/https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- General Assembly resolution 73/284. (2019). *United Nations Decade on Ecosystem Restoration (2021-2030)* (A/RES/73/284). <https://undocs.org/A/RES/73/284>
- González, E., Rochefort, L., Boudreau, S., Hugron, S. & Poulin, M. (2013). Can indicator species predict restoration outcomes early in the monitoring process? A case study with peatlands. *Ecological Indicators*, 32, 232-238. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.019>
- González, E., Rochefort, L., Boudreau, S. & Poulin, M. (2014). Combining indicator species and key environmental and management factors to predict restoration success of degraded ecosystems. *Ecological Indicators*, 46, 156-166. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.016>
- Heikkinen, R. K. (1991). Multivariate analysis of esker vegetation in southern Häme, S Finland. *Annales Botanici Fennici*, 28, 201-224. <http://www.jstor.org/stable/23725331>
- Hekkala, A.-M. & Roberge, J.-M. (2018). The use of response measures in meta-analyses of land-use impacts on ecological communities: a review and the way forward. *Biodiversity and Conservation*, 27, 2989-3005. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1583-1>
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (2015). *Norsk rødliste for arter 2015*. Artsdatabanken. Hentet 14.10.2021 fra <http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/HvorFinnesDeTrueteArtene>
- Hill, M. O. & Gauch, H. G. (1980). Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio*, 42, 47-58. <https://doi.org/10.1007/bf00048870>
- Hovstad, K. A., Johansen, L., Arnesen, A., Svalheim, E. & Velle, L. G. (2018a). *Boreal hei, Semi-naturlig*. *Norsk rødliste for naturtyper 2018*. Hentet 19.11.2021 fra <https://artsdatabanken.no/RLN2018/71>
- Hovstad, K. A., Johansen, L., Arnesen, A., Svalheim, E. & Velle, L. G. (2018b). *Semi-naturlig eng, Semi-naturlig*. *Norsk rødliste for naturtyper 2018*. Artsdatabanken, Trondheim. Artsdatabanken. Hentet 14.10.2021 fra <https://artsdatabanken.no/RLN2018/72>
- Jakobsson, S. & Pedersen, B. (2020). *Naturindeks for Norge 2020. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold*. (NINA Rapport 1886). Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2686068>
- Jakobsson, S., Töpper, J. P., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, B., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Vandvik, V., Velle, L. G., Aarrestad, P. A. & Nybø, S. (2020). Setting reference levels and limits for good ecological condition in terrestrial ecosystems – Insights from a case study based on the IBECA approach. *Ecological Indicators*, 116, 106492. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106492>
- Kartverket. (2021a). *Norge i bilder*. Hentet 19.12.2021 fra <https://norgebilder.no>
- Kartverket. (2021b). *Norgeskart*. Hentet 18.12.2021 fra <https://norgeskart.no>
- Klima- og miljødepartementet. (2015). *Natur for livet - Norsk handlingsplan for naturmangfold* (Meld. St. 14 (2015-2016)). Oslo: Klima- og miljødepartementet (KLD).
- Krogstad, T. (1992). *Metoder for jordanalyser*. Norges landbrukshøgskole, Institutt for jordfag.
- Kuznetsova, A., Brockhoff, P. B. & Christensen, R. H. B. (2017). lmerTest package: tests in linear mixed effects models. *Journal of Statistical Software*, 82, 1 - 26. <https://doi.org/10.18637/jss.v082.i13>
- Lid, J., Lid, D. T., Elven, R. & Alm, T. (2005). *Norsk flora* (7. utg. redaktør: Reidar Elven. utg.). Samlaget.

- Lindenmayer, D. (2020). Improving restoration programs through greater connection with ecological theory and better monitoring. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00050>
- Miljødirektoratet. (2007). *Kartlegging av naturtyper - verdsetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13*. <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/publikasjoner-fra-dirnat/dn-handboker/kartlegging-av-naturtyper---verdsetting-av-biologisk-mangfold/>
- Miljødirektoratet. (2020). *Miljødirektoratets fagsystem for verneområdeforvaltning; NatStat og NatReg. Brukerveiledning*. [https://natstat.miljodirektoratet.no/Brukerveiledning\\_NatStat.pdf](https://natstat.miljodirektoratet.no/Brukerveiledning_NatStat.pdf)
- Nat-stat. (2021). *Vigdalsstølen (150404)*. Hentet 19.12.2021 fra <https://natstat.miljodirektoratet.no/Area/FactPage/OOJB0010286/BMAL0010308>
- Nilsson, C., Aradottir, A. L., Hagen, D., Halldórsson, G., Høegh, K., Mitchell, R. J., Raulund-Rasmussen, K., Svavarsdóttir, K., Tolvanen, A. & Wilson, S. D. (2016). Evaluating the process of ecological restoration. *Ecology and Society*, 21, Artikkel 41. <https://doi.org/10.5751/es-08289-210141>
- Norderhaug, A. & Isdal, K. (1999). *Skjøtselsboka : for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker*. Landbruksforl.
- Norges Geologiske Undersøkelser. (2021a). *Nasjonal Berggrunnsdatabase*. Hentet 31.08.20212021 fra <https://geo.ngu.no/kart/berggrunn>
- Norges Geologiske Undersøkelser. (2021b). *Nasjonal løsmassedatabase*. Hentet 31.08.20212021 fra <https://geo.ngu.no/kart/losmasse>
- Norsk Klimaservicesenter. (2021a). *Klimaprofil Sogn og Fjordane*. Hentet 17.12.2021 fra <https://klimaservicesenter.no/kss/klimaprofiler/sogn-og-fjordane>
- Norsk Klimaservicesenter. (2021b). *Observasjoner og værstatistikk*. <https://seklima.met.no/>
- Nybø, S. & Evju, M. (2017). *Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand*. Klima- og Miljødepartementet. <https://www.regjeringen.no/no/dokument/rapportar-og-planar/id438817/>
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P., O'Hara, R. B., Simpson, G., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szöcs, E. & Wagner, H. (2020). *Vegan community ecology package version 2.5-7*. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Parker, K. C. (1988). Environmental relationships and vegetation associates of columnar cacti in the northern Sonoran Desert. *Vegetatio*, 78, 125-140. <https://doi.org/10.1007/BF00033422>
- Prach, K., Durigan, G., Fennessy, S., Overbeck, G. E., Torezan, J. M. & Murphy, S. D. (2019). A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological restoration success. *Restoration Ecology*, 27, 917-923. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/rec.13011>
- R Development Core Team. (2021). *R: A language and environment for statistical computing* R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- 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, 390-401. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2664.13526>
- 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/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, 225-234. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2664.13254>
- SER. (2004). *The SER international primer on ecological restoration*. The Society for Ecological Restoration. International Science & Policy Group. [www.SER.org](http://www.SER.org)

- Steinsvåg, K. M. F. & Larsen, B. H. (2019). *Vigdalen landskapsvernområde. Utkast til skjøtelsesplan for heilskaplege kulturlandskap i verneområdet*. (Miljøfaglig Utredning Rapport 2019-6). Miljøfaglig Utredning.
- Tyler, T., Herbertsson, L., Olofsson, J. & Olsson, P. A. (2021). Ecological indicator and traits values for Swedish vascular plants. *Ecological Indicators*, 120, 106923.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106923>
- Töpper, J., Velle, L. G. & Vandvik, V. (2018). *Utvikling av metodikk for økologisk tilstandsvurdering basert på indikatorverdier etter Ellenberg og Grime (revidert utgave)*. NINA Rapport 1529b. Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2578247>
- Van Meerbeek, K., Muys, B., Schowanek, S. D. & Svenning, J. C. (2019). Reconciling conflicting paradigms of biodiversity conservation: human intervention and rewilding. *Bioscience*, 69, 997-1007.  
<https://doi.org/10.1093/biosci/biz106>
- Waldén, E. & Lindborg, R. (2016). Long term positive effect of grassland restoration on plant diversity - success or not? *PLOS ONE*, 11, e0155836. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155836>
- Wilsey, B. (2021). Restoration in the face of changing climate: importance of persistence, priority effects, and species diversity. *Restoration Ecology*, 29, e13132.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/rec.13132>
- Wortley, L., Hero, J.-M. & Howes, M. (2013). Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration Ecology*, 21, 537-543. <https://doi.org/10.1111/rec.12028>
- Yoccoz, N. G., Nichols, J. D. & Boulinier, T. (2001). Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution*, 16, 446-453. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02205-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02205-4)
- Økland, R. H. (1990). Vegetation ecology: Theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. *Sommerfeltia supplement*, 1-233.
- Aa, A. R. & Sønstegaard, E. (2005). *Breheimen: Geologi og landformer* (Bd. R-Nr 6/2005). Høgskulen i Sogn og Fjordane.

## 7 Vedlegg

### Vedlegg 1 – Koordinater

#### *Blokkoordinater*

Tabell S1. Blokkkoordinater målt med dGPS angitt i UTM 32. NV = nedre venstre, NH = nedre høyre, ØV = øvre høyre, ØH = øvre høyre. Grunnlinja ligger mellom de nedre hjørnene. Koordinater til blokk 1 og 2 mangler.

Blokk	Hjørne	UTM-32 X	UTM-32 Y
3	NH	412868.09960	6821638.89604
3	NV	412864.66712	6821635.36984
3	OH	412861.65992	6821646.30746
3	OV	412858.22196	6821642.84414
4	NV	412871.25937	6821613.63870
5	NH	412849.14068	6821692.27593
5	NV	412851.11715	6821688.13146
5	OH	412840.02899	6821688.02726
5	OV	412842.18454	6821683.82215

#### *Rutekoordinater*

Tabell S2. Rutekoordinater målt med dGPS angitt i UTM 32. NV = nedre venstre, NH = nedre høyre, OV = øvre høyre, OH = øvre høyre. Hjørnenes posisjon ligger i samsvar med blokkas posisjon: nedre viser til nærmest grunnlinja.

Blokk	Rute	Hjørne	UTM-32 X	UTM-32 Y	Merknad
1	1	NV	413054.07682	6821446.79940	
1	1	OH	413054.79728	6821446.95082	
1	2	NV	413057.66814	6821444.75035	
1	2	OH	413058.34307	6821444.99422	
1	3	NH	412874.14059	6821609.59609	
1	3	NV	413055.93153	6821447.34434	Mangler rør
1	3	OH	412882.12668	6821615.66191	
1	3	OV	412879.22451	6821619.70749	
1	4	NH	413060.18788	6821447.97020	Mangler rør
1	4	NV	412871.25937	6821613.63870	
1	4	OH	413060.01967	6821448.69562	Mangler rør
1	5	NH	412849.14068	6821692.27593	
1	5	NV	412851.11715	6821688.13146	
1	5	OH	412840.02899	6821688.02726	
1	5	OV	412842.18454	6821683.82215	
2	6	NV	413048.18432	6821414.24358	
2	6	OH	413048.74249	6821414.73148	
2	7	NV	413049.83677	6821418.12772	
2	7	OH	413050.43083	6821418.55339	
2	8	NV	413048.56085	6821418.98627	
2	8	OH	413049.16199	6821419.36949	
2	9	NV	413048.78323	6821420.44538	
2	9	OH	413049.35265	6821420.91200	

2	10	NV	413046.89715	6821421.28043
2	10	OH	413047.46217	6821421.76677
3	11	NA	412863.70275	6821636.46783
3	12	NA	412864.91454	6821637.46953
3	13	NA	412863.31388	6821639.45731
3	14	NA	412863.99918	6821641.95484
3	15	NA	412861.46666	6821641.09025
4	16	NV	412873.69602	6821612.88356
4	16	OH	412874.45510	6821612.77968
4	17	NA	412873.21041	6821614.48520
4	18	NA	412878.06947	6821616.24318
4	19	NA	412880.97726	6821615.42840
4	20	NA	412880.20918	6821617.35384
5	21	NA	412848.87709	6821691.57604
5	22	NA	412848.33854	6821688.21010
5	23	NA	412847.05391	6821689.84153
5	23	NV	412847.04462	6821689.80246
5	23	OH	412846.37515	6821690.04567
5	24	NV	412845.59697	6821688.20352
5	24	OH	412844.93351	6821688.40839
5	25	NH	412842.52794	6821685.60698
5	25	NV	412842.72228	6821685.14596
5	25	OH	412842.03958	6821685.29057
6	26	NH	412787.69976	6821710.72888
6	26	NV	412787.72715	6821710.73823
6	26	OH	412787.15765	6821711.16592
6	27	NV	412784.92268	6821709.16501
6	27	OH	412784.35630	6821709.57981
6	28	NV	412783.35563	6821711.50164
6	28	OH	412782.78686	6821711.93582
6	29	NV	412781.05186	6821711.56176
6	29	OH	412780.50285	6821712.05505
6	30	NV	412780.00432	6821709.08680
6	30	OH	412779.42003	6821709.46848

### *Linjekoordinater (Miljødirektoratets bevaringsmålmetodikk)*

Tabell S3. Koordinater til start- og slutt punkt for de to linjeanalysene utført etter Miljødirektoratets bevaringsmålmetodikk på lokalitetene Vigdalstøl og Sagavollen.

Lokalitet		UTM-32 X	UTM-32 Y
Vigdalstøl	Start	412758.67588	6821738.70888
	Slutt	412786.81347	6821706.57670
Sagavollen	Start	412867.57609	6821624.80079
	Slutt	412859.98517	6821646.53988

**Vedlegg 2 – art x rute-tabell**
**Tabell S4. Art x rute-matrise for de tre reelle lokalitetene (Vigdalstøl, Sagavollen og Breidsete) og de to syntetiske referansene (SR1 og SR2).**

Lokalitet Blokk	Breidsete										Sagavollen										Vigdalen										SR1										SR2									
	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	3	3	3	3	3	4	4	4	4	4	5	5	5	5	5	6	6	6	6	6	7	7	7	7	7	8	8	8	8	8	9	9	9	9	9	10	10	10	10	10
Rute	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50
Vitenskapelig navn																																																		
<i>Achillea millefolium</i>																																																		
<i>Agrostis capillaris</i>																																																		
<i>Ajuga pyramidalis</i>																																																		
<i>Alchemilla alpina</i>																																																		
<i>Alchemilla</i> sp.																																																		
<i>Antennaria dioica</i>																																																		
<i>Anthoxanthum odoratum</i>																																																		
<i>Avenella flexuosa</i>																																																		
<i>Betula pubescens</i>																																																		
<i>Bistorta vivipara</i>																																																		
<i>Botrychium lunaria</i>																																																		
<i>Campanula rotundifolia</i>																																																		
<i>Carex bigelowii</i>																																																		
<i>Carex brunnescens</i>																																																		
<i>Carex leporina</i>																																																		
<i>Carex nigra</i>																																																		
<i>Carex pallescens</i>																																																		
<i>Carex panicea</i>																																																		
<i>Carex pilulifera</i>																																																		
<i>Carex</i> sp.																																																		
<i>Carex vaginata</i>																																																		
<i>Cerastium fontanum</i>																																																		
<i>Corallorhiza trifida</i>																																																		
<i>Dactylorhiza maculata</i> subsp. <i>maculata</i>																																																		
<i>Deschampsia cespitosa</i> subsp. <i>Cespitosa</i>																																																		
<i>Euphrasia stricta</i>																																																		
<i>Galeopsis tetrahit</i>																																																		
<i>Galium saxatile</i>																																																		
<i>Gnaphalium norvegicum</i>																																																		
<i>Hieracium</i> subgen. <i>Pilosella</i>																																																		
<i>Hypericum maculatum</i>																																																		
<i>Juncus filiformis</i>																																																		
<i>Lotus corniculatus</i>																																																		
<i>Luzula multiflora</i>																																																		
<i>Lysimachia europaea</i>																																																		
<i>Maianthemum bifolium</i>																																																		
<i>Melampyrum pratense</i>																																																		
<i>Nardus stricta</i>																																																		
<i>Phleum alpinum</i>																																																		
<i>Plantago lanceolata</i>																																																		
<i>Poa pratensis</i>																																																		
<i>Potentilla erecta</i>																																																		
<i>Prunella vulgaris</i>																																																		
<i>Ranunculus acris</i>																																																		
<i>Ranunculus repens</i>																																																		
<i>Rhinanthus minor</i>																																																		
<i>Rumex acetosa</i>																																																		
<i>Rumex acetosella</i>																																																		
<i>Salix herbacea</i>																																																		
<i>Scorzoneroideis autumnalis</i>																																																		
<i>Selaginella selaginoides</i>																																																		
<i>Stellaria graminea</i>																																																		
<i>Succisa pratensis</i>																																																		
<i>Trifolium pratense</i>																																																		
<i>Trifolium repens</i>																																																		
<i>Vaccinium myrtillus</i>																																																		
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>																																																		
<i>Veronica chamaedrys</i>																																																		
<i>Veronica officinalis</i>																																																		
<i>Vicia cracca</i>																																																		
<i>Vicia sepium</i>																																																		
<i>Viola canina</i>																																																		
<i>Viola palustris</i>																																																		
<i>Viola riviniana</i>																																																		
<b>Antall arter</b>	<b>10</b>	<b>8</b>	<b>10</b>	<b>9</b>	<b>11</b>	<b>10</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>9</b>	<b>7</b>	<b>14</b>	<b>14</b>	<b>17</b>	<b>17</b>	<b>15</b>	<b>15</b>	<b>14</b>	<b>17</b>	<b>12</b>	<b>16</b>	<b>10</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>18</b>	<b>15</b>	<b>17</b>	<b>13</b>	<b>10</b>	<b>19</b>	<b>18</b>	<b>17</b>	<b>20</b>	<b>23</b>	<b>19</b>	<b>16</b>	<b>21</b>	<b>19</b>	<b>15</b>	<b>18</b>	<b>25</b>	<b>25</b>	<b>18</b>	<b>22</b>	<b>25</b>	<b>22</b>	<b>24</b>	<b>17</b>	<b>20</b>

### Vedlegg 3 – Miljøvariabler x rute-tabell

Tabell S5. Miljøvariabler for de 30 analyserutene i Vigdalen.

Lokalitet	Blokk	Rute	Eksposisjon	Helning	Lys-åpenhet		Varmeindeks	Jorddybde		pH	Jordas organiske innhold		% dekningsfelt	% dekningsbunn	Antall arter	Totalt antall småruter	Jordfuktighet median %vol
					median	indeks		cm	min (cm)		inhold %	median %					
Breidsete	1	1	211	9	24	0,16	9,00	2	4,822	7,64	1,31	97	35	10	95	28,80	
	1	2	205	9	24	0,16	5,38	1	4,678	12,71	1,81	75	3	8	75	17,90	
	1	3	213	13	24	0,23	7,25	1	4,755	9,30	2,19	95	5	10	127	23,70	
	1	4	195	12	24	0,21	9,00	1	4,712	9,34	3,50	95	2	9	116	27,00	
	1	5	0	0	24	0,00	8,38	2	4,749	12,24	2,50	97	5	11	110	41,50	
	2	6	207	5	24	0,09	8,75	1	4,515	16,06	2,75	90	5	10	76	46,40	
	2	7	262	4	24	0,04	10,25	1	4,587	14,03	1,75	97	2	7	59	43,40	
	2	8	262	4	24	0,04	6,06	1	4,526	20,77	1,31	98	2	7	83	35,40	
	2	9	256	5	24	0,05	6,63	1	4,626	19,37	1,44	95	10	9	105	41,70	
	2	10	258	2	24	0,02	3,13	2	4,445	17,04	2,13	90	3	7	80	41,70	
Sagavollen	3	11	0	0	24	0,00	12,25	3	4,607	9,92	1,56	45	4	14	86	55,10	
	3	12	0	0	24	0,00	15,00	1	4,865	9,82	0,81	60	20	14	114	46,00	
	3	13	0	0	24	0,00	23,75	10	4,54	10,79	0,95	85	15	17	126	44,50	
	3	14	140	7	24	0,06	10,00	1	4,646	14,44	1,75	70	6	17	157	38,40	
	3	15	133	12	24	0,07	14,00	1	4,572	11,50	1,19	85	10	15	148	51,20	
	4	16	0	0	24	0,00	22,88	10	4,794	9,73	1,19	55	3	15	112	48,00	
	4	17	0	0	24	0,00	19,13	4	4,592	7,06	1,31	45	10	14	110	45,20	
	4	18	0	0	24	0,00	17,00	5	4,778	9,63	1,50	50	3	17	131	49,30	
	4	19	0	0	24	0,00	15,38	5	4,719	8,18	2,75	65	10	12	113	55,80	
	4	20	0	0	24	0,00	15,13	2	4,64	8,83	1,63	70	30	16	130	55,80	
Vigdalsstøl	5	21	153	17	24	0,20	18,63	6	4,814	11,39	1,19	80	30	10	89	35,40	
	5	22	162	23	24	0,32	32,88	4	4,708	13,43	3,71	85	3	13	116	29,00	
	5	23	160	18	24	0,24	16,88	1	4,735	10,27	2,25	50	3	14	89	38,80	
	5	24	154	23	24	0,28	34,75	9	4,63	9,14	3,38	50	5	10	115	35,40	
	5	25	124	17	24	0,06	12,00	1	4,436	10,47	2,94	75	10	11	82	44,10	
	6	26	128	25	23,5	0,12	5,75	1	5,15	12,62	0,76	75	15	18	170	43,40	
	6	27	125	21	23,5	0,08	7,13	1	4,672	8,71	1,31	70	3	15	135	42,80	
	6	28	144	23	24	0,22	13,00	2	4,665	8,80	1,56	65	3	17	136	47,30	
	6	29	136	12	24	0,08	9,75	1	4,548	7,73	1,63	85	10	13	130	46,30	
	6	30	128	18	24	0,09	7,13	1	4,581	7,20	0,88	85	1	10	113	55,90	



## Vedlegg 4 – grunnlag for utarbeidelse av syntetiske referanser

Tabell S6. Grunnlag for utarbeidelse av syntetiske referanser. Modifiserte Ellenberg-verdier fra Tyler et al. (2021) er brukt for fuktighet (M), pH og beiting/slått (G/M). Fuktighetskrav ble brukt til å sortere artene inn i ulike lister: T = tørr liste, F = fuktig liste, B = bade tørr og fuktig. Arter ble definert som ønskede/uønskede basert på hvorvidt de er typiske for naturtypen seminaturlig eng, basert på litteratur og ekspertvurderinger.

	Vitenskapelig navn	M	pH	G/M	T/F	Ønsket/ uønsket (0/1)	Begrunnelse
<b>Lokalt forekommende uønskede arter (inngikk ikke i SR1)</b>	<i>Betula pubescens</i>	7	2	3	NA	0	Gjengroingsart
	<i>Carex</i> sp.	NA	NA	NA	NA	0	Tatt ut av artslista
	<i>Galeopsis tetrahit</i>	4	5	3	NA	0	Gjengroingsart
	<i>Lysimachia europaea</i>	4	2	2	NA	0	Ikke typisk i beitemark
	<i>Maianthemum bifolium</i>	4	3	3	NA	0	Ikke typisk i beitemark
	<i>Melampyrum pratense</i>	4	4	4	NA	0	Ikke typisk i beitemark
	<i>Nardus stricta</i>	6	3	6	NA	0	Dårlig beitegras
	<i>Salix herbacea</i>	7	5	4	NA	0	Ikke typisk i beitemark
	<i>Vaccinium myrtillus</i>	5	2	4	NA	0	Ikke typisk i beitemark
	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	4	2	4	NA	0	Ikke typisk i beitemark
<b>Lokalt forekommende arter som inngikk i SR1 og SR2</b>	<i>Achillea millefolium</i>	2	5	5	T	1	Typisk i beitemark
	<i>Agrostis capillaris</i>	4	4	5	T	1	Typisk i beitemark
	<i>Ajuga pyramidalis</i>	4	3	6	T	1	Typisk i beitemark
	<i>Alchemilla alpina</i>	5	4	5	B	1	Typisk i beitemark
	<i>Alchemilla</i> sp.	NA	NA	NA	F	1	Typisk i beitemark
	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	4	5	6	T	1	Typisk i beitemark
	<i>Avenella flexuosa</i>	4	3	4	T	1	Typisk i beitemark
	<i>Bistorta vivipara</i>	5	5	6	B	1	Typisk i beitemark
	<i>Botrychium lunaria</i>	3	6	5	T	1	God indikator på beitemark
	<i>Campanula rotundifolia</i>	3	5	5	T	1	Typisk i beitemark
	<i>Carex bigelowii</i>	6	5	4	B	1	Ekspertvurdering
	<i>Carex brunnescens</i>	5	4	4	B	1	Typisk i beitemark
	<i>Carex leporina</i>	5	3	4	B	1	Typisk i beitemark
	<i>Carex nigra</i>	7	4	5	F	1	Finnes i fuktig beitemark
	<i>Carex pallescens</i>	5	3	4	B	1	Finnes i beitemark
	<i>Carex pilulifera</i>	4	2	6	T	1	Finnes i beitemark
	<i>Carex vaginata</i>	7	5	5	F	1	Finnes i beitemark
	<i>Cerastium fontanum</i>	6	6	6	B	1	Typisk i beitemark
	<i>Deschampsia cespitosa</i>	7	4	4	F	1	Vanlig i beitemark, bør ikke dominerende
	<i>Galium saxatile</i>	5	2	6	B	1	Typisk i beitemark
	<i>Hieracium</i> subgen. <i>Pilosella</i>	NA	NA	NA	T	1	Typisk i beitemark
	<i>Hypericum maculatum</i>	3	3	4	T	1	Typisk i beitemark
	<i>Juncus filiformis</i>	9	2	3	F	1	Finnes i fuktig beitemark
	<i>Luzula multiflora</i>	3	4	5	T	1	Typisk i beitemark
	<i>Phleum alpinum</i>	5	5	5	B	1	Typisk i beitemark
	<i>Poa pratensis</i>	4	5	6	T	1	Kan forekomme i beitemark
	<i>Potentilla erecta</i>	6	4	5	B	1	Typisk i beitemark
	<i>Prunella vulgaris</i>	6	6	7	B	1	Typisk i beitemark
	<i>Ranunculus acris</i>	5	4	5	B	1	Typisk beitemarksart som dyra unngår
	<i>Ranunculus repens</i>	7	5	5	F	1	Typisk beitemarksart som dyra unngår
	<i>Rumex acetosa</i>	5	5	5	B	1	Typisk i beitemark
	<i>Rumex acetosella</i>	2	3	5	T	1	Typisk i beitemark
	<i>Scorzoneroideis autumnalis</i>	5	6	7	B	1	Typisk i beitemark
	<i>Stellaria graminea</i>	4	5	5	T	1	Typisk i beitemark
<i>Trifolium repens</i>	5	6	8	B	1	Typisk i beitemark, obs: øker ved gjødsling	
<i>Veronica officinalis</i>	3	5	5	T	1	Typisk i beitemark	
<i>Viola palustris</i>	8	4	4	F	1	Finnes på fuktig beitemark	
<i>Viola riviniana</i>	5	5	4	B	1	Forekommer i beitemark	
<b>Ikke lokalt forekommende arter som kun inngikk i SR2</b>	<i>Antennaria dioica</i>	3	6	7	T	1	Funnet utenfor studieområdet
	<i>Carex panicea</i>	6	6	5	B	1	Fuktelskende, forslag fra Knut
	<i>Corallorhiza trifida</i>	7	4	4	F	1	Funnet i nærheten
	<i>Dactylorhiza maculata</i>	6	4	5	B	1	Ekspertvurdering
	<i>Euphrasia stricta</i>	4	5	7	T	1	Funnet i studieområdet
	<i>Gnaphalium norvegicum</i>	5	5	4	B	1	Finnes lenger inn i Jostedalen
	<i>Lotus corniculatus</i>	3	5	6	T	1	Funnet i Mørkridsdalen
	<i>Plantago lanceolata</i>	3	5	6	T	1	Funnet i mørkridsdalen
	<i>Rhinanthus minor</i>	5	4	6	B	1	Ekspertvurdering
	<i>Selaginella selaginoides</i>	7	7	5	F	1	Ekspertvurdering
	<i>Succisa pratensis</i>	6	5	6	B	1	Funnet i Mørkridsdalen
	<i>Trifolium pratense</i>	5	6	6	B	1	Funnet i Mørkridsdalen
	<i>Veronica chamaedrys</i>	4	5	5	T	1	Funnet i Mørkridsdalen
	<i>Vicia cracca</i>	5	6	4	B	1	Funnet i Mørkridsdalen
	<i>Vicia sepium</i>	4	6	4	T	1	Funnet i Mørkridsdalen
	<i>Viola canina</i>	4	3	5	T	1	Funnet i Mørkridsdalen

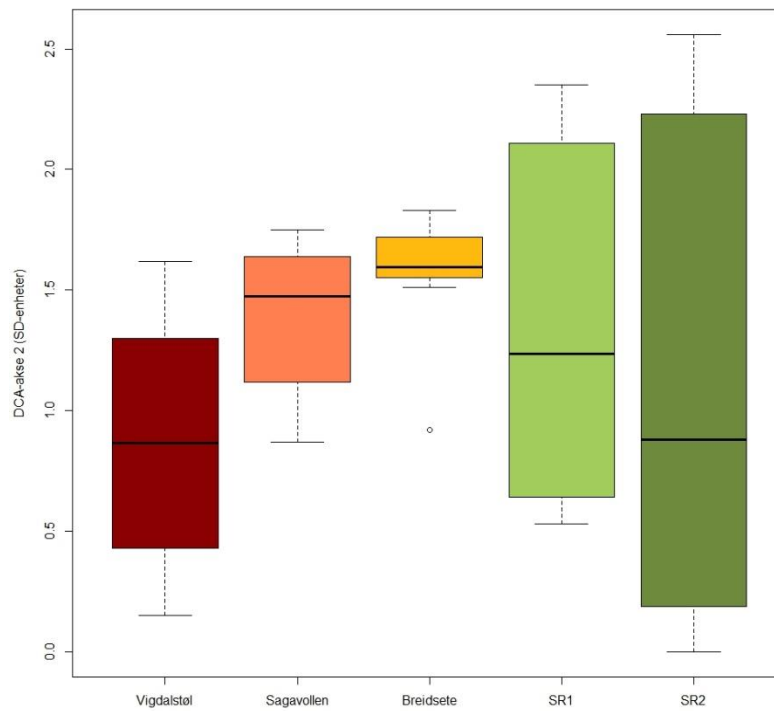
## Vedlegg 5 – Resultatfigurer- og tabeller

Tabell S7. Ruteskårer for ordinasjon av artssammensetningen i de tre relle lokalitetene (Vigdalstøl, Sagavollen, Breidsete) og de to syntetiske referansene (SR1 og SR2).

Lokalitet	Rute	Blokk	DCA1	DCA2
Breidsete	1	1	1,05	1,55
	2	1	0,87	0,92
	3	1	1,29	1,72
	4	1	1,22	1,58
	5	1	1,23	1,67
	6	2	0,62	1,61
	7	2	0,56	1,77
	8	2	0,98	1,51
	9	2	1,23	1,55
	10	2	0,71	1,83
Sagavollen	11	3	0,25	1,62
	12	3	0,20	1,12
	13	3	0,73	1,75
	14	3	0,19	0,87
	15	3	0,21	1,02
	16	4	0,16	1,69
	17	4	0,14	1,64
	18	4	0,41	1,23
	19	4	0,40	1,38
	20	4	0,27	1,57
Vigdalstøl	21	5	0,59	0,15
	22	5	0,49	0,43
	23	5	0,24	0,41
	24	5	0,05	0,48
	25	5	0,52	0,87
	26	6	1,00	0,86
	27	6	0,57	1,48
	28	6	0,36	1,22
	29	6	0,00	1,30
	30	6	0,48	1,62
SR1	31	7	1,74	1,33
	32	7	1,38	0,53
	33	7	1,98	0,95
	34	7	1,75	0,64
	35	7	1,67	1,14
	36	8	1,74	0,57
	37	8	2,22	2,26
	38	8	2,18	2,04
	39	8	2,14	2,11
	40	8	2,14	2,35
SR2	41	9	2,44	0,19
	42	9	2,45	0,18
	43	9	2,28	1,00
	44	9	1,88	0,76
	45	9	2,38	0,00
	46	10	2,45	0,50
	47	10	2,46	1,79
	48	10	2,66	2,23
	49	10	2,38	2,56
	50	10	2,39	2,56

Tabell S8. Parametre utledet fra LMM for å forklare forskjeller i lokalitetenes plassering langs DCA-aksene.

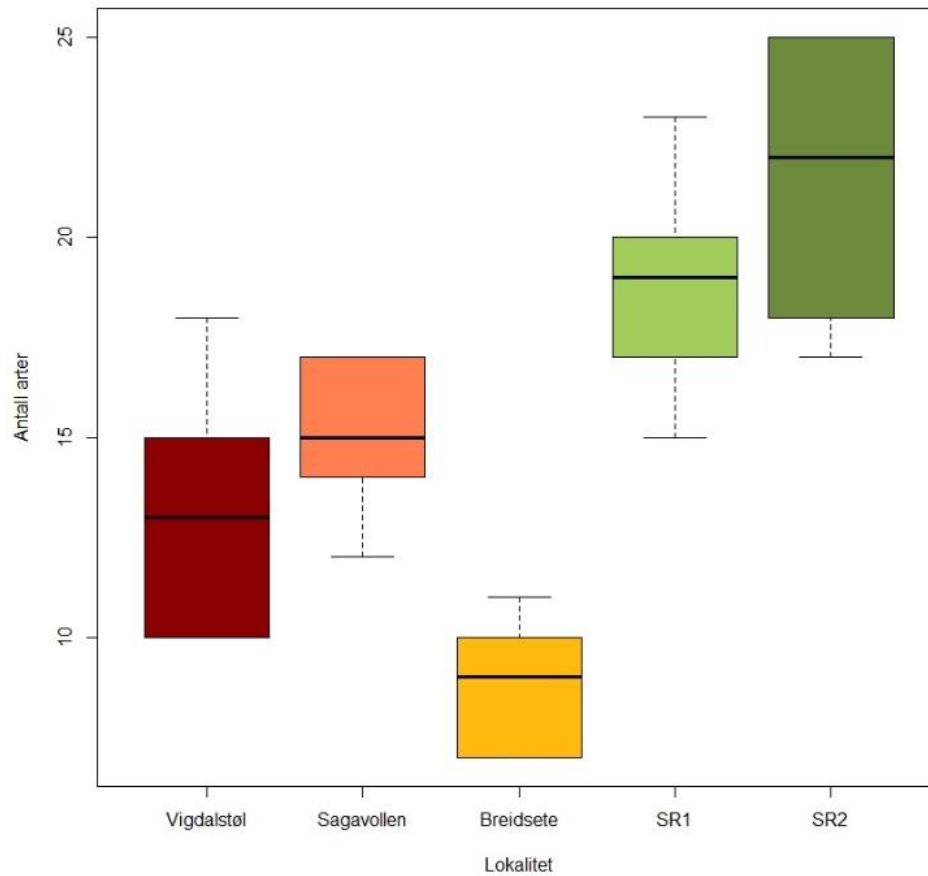
Variabel	Fixed effect	Estimat	SD	df	t-verdi	p-verdi
<b>DCA1</b>	Intercept	0,98	0,12	6	8,41	0,0002
	Sagavollen og Vigdalstøl	-0,61	0,14	6	-4,32	0,005
	SR1	0,92	0,16	6	5,59	0,001
	SR2	1,4	0,16	6	8,54	0,0001
<b>DCA2</b>	Intercept	1,57	0,44	5	3,55	0,016
	Sagavollen	-0,18	0,63	5	-0,29	0,783
	SR1	-0,18	0,63	5	-0,29	0,786
	SR2	-0,39	0,63	5	-0,63	0,557
	Vigdalstøl	-0,69	0,63	5	-1,1	0,321



Figur S1. Lokalitetenes (de tre i Vigdalen, og de to syntetiske referansene) plassering langs DCA akse 2.

Tabell S9. Parametere utledet fra GLM som viser forskjeller i artsantall mellom lokalitetene.

Variabel	Koeffisienter	Estimat	SD	z-verdi	p-verdi
<b>Antall arter</b>	Intercept	2,18	0,11	20,40	> 0,001
	Sagavollen og Vigdalstøl	0,47	0,12	3,86	> 0,001
	SR1 og SR2	0,83	0,12	7,04	> 0,001



Figur S2. Antall arter per rute i de tre lokalitetene i Vigdalen (Vigdalstøl, Sagavollen, Breidsete) og de to syntetiske referansene (SR1, SR2).

Tabell S10. Resultat fra de to linjeanalysene utført etter Miljødirektoratets bevaringsmålmetodikk i restaureringsområdet. Linje 1 gikk gjennom lokaliteten Sagavollen, mens linje 2 gikk gjennom lokaliteten Vigdalstøl. 1 = forekomst av indikator, 0 = fravær av indikator. Rød farge viser til hva som bidrar til dårlig tilstand, mens grønn farge viser til god tilstand.

Kode	Linje 1 - Sagavollen			Linje 2 - Vigdalstøl		
	7RA-SJ	PRPA	PRRA	7RA-SJ	PRPA	PRRA
	<b>Gjengroingsarter</b>	<b>Uønska art</b>	<b>Ønska art</b>	<b>Gjengroingsarter</b>	<b>Uønska art</b>	<b>Ønska art</b>
<b>Post</b>	Lyng, busker, trær	Sølvbunke	Tepperot	Lyng, busker, trær	Sølvbunke	Tepperot
1	1	1	1	1	1	1
2	0	0	1	1	1	1
3	1	0	1	1	1	1
4	0	0	1	1	0	1
5	0	0	1	1	0	1
6	0	0	1	1	0	1
7	0	1	1	1	0	1
8	0	0	1	1	0	1
9	0	0	1	0	0	1
10	0	0	1	0	0	1
11	0	1	1	0	0	0
12	1	0	1	0	0	0
13	1	0	1	0	1	0
14	1	0	1	0	1	0
15	0	1	1	0	1	0
16	0	0	1	0	0	0
17	0	1	1	0	0	0
18	0	0	1	0	0	0
19	0	0	1	0	0	0
20	1	1	1	0	1	0
21	1	0	1	0	0	0
22	0	1	1	0	0	0
23	1	0	1	0	0	0
24	1	0	1	0	0	0
25	1	0	1	0	0	0
<b>Frekvens:</b>	<b>0,4</b>	<b>0,28</b>	<b>1</b>	<b>0,32</b>	<b>0,28</b>	<b>0,4</b>