Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Masteroppgave 2017 30 stp
Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA)

Hvordan endres rabbesamfunn i oseanisk og kontinentalt klima etter ulike forstyrrelser?

How does ridge communities change after different disturbances in oceanic and continental climate?

Aina Elmer
Master i naturforvaltning

Forord

Denne masteroppgaven markerer slutten på min tid på Ås og min mastergrad ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Arbeidet med denne oppgaven har vært en utfordrende og spennende prosess, men samtidig lærerik.

Jeg vil takke min hovedveileder Kari Klanderud, førsteamanuensis ved Institutt for naturforvaltning på NMBU og veiledere Marianne Evju fra Norsk institutt for naturforskning i Oslo og Dagmar Hagen fra Norsk institutt for naturforskning i Trondheim. Av dere har jeg har fått en utrolig god oppfølging og hjelp underveis både under feltarbeid og under oppgaveskrivingen som har vært avgjørende. Jeg vil også takke Norsk institutt for naturforskning for økonomisk støtte til feltarbeidet og Villreinsenteret for opphold under feltarbeidet på Hjerkinn. Takk til Anders Esplund og Anne Mehlhoop for godt selskap under feltarbeidet. En stor takk må også rettes til familie og venner for støtte underveis i arbeidet og for gjennomlesning av oppgaven.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, 15.05.2017

Aina Elmer

Sammendrag

Den forventede økningen i den menneskelige bruken av alpine områder, i form av både turgåing og motorisert ferdsel, kan forsterke forstyrrelser i fjellet. Disse forstyrrelsene kan virke sammen med naturlige og eksisterende menneskeskapte forstyrrelser, som vinter- og sommerbeite av reinsdyr (*Rangifer tarandus*), samt sommerbeite av sau (*Ovis aries*). Bedre kjennskap til hvordan ulike klimaer påvirker rabbevegetasjonens gjenvekst etter ulike forstyrrelser på kort sikt vil derfor være viktig.

Målet med dette studiet var å følge opp undersøkelser fra 2012 for å undersøke hvordan rabbesamfunnet gradvis utvikler seg over tid etter småskala forstyrrelser av ulik intensitet. Studiet ble gjennomført i kontinentalt og oseanisk klima i Midt-Norge i 2016 ved hjelp av ruteanalyser. De eksperimentelle forstyrrelsene var (1) kontroll (A), (2) klippet feltsjikt (B; som skal simulere sommerbeite), (3) fjerning av all vegetasjon (C; som skal simulere kjøreskader, tråkkskader og lignende) og (4) fjerning av all lav (D; som skal simulere vinterbeite av reinsdyr). Responsene ble målt gjennom vegetasjonsdekning i ulike vegetasjonssjikt (total dekning, feltsjikt og bunnsjikt) og som artsrikdom.

Resultatene viste at forstyrrelsesintensiteten påvirker gjenveksten på rabber ved både kontinentalt og oseanisk klima. I ingen av områdene var gjenveksten fullstendig etter sterk forstyrrelsesintensitet. Moderate forstyrrelser hadde også effekt på vegetasjonsdekningen, og kunne selv etter ni år skape endringer i vegetasjonssammensetningen fra lavdominans til enda høyere lavdominans eller dominans av karplanter. Forstyrrelsesintensiteten hadde størst effekt i kontinentalt klima. Dette tyder på at revegeteringen av rabbevegetasjonen sannsynligvis vil ta lengre tid i kontinentalt enn oseanisk klima.

I det oseaniske klimaet var det signifikant flere graminider etter moderat forstyrrelse enn i kontrollen. Artsrikdommen i de andre undersøkte gruppene (graminider i kontinentalt klima, dvergbusker og laver) ble ikke påvirket av forstyrrelsesintensiteten. På lengre sikt kan artsrikdommen etter ulike forstyrrelser forandres på grunn av den observerte endringen i vegetasjonssammensetningen og videre suksesjon.

Abstract

The human use of the alpine areas, like hiking and motorized activities, is expecting to increase. This activity can cause an increase in both severe and moderate disturbances in large areas. These disturbances come in addition to winter- and summer pastures of reindeer (*Rangifer tarandus*), and sheep (*Ovis aries*) summer grazing. Improved knowledge of the short term recovery of ridge vegetation after different disturbances is relevant for future management of alpine areas.

The aim of this study was to follow up former studies to examine how the ridge communities gradually recover after small scale disturbances of different intensities. The study was carried out in a continental and oceanic climate in Mid-Norway by vegetation analyses in permanent plots. The experimental disturbances were (1) control (A), (2) clipping (B; simulating summer grazing), (3) clipping and uprooting (C; simulating driving injury, trampling and similar) and (4) lichen removal (D; simulating winter grazing by reindeer). The responses were measured as vegetation cover in different vegetation layers (total cover, field layer and bottom layer) and as species richness.

The results show that the disturbance intensity affects the recovery in the ridges in both continental and oceanic climate. In both locations, the recovery after severe disturbance was very slow. Moderate disturbance also had an effect on the recovery. On a short-term the moderate disturbance caused a shift from a community dominated by lichens to an even more lichen dominance or dominance of vascular plants. The disturbance intensity had most effect in the continental site. These results indicate that the recovery after disturbance takes a longer time in the continental site than in the oceanic.

The moderate disturbance increased the abundance of graminoides where lichens were removed compared with the control in the oceanic site. Disturbance intensity had no influence on the species richness in the other species groups (graminoides in continental climate, dwarf shrubs and lichens) in neither of the sites. The study indicates that species richness is expected to change in a long-term perspective, as a consequence of the observed change in the vegetation cover and succession.

Innholdsfortegnelse

Forord ---------- ii

Sammendrag ---------- iv

Abstract ---------- vi

Innholdsfortegnelse ---------- viii

1. Innledning ---------- 10

1.1 Forstyrrelse av alpine rabber ---------- 10

1.2 Revegetering etter forstyrrelser av rabbevegetasjon ---------- 10

1.3 Problemstilling ---------- 12

2. Materiale og metode ---------- 14

2.1 Områdebeskrivelse ---------- 14

2.2 Datainnsamling ---------- 16

2.3 Nomenklatur ---------- 17

2.4 Databehandling og statistiske analyser ---------- 18

3. Resultater ---------- 20

3.1 Vegetasjonsdekning Hjerkinn ---------- 20

3.2 Vegetasjonsdekning Grødalen ---------- 21

3.3 Artsrikdom Hjerkinn ---------- 23

3.4 Artsrikdom Grødalen ---------- 24

4. Diskusjon ---------- 26

4.1 Forstyrrelsesintensiteten er viktig for vegetasjonsdekningen ---------- 26

4.2 Forstyrrelser kan føre til en endring i rabbesamfunnets vegetasjonssammensetning - 27

4.3 Forstyrrelser påvirker ikke artsrikdom ---------- 28

4.4 Forstyrrelser påvirker rabber i kontinentalt og oseanisk klima forskjellig ---------- 30

5. Konklusjon ---------- 32

6. Referanser ---------- 34

7. Vedlegg ---------- 40

1. Innledning

1.1 Forstyrrelse av alpine rabber

Vegetasjonen i dagens fjelløkosystemer er over tid formet av en rekke naturlige og menneskeskapte forstyrrelser. Forstyrrelsene har sammen med abiotiske faktorer (som blant annet vann, næringsstoffer, helning og jordsmonn) skapt en mosaikk i fjellvegetasjonen på lokalt nivå (Billings 1973; Webb 1998). Rabbevegetasjonen er en del av denne mosaikken. Vegetasjonstypen kjennetegnes ved et skrint og tørt jordsmonn med et manglende eller tynt snødekke om vinteren (Charles 2009; Evju et al. 2012; Fremstad 1997). Vekstsesongen er kort, sammenlignet med den vi finner i lavlandet, men lengre enn i leside- og snøleievegetasjon. Artene som lever i dette miljøet må tåle store daglige og årlige temperatursvingninger og være vindherdige (Billings 1973; Charles 2009; Fremstad 1997). Vegetasjonen består i stor grad av tørketolerante og lavtvoksende arter (Artsdatabanken u.å.; Ebersole 2002).

Rabbenes utforming gjør at de blir eksponert for ulike naturlige og menneskeskapte forstyrrelser (Charles 2009; Fremstad 1997). Det flate, åpne og snøfrie terrenget er lett å gå i, slik at rabber kan utsettes for turist- og friluftsaktiviteter hele året. Vegetasjonstypen er gjennom generasjoner brukt som vinter- og sommerbeite av reinsdyr (*Rangifer tarandus*) og husdyrbeite om sommeren (Evju et al. 2012; Fremstad 1997). Det er forventet at den menneskelige bruken av alpine områder vil øke som en følge av større etterspørsel etter urørt natur (Haukeland et al. 2010), som vil gi en økning i lokale forstyrrelser.

1.2 Revegetering etter forstyrrelser av rabbevegetasjon

Sårbarhet blir i denne oppgaven brukt om vegetasjonens eller en arts evne til å tolerere og revegetere etter forstyrrelser av ulik intensitet (Hagen et al. 2014). Toleransen, eller resistensen, kan defineres som graden av forstyrrelse et plantesamfunn kan tåle uten å forandre seg (Allison 2004), mens evnen til gjenvekst, eller resiliensen kan defineres som et plantesamfunns evne til å vende tilbake til utgangspunktet etter en forstyrrelse (Speed et al. 2010). En vegetasjonstype med en høy resiliens vil ha en raskere kapasitet til gjenvekst enn en annen vegetasjonstype med lav resiliens. «Insurance-hypotesen» anslår at responshastigheten etter ulike forstyrrelser varierer mellom arter (Yachi & Loreau 1999). Et artsrikt samfunn vil

på grunn av en stor responshastighet til den samme forstyrrelsen ha en høy resiliens. Motsatt, vil et artsfattig plantesamfunn ha en lav resiliens (Owen et al. 1999; Walker et al. 1999; Yachi & Loreau 1999).

Artenes resiliens etter ulike forstyrrelser avhenger av artenes vekstform og hvor energireservene blir lagret (Cole 1995; Jorgenson et al. 2010; MacGillivray et al. 1995). Laver og moser vokser sakte og har ikke røtter, slik at all energien lagres over bakken (Gaare & Wilmann 2003; Jorgenson et al. 2010; Øian et al. 2015). Eviggrønne dvergbusker lagrer mer energi over bakken enn løvfellende dvergbusker (Jorgenson et al. 2010). Til tross for at større energireserver blir lagret under bakken sammenlignet med laver og moser, er gjenvekstraten hos dvergbusker generelt sen (Evju et al. 2012; Forbes et al. 2001). Biomassen til urter blir svært redusert etter forstyrelser, men kan ha en rask gjenvekst (Jorgenson et al. 2010). Årsaken kan være at de lagrer energireserver under bakken (Bråthen & Oksanen 2001). Likevel kan urter tåle forstyrrelser dårligere enn dvergbusker (Cole 1995). På grunn av disse fire artsgruppenes gjenvekstpotensiale har de en lav resiliens (Evju et al. 2012; Felix et al. 1992; Olsen & Klanderud 2014; Øian et al. 2015). Graminider har vekstpunkter ved jordoverflaten og lagrer mye energireserver under bakken (Mulder 1999). De kan derfor ha en rask gjenvekstrespons etter en forstyrrelse (Jorgenson et al. 2010) og dermed en høy resiliens (MacGillivray et al. 1995; Olsen & Klanderud 2014). Laver, moser, dvergbusker, urter og graminider utgjør rabbevegetasjonens sammensetning (Evju et al. 2012; Odland & Munkejord 2008). Selv om artsgruppene har ulik responshastighet, kan selv intense kortvarige forstyrrelser virke svært ødeleggende for plantesamfunnet som helhet (Nepal & Way 2007).

Forstyrrelsesintensiteten (Jorgenson et al. 2010; Monz 2002; Nepal & Way 2007), samt de økologiske og fysiske forholdene i området (vann, næring, lys, temperatur, topografi, jord, snø) (Charles 2009; Forbes et al. 2001; Wise & Abrahamson 2005; Øian et al. 2015) er også viktig for hvordan både vegetasjonen og artsgruppene responderer etter en forstyrrelse. For eksempel vil en økt mengde turgåing og bruk av motorisert ferdsel, kunne føre til en økning i sterke og moderate forstyrrelser over større områder (Hagen et al. 2006; Haukeland et al. 2010). Disse forstyrrelsene kan virke sammen med og forsterke effektene til allerede eksisterende forstyrrelser som for eksempel det nåværende beitetrykket og abiotiske faktorer (McGovern et al. 2007). Derfor kan det ta lang tid før plantesamfunnet kommer tilbake til referansetilstanden etter en forstyrrelse av høy intensitet (Evju et al. 2012; Felix et al. 1992; Gaare 1996; Speed et al. 2010). Også moderate forstyrrelser kan føre til langvarige endringer i vegetasjonsdekningen (Evju et al. 2012; Felix et al. 1992; Gaare 1996; Speed et al. 2010). På

lengre sikt kan en moderat forstyrrelse endre artssammensetningens dominansforhold (Bruelheide & Luginbühl 2009; Felix et al. 1992; Olsen & Klanderud 2014). Hastigheten på revegeteringen etter en forstyrrelse avhenger både av typen forstyrrelse vegetasjonen ble utsatt for og den etterfølgende eksponeringen for abiotiske faktorer (Speed et al. 2010).

Ettersom rabbevegetasjonen er kjent for å være sårbar for forstyrrelser (Evju et al. 2012), er det viktig å få bedre kjennskap til rabbevegetasjonens kortsiktige respons på ulike forstyrrelser av ulik intensitet. Når disse responsene er kjent kan en gjennom forvaltning av alpine områder legge hovedvekten av forstyrrelsene til de minst sårbare områdene til enhver tid (Hagen et al. 2012; Monz 2002).

1.3 Problemstilling

Målet med dette studiet er å følge opp undersøkelser fra 2012 for å finne ut hvordan rabbesamfunnet har utviklet seg etter eksperimentelle småskala forstyrrelser av ulik intensitet, ved kontinentalt og oseanisk klima i 2007/2008. Vegetasjonen ble utsatt for 4 forstyrrelser med forstyrrelsesintensitetene; kraftig (fjerning av all vegetasjon), moderat (simulering av sommerbeite) og moderat (simulering av vinterbeite). Disse ble målt opp mot uforstyrrede kontrollruter. Studiet bygger på innsamlede data fra ruteanalyser i felt i 2015 og 2016. Ettersom studiet er utført i kontinentalt og oseanisk klima er det forventet at det vil være forskjeller i revegeteringshastigheten etter forstyrrelser mellom lokalitetene. Revegeteringshastigheten vil sannsynligvis også variere mellom forstyrrelsesintensitetene.

Jeg vil besvare følgende spørsmål: (i) Hvordan påvirker ulike typer forstyrrelser vegetasjonsdekningen etter 9 år? (ii) Hvordan påvirker ulike typer forstyrrelser artsrikdommen av lav, dvergbusker og graminider? Spørsmålene vil besvares for kontinentalt og oseanisk klima hver for seg. Til slutt vil jeg diskutere forskjeller mellom studieområdene.

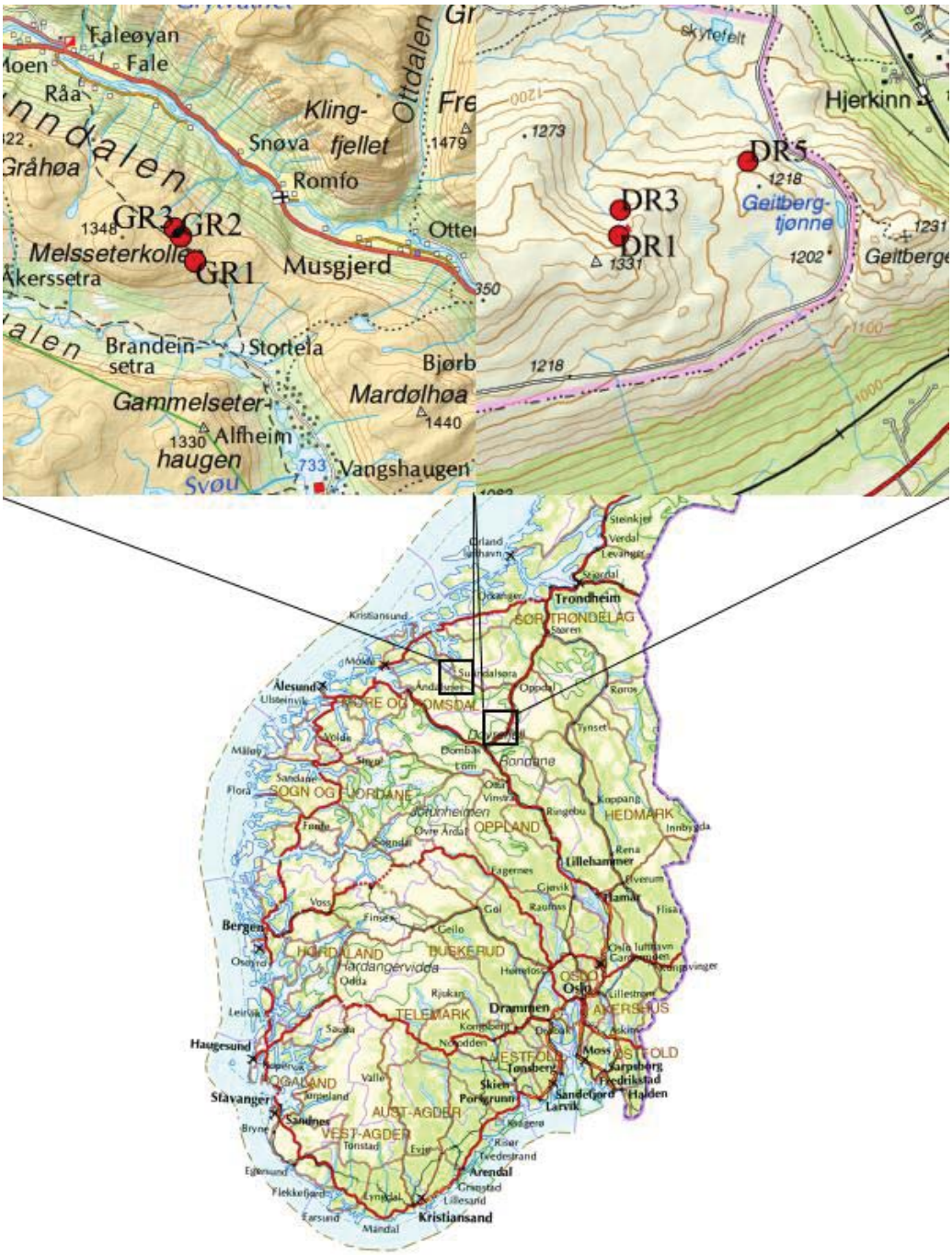
2. Materiale og metode

2.1 Områdebeskrivelse

Studieområdene er lokalisert i lavalpin sone og inngår som en del av Dovrefjell – Sunndalsfjella nasjonalpark. Nasjonalparken er godt egnet for et slikt studie, ettersom den har stor klimatisk variasjon (Elven et al. 1996). Østsiden av nasjonalparken kjennetegnes av et kontinentalt klima med lite nedbør og store temperatursvingninger, mens vestsiden har et oseanisk klima med mye nedbør og mindre forskjeller mellom sommer- og vintertemperaturer. Snømengden vil derfor variere innen nasjonalparken (Elven et al. 1996; Moen et al. 1998).

Hjerkinn ligger i Dovre kommune i Oppland fylke (62º16'N, 9º27'E) (Figur 1), 1,200 meter over havet. Lokaliteten har et typisk kontinentalt preg med lite nedbør og store temperaturforskjeller mellom sommeren og vinteren (Reitan et al. 2014). Den nærmeste værstasjonen i området er Fokstugu, som ligger 973 meter over havet. Siden oppstart av studiet (2007-2015) har den gjennomsnittlige nedbøren vært 542 mm i året (Norges meteorologiske institutt 2017). Snittemperaturen gjennom hele perioden var 0,8 °C med gjennomsnittlig -7,8 °C i januar og 11,3 °C i juli. I tidsrommet 2007-2015 var den gjennomsnittlige varmesummen 299 graddager i juni-august (Norges meteorologiske institutt 2017). Berggrunnen på Hjerkinn består av de metamorfe bergartene fylitt og glimmerskifer dekket av morenemateriale (Norges geologiske undersøkelse 2017).

Oseaniske Grødalen ligger i Sunndal kommune i Møre og Romsdal fylke (62º33'N, 8º57'E) (Figur 1), 1,200 meter over havet. De nærmeste værstasjonene er Sunndalsøra (10 m o. h.) og Oppdal (604 m o. h.). I tidsrommet 2007-2015 var gjennomsnittsnedbøren 1015 mm på Sunndalsøra. Snittemperaturen gjennom samme periode var 7,6 °C med gjennomsnittlig 0,7 °C i januar og 15,9 °C i juli. I tidsrommet 2007-2015 (juni-august) var varmesummen gjennomsnittlig 452 graddager. På Oppdal værstasjon var gjennomsnittsnedbøren 604 mm i perioden 2007-2015. Snittemperaturen i samme periode var -3,9 °C i januar og 13,4 °C i juli. I samme tidsrom (juni-august) var varmesummen gjennomsnittlig 365 graddager (Norges meteorologiske institutt 2017). Berggrunnen i Grødalen består i hovedsak av metamorf diorittisk til granittisk gneis. Berggrunnen veksler mellom å være dekket av et tynt torvdekke til bart fjell (Norges geologiske undersøkelse 2017).



Figur 1: Kart over studieområdene Grødalen (venstre) og Hjerkinn (høyre) som ligger i Midt-Norge i fylkene Møre og Romsdal og Oppland. Datainnsamlingen ble utført på til sammen 6 blokker markert med røde prikker i kartet. Kartet ble laget i QGIS versjon 2.8.

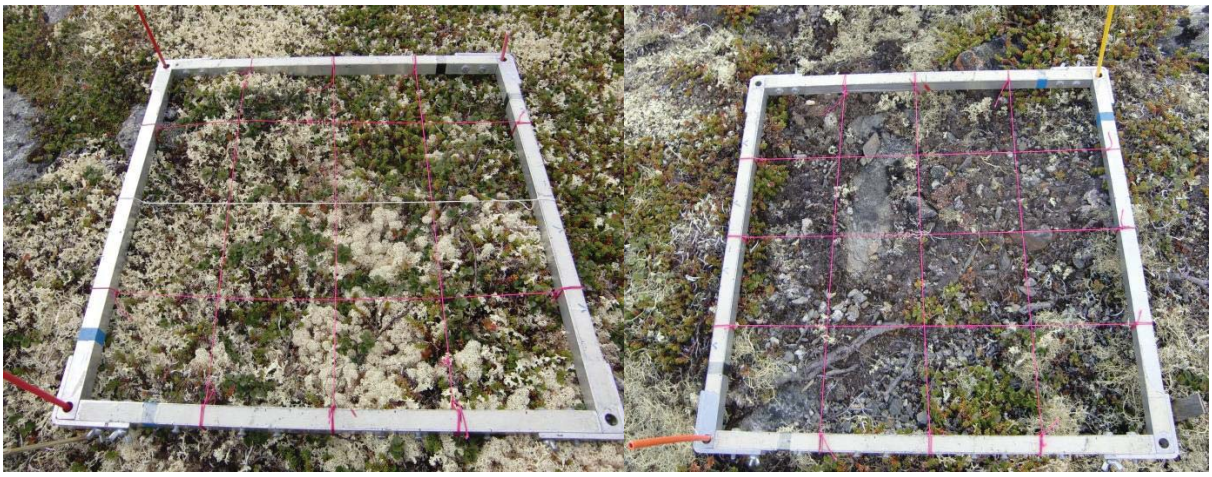
Rabbevegetasjonen i begge områdene domineres av laver og dvergbusker, men artsgruppene graminider, moser og urter finnes også (Evju et al. 2012; Hagen et al. 2006). Vegetasjonen i begge områder har gjennom flere generasjoner blitt beitet av villrein og sau (*Ovis aries*). På Hjerkinn beites vegetasjonen også av den innførte arten moskus (*Ovibos moschatus*) (Evju et al. 2012; Hagen et al. 2006). Begge områdene er mye brukte friluftsområder med oppmerkede stier og nærliggende turisthytter (DNT.no u.å.). På mange måter er Hjerkinn og Grødalen påvirket av samme type forstyrrelser. De klimatiske forskjellene mellom lokalitetene (kontinentalt og oseanisk klima), gjør studieområdene godt egnet for sammenligning.

2.2 Datainnsamling

Eksperimentet startet opp i 2007 på Hjerkinn og i 2008 i Grødalen. I et areal på omkring 1x1 km^2 ble det i hver av lokalitetene etablert 3 blokker (Figur 1). Blokkene hadde en størrelse på minimum 20 x 20 m^2. I hver blokk ble 16 permanente prøveruter (0,5 x 0,5 m^2) tilfeldig plassert i terrenget. Distansen mellom prøverutene var minst 2 m. Hver av de til sammen 96 prøverutene, 48 på Hjerkinn og 48 i Grødalen ble tilfeldig utsatt for en av de fire behandlingene (1) kontroll (A), (2) klippet feltsjikt (B; som skal simulere sommerbeite), (3) fjerning av all vegetasjon (C; som skal simulere kjøreskader, tråkkskader og lignende) og (4) fjerning av all lav (D; som skal simulere vinterbeite av reinsdyr). I behandlingene der vegetasjonen ble simulert beitet, ble ikke beitedyrenes selektivitet tatt hensyn til. Blokkene ble heller ikke inngjerdet, slik at vegetasjonen i rutene gjennom hele studieperioden kunne bli utsatt for beite og tråkk (Evju et al. 2012).

Rett etter den utvalgte vegetasjonen ble utsatt for de eksperimentelle behandlingene ble det gjort en vegetasjonsanalyse av de permanente prøverutene. Rutene ble merket med 1 spiker i hvert hjørne. Hver prøverute ble igjen delt inn i 16 småruter ved hjelp av en metallramme, for å måle smårutefrekvens av karplantearter. Den totale vegetasjonsdekningen (bestående av alle vegetasjonssjiktene), feltsjikt, strø/humus, og karplanter ble registrert i 2007/2008. I 2009 ble det samlet inn nye data for begge lokaliteter, tilsvarende registreringene i 2007/2008. Det ble gjennomført nye vegetasjonsanalyser på Hjerkinn i 2015 og i Grødalen i 2016. Da ble i tillegg dekningen (%) av busksjikt, bunnsjikt og stein og grus registrert. Den totale vegetasjonsdekningen kan utgjøre mer enn 100 % når vegetasjonssjiktene overlapper. Dekningsdataene ble registrert for hele prøveruten, mens karplanteartene ble registrert ved smårutefrekvens.

Mitt feltarbeid til denne oppgaven ble gjennomført i perioden juni – august 2016, for begge lokaliteter. Ved bruk av kart over hver av blokkene, en metalldetektor og et målebånd ble alle prøverutene unntatt DR5A1 på Hjerkinn lokalisert. Den samme ruten ble heller ikke gjenfunnet i 2015. I alle permanente prøveruter på begge lokaliteter ble frekvensen av alle busk-, skorpe- og bladlaver (på stein og berg) registrert (Figur 2). En art ble registrert når fragmentene var store nok til å identifiseres i felt. Laver på grener og røtter ikke registrert. Slekter og ordener ble kun registrert en gang per smårute. Moser var for små til å artsbestemmes i felt, og ble kun registrert som en del av bunnsjiktet sammen med laver.



Figur 2: Prøveruteregistreringer av en kontrollrute (A) (venstre) og en rute der all vegetasjon var fjernet (C) (høyre).

2.3 Nomenklatur

Til artsbestemmelse ble Krog et al. (1994) og Holien og Tønsberg (2008) benyttet. Slektene begerlaver (*Cladonia*), saltlaver (*Stereocaulon*), kartlaver (*Rhizocarpon*), navlelaver (Umbilicaria) og orden skorpelaver (*Lecanorales*) var vanskelige å artsbestemme uten mikroskopering, og ble derfor bestemt til slekt og orden. Arten fjellkorkje (*Ochrolechia frigida*) ble forvekslet med saltlav i felt. Dette har resultert i at fjellkorkje inngår i artslisten som saltlaver.

2.4 Databehandling og statistiske analyser

Databehandling ble gjennomført i Excel 2010. Programvaren R (versjon 3.2.2) ble benyttet til statistiske analyser, hvorav analyser og figurer ble modellert i R-studio versjon 1.0.136. Alle analyser ble gjennomført separat for Hjerkinn og Grødalen. For å forenkle analysene ble dataene på Hjerkinn i 2015/2016 slått sammen til ett datasett. I datasettene for både Hjerkinn og Grødalen er busksjikt og urter kun registrert under total vegetasjonsdekning og totalt antall arter og ikke som egne responsvariabler grunnet for få registreringer i felt.

For å undersøke effekten av behandlingene på vegetasjonsdekning brukte jeg variansanalyse (etter Crawley 2007) med behandling som forklaringsvariabel. Forklaringsvariabelen er kategorisk med 4 nivåer (kontroll (A), klippet feltsjikt (B), fjerning av all vegetasjon (C) og fjerning av all lav (D)). Responsvariablene for vegetasjonsdekning er total vegetasjonsdekning, dekning av feltsjikt, bunnsjikt, strø/humus og stein og grus. Kvadratrot-transformering ble benyttet for dekningen av bunnsjikt og strø/humus i Grødalen, ettersom den ikke-transformerte modellen ikke tilfredsstilte kravet om normalfordeling. På Hjerkinn ble en Kruskal-Wallis-test brukt for å undersøke effekten av behandlingene på responsvariabelen strø/humus, fordi dataene verken oppfylte kriteriene ved ikke-transformert modell, kvadratrot-transformering eller arcsin-transformering.

Effekten av behandlingene ble også undersøkt på artsrikdom totalt og separat for artsgruppene lav, dvergbusker og graminider. Det totale artsantallet er det totale antall arter av lav, dvergbusker, graminider og urter som finnes i hver permanente prøverute. Variansanalyse med logtransformerte responsvariabler testet effekten av behandlingene på artsrikdom. Der betingelsene til normalfordeling og homoscedastisitet ikke var oppfylt, brukte jeg «generalized linear model» (GLM) med Poisson-fordelte residualer. Jeg korrigerte for en overspredning («overdisperison») av graminider i Grødalen mellom behandlingene ved å bruke en quasipoisson modell. Graminidene var underspredt («underdispersed») mellom behandlingene, fordi det var mindre variasjon i dataene enn modellen forutsetter. Modellen ble likevel benyttet.

Alle modellene ble testet for normalfordeling og homoscedastisitet. Transformeringer ble kun benyttet når den enkleste modellen med utranformerte variabler ikke oppfylte de overnevnte kravene. For alle signifikante modeller brukte jeg en TukeyHSD-test for å undersøke om det var forskjeller i vegetasjonsdekning og artsrikdom mellom hver av behandlingene.

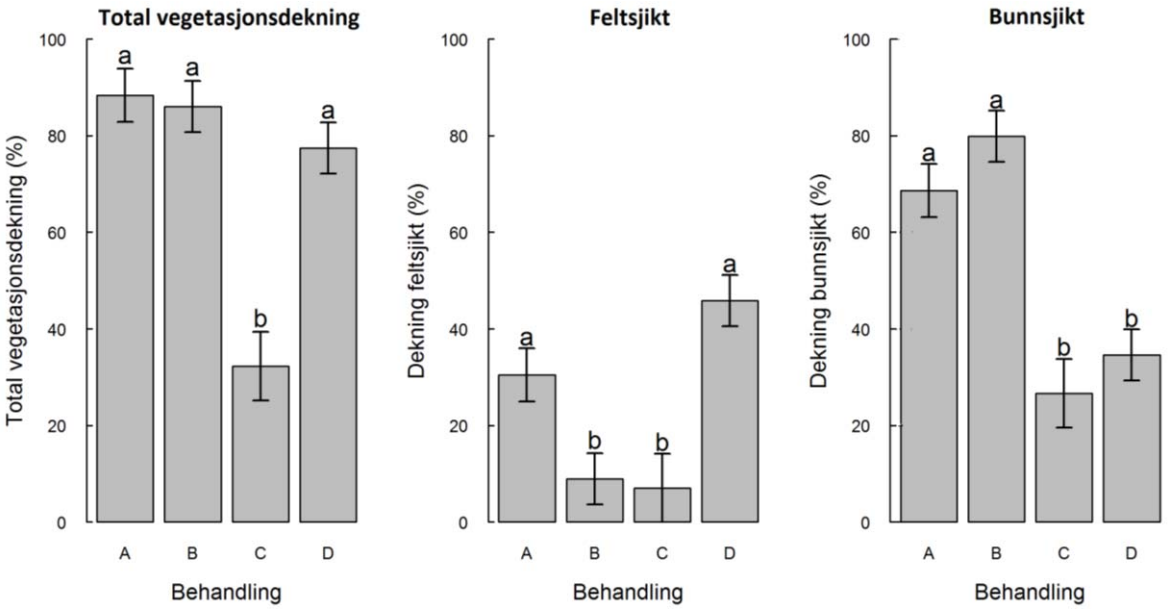
3. Resultater

3.1 Vegetasjonsdekning Hjerkinn

I den totale vegetasjonsdekningen ble 58 % av variasjonen forklart av behandling, 9 år etter forstyrrelsene. Vegetasjonsdekningen var signifikant lavere der all vegetasjon var fjernet (C) enn i de andre behandlingene (A, B, D) (TukeyHSD-test; $p < 0{,}001$ for alle sammenligninger) (Figur 3). Ingen av behandlingene hadde 100 % vegetasjonsdekning. Dermed er det fortsatt flere åpne områder i rutene.

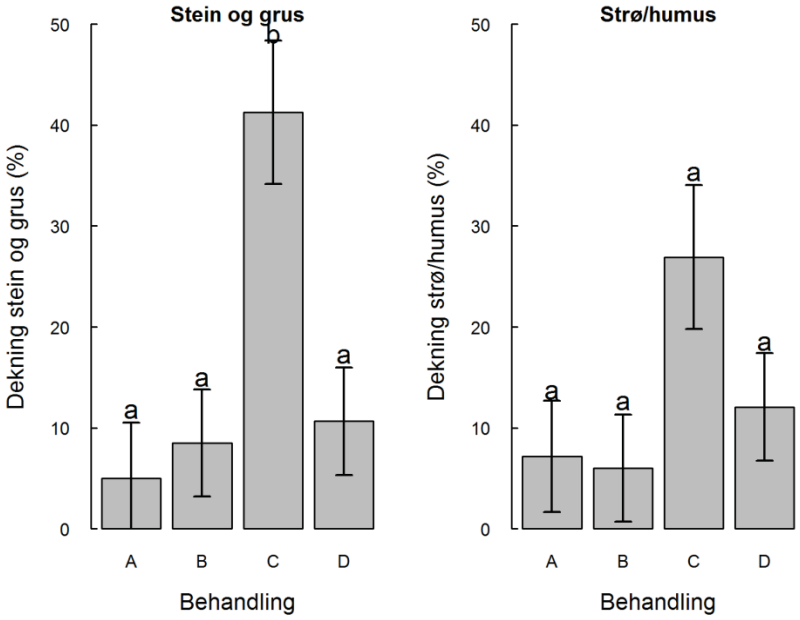
I feltsjiktet forklarte behandling 50 % av variasjonen i vegetasjonsdekningen. Feltsjiktdekningen var signifikant høyere i kontrollen (A) og der all lav var fjernet (D) enn der feltsjiktet var klippet (B) og der all vegetasjon var fjernet (C) (TukeyHSD-test; $p = 0{,}018$ for A-B og $p = 0{,}009$ for A-C og $p < 0{,}001$ for D-B og D-C) (Figur 3).

I bunnsjiktet ble 52 % av variasjonen i dekningen forklart av behandling. Bunnsjiktdekningen var signifikant høyere i kontrollen (A) og der feltsjiktet var klippet (B) enn der all vegetasjon var fjernet (C) og all lav var fjernet (D) (TukeyHSD-test; $p < 0{,}001$ for A-C og A-D og $p = 0{,}003$ for B-C og $p < 0{,}001$ for B-D) (Figur 3).



Figur 3: Total vegetasjonsdekning (%), dekning feltsjikt (%) og dekning bunnsjikt (%) (gjennomsnitt og standardfeil) i alle behandlinger (kontroll (A), klippet feltsjikt (B), all vegetasjon fjernet (C) og all lav fjernet (D)) på Hjerkinn. Stolper med ulike bokstaver er signifikant forskjellige.

For dekningen av stein og grus ble 31 % av variasjonen forklart av behandling på Hjerkinn. Der all vegetasjon var fjernet (C) var dekningen av stein og grus signifikant høyere enn i de andre behandlingene (A, B, D) (TukeyHSD-test; $p \leq 0{,}010$ for alle sammenligninger) (Figur 4). Det var ingen effekt av behandling på dekningen av strø/humus (Kruskal-wallis-test; $p = 0{,}075$) grunnet stor variasjon mellom rutene for hver av behandlingene. Det var derimot en tendens til en høyere andel strø/humus der all vegetasjon var fjernet (C) (Figur 4).



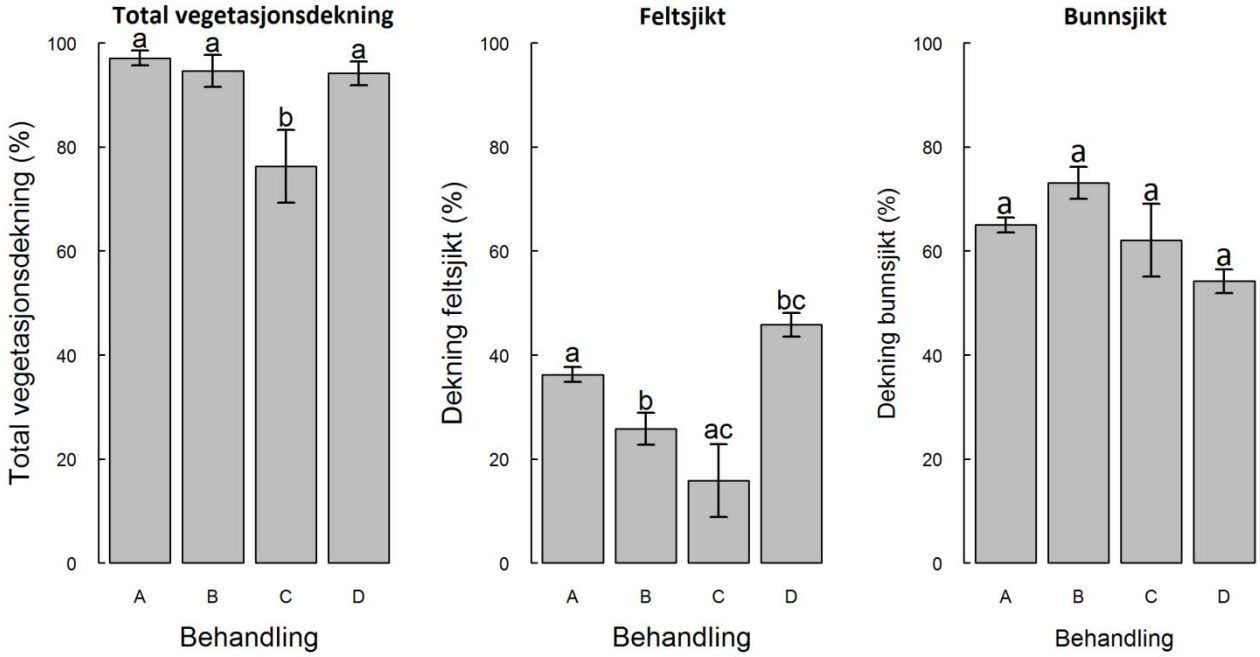
Figur 4: Total vegetasjonsdekning (%), dekning feltsjikt (%) og dekning bunnsjikt (%) (gjennomsnitt og standardfeil) i alle behandlinger (kontroll (A), klippet feltsjikt (B), all vegetasjon fjernet (C) og all lav fjernet (D)) på Hjerkinn. Stolper med ulike bokstaver er signifikant forskjellige.

3.2 Vegetasjonsdekning Grødalen

I den totale vegetasjonsdekningen ble 27 % av variasjonen forklart av behandling, 8 år etter forstyrrelsene. Vegetasjonsdekningen var signifikant lavere enn der all vegetasjon var fjernet (C) enn i de andre behandlingene (A, B, D) (TukeyHSD-test; $p < 0{,}001$ for alle sammenligninger) (Figur 5). Den totale dekningen var nært opp mot 100 % for flere av behandlingene og det var nesten ikke naken jord i noen av rutene.

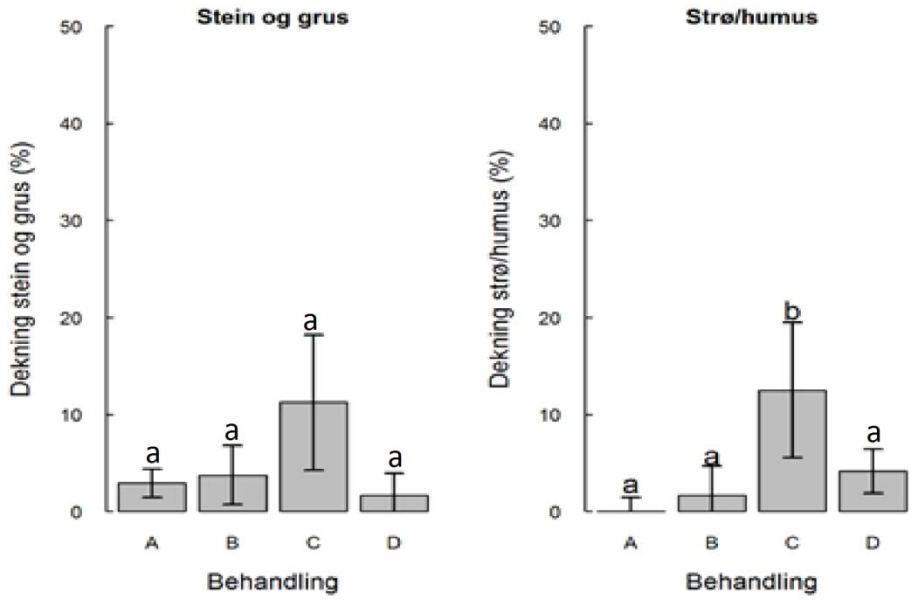
I feltsjiktet forklarte behandling 34 % av variasjonen. Feltsjiktdekningen var signifikant høyere der all lav var fjernet (D) enn der feltsjiktet var klippet (B) (TukeyHSD-test; $p = 0{,}021$) og all vegetasjon var fjernet (C) (TukeyHSD-test; $p < 0{,}001$) (Figur 5). Kontrollen (A)

hadde signifikant høyere dekning enn der all vegetasjon var fjernet (C) (TukeyHSD-test; p = 0,018). Behandling hadde ingen effekt på dekningen av bunnsjiktet i Grødalen (p = 0,219) grunnet både relativt like verdier og variasjon innen og mellom behandlingene. Dekningen var imidlertid høyest i rutene med klippet feltsjikt (B) (Figur 5).



Figur 5: Total vegetasjonsdekning (%), dekning feltsjikt (%) og dekning bunnsjikt (%) (gjennomsnitt og standardfeil) i alle behandlinger (kontroll (A), klippet feltsjikt (B), all vegetasjon fjernet (C) og all lav fjernet (D)) på Hjerkinn. Stolper med ulike bokstaver er signifikant forskjellige.

Behandling hadde ingen effekt på dekningen av stein og grus i Grødalen (p = 0,059) på grunn av stor variasjon i dekningen mellom rutene. Det var derimot en tendens til en høyere andel sein og grus der all vegetasjon var fjernet (C) (Figur 6). Behandling forklarte 27 % av variasjonen i dekningen av strø/humus. Dekningen av strø/humus var signifikant høyere der all vegetasjon var fjernet (C) enn i kontrollen (A) (TukeyHSD-test; p = 0,003) og prøverutene med klippet feltsjikt (B) (TukeyHSD-test; p = 0,013) (Figur 6). Det var svært lite strø/humus i kontrollrutene (A).



Figur 6: Total vegetasjonsdekning (%), dekning feltsjikt (%) og dekning bunnsjikt (%) (gjennomsnitt og standardfeil) i alle behandlinger (kontroll (A), klippet feltsjikt (B), all vegetasjon fjernet (C) og all lav fjernet (D)) på Hjerkinn. Stolper med ulike bokstaver er signifikant forskjellige.

3.3 Artsrikdom Hjerkinn

Totalt ble det registrert 53 arter på Hjerkinn, hvorav 28 lavarter. De hyppigst forekommende artene var rabbeskjegg (*Alectoria ochroleuca*), gulskinn (*Flavocetraria nivalis*) og lys reinlav (*Cladonia arbuscula*) (Vedlegg 1). Det var ingen effekt av behandling på den totale artsrikdommen ($p > 0,05$), men det ble registrert flest arter per rute der all lav var fjernet (D) (Tabell 1).

Totalt ble det registrert 28 lavarter. En av de 5 unike lavartene på Hjerkinn var gul stokklav (*Parmeliopsis ambigua*) (Vedlegg 1). Behandling gav ingen signifikant effekt på artsrikdommen av laver ($p > 0,05$). Det ble registrert flest arter der all lav var fjernet (D) og færrest i kontrollen (A) (Tabell 1). Artsgruppen var den mest frekvente av de registrerte artsgruppene på Hjerkinn.

Til sammen ble det registrert 9 dvergbuskarter. Kun arten sølvvier (*Salix glauca*) var unik på Hjerkinn. Tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*), dvergbjørk (*Betula nana*) og krekling (*Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum*) var de mest frekvente dvergbuskartene (Vedlegg 1). Det var ingen effekt av behandling på artsrikdommen av dvergbusker ($p > 0,05$).

Totalt ble det registrert 9 urtearter, hvorav 6 arter kun ble registrert på Hjerkinn (Vedlegg 1). Urter var den minst frekvente av de registrerte artsgruppene. Blekmyrklegg (*Pedicularis lapponica*) var den eneste urten i referansevegetasjonen på Hjerkinn. Arten var sammen med vintergrønnslekten (*Pyrola sp.*) og fjelljamne (*Diphasiastrum alpinum*) de hyppigst forekommende urteartene (Vedlegg 1).

Av 8 registrerte graminidearter på Hjerkinn, var hele 5 arter unike (Vedlegg 1). Behandling hadde ingen effekt på artsrikdommen av graminider på Hjerkinn ($p > 0,05$). Arten stivstarr (*Carex bigelowii*) forekom etter alle behandlinger. Stivstarr var sammen med sauesvingel (*Festuca ovina*) og svartaks (*Trisetum spicatum*) de hyppigst forekommende graminidene (Vedlegg 1).

Tabell 1: Gjennomsnitt (± standardavvik) av totalt antall arter, graminider, dvergbusker, laver og urter for hver av behandlingene kontroll (A), klippet feltsjikt (B), all vegetasjon fjernet (C) og all lav fjernet (D) på Hjerkinn. Gjennomsnittlig abundans er et mål på antall registreringer av arter innen en artsgruppe per permanente prøverute.

	Hjerkinn Gjennomsnittlig abundans			
Behandling	A	B	C	D
Laver	14.1 ± 1.8	14.3 ± 1.7	15.1 ± 2.6	15.7 ± 2.6
Dvergbusker	4.0 ± 1.3	3.5 ± 1.2	3.2 ± 0.7	3.4 ± 1.1
Urter	0.1 ± 0.3	0.2 ± 0.4	0.8 ± 1.8	1.4 ± 2.0
Graminider	1.9 ± 1.0	1.8 ± 1.0	1.3 ± 0.8	1.7 ± 0.8
Totalt antall arter	20.1 ± 2.6	19.8 ± 2.7	20.3 ± 2.7	22.2 ± 3.3

3.4 Artsrikdom Grødalen

Totalt ble det registrert 47 arter i Grødalen, derav 27 lavarter. De hyppigst forekommende artene var lys reinlav, islandslav (*Cetraria islandica*) og begerlaver (*Cladonia spp.*) (Vedlegg 1). Det var ingen effekt av behandling på den totale artsrikdommen i Grødalen ($p > 0,05$). Flest arter per rute ble funnet der feltsjiktet var klippet (B) og færrest arter i referansevegetasjonen (A) (Tabell 2).

Totalt ble det registrert 27 lavarter. Av disse var 4 arter unike i Grødalen. Flest arter laver per rute ble funnet der feltsjiktet var klippet (B) og færrest i referansevegetasjonen (A) (Tabell 2). Behandling hadde ingen effekt på artsrikdommen av laver ($p > 0,05$). Artsgruppen var den hyppigst forekommende av de registrerte artsgruppene i Grødalen.

Totalt ble det registrert 4 urtearter, hvor kun arten molte (*Rubus chamaemorus*) var unik i Grødalen (Vedlegg 1). Fjellpryd (*Diapensia lapponica*) forekom ved alle behandlinger og var den eneste urten som var registrert i flere ruter i Grødalen. Den var den hyppigst forekommende urten etterfulgt av blekmyrklegg og fjelljamne.

Til sammen ble det registrert 12 dvergbuskarter, hvorav 4 arter var unike i Grødalen (Vedlegg 1). De mest frekvente dvergbuskartene var krekling, tyttebær og dvergbjørk. Alle de 12 artene ble registrert der all vegetasjonen var fjernet (C). Det var ingen effekt av behandling på artsrikdommen av dvergbusker ($p > 0,05$).

I Grødalen var artsrikdommen av graminider per rute signifikant høyere der all lav var fjernet (D) enn i kontrollen (A) ($p = 0,035$). Totalt ble det registrert 4 arter graminider. Av disse var kun torvmyrull (*Eriophorum vaginatum)* unik i Grødalen (Vedlegg 1). Arten forekom kun i én rute der all vegetasjon var fjernet (C). De hyppigst forekommende artene var stivstarr, rabbesiv (*Juncus trifidus*) og dvergbjørk (Vedlegg 1).

Tabell 2: Gjennomsnitt (± standardavvik) av totalt antall arter, graminider, dvergbusker, laver og urter for hver av behandlingene kontroll (A), klippet feltsjikt (B), all vegetasjon fjernet (C) og all lav fjernet (D) i Grødalen. Gjennomsnittlig abundans er et mål på antall registreringer av arter innen en artsgruppe per permanente prøverute.

	Grødalen Gjennomsnittlig abundans			
Behandling	A	B	C	D
Laver	11.7 ± 2.3	11.7 ± 2.3	11.5 ± 3.0	11.8 ± 2.8
Dvergbusker	5.3 ± 1.1	5.0 ± 1.9	4.7 ± 1.4	4.7 ± 1.9
Urter	0.3 ± 0.5	0.3 ± 0.5	0.1 ± 0.3	0.3 ± 0.5
Graminider	0.3 ± 0.5	0.6 ± 0.8	0.9 ± 9.9	1.1 ± 1.0
Totalt antall arter	15.5 ± 3.2	17.5 ± 2.1	17.2 ± 3.6	17.8 ± 2.9

4. Diskusjon

4.1 Forstyrrelsesintensiteten er viktig for vegetasjonsdekningen

Forstyrrelsesintensiteten spiller en viktig rolle for den totale gjenveksten på rabber. I kontinentalt og oseanisk klima gikk gjenveksten saktere etter kraftig forstyrrelsesintensitet enn etter en moderat forstyrrelsesintensitet. Flere andre studier finner også at gjenveksten går saktere etter kraftige forstyrrelser (Ebersole 2002; Jorgenson et al. 2010; Klein 1987). Ebersole (2002) fant at gjenveksten ikke var fullstendig 30 år etter at karplanter, røtter og humuslaget ble fjernet. Ettersom de klimatiske forholdene i var svært like som på Hjerkinn kan dette antyde at gjenveksten i de kraftig forstyrrede rutene også kan ta omkring 30 år i kontinentalt klima, men trolig også i oseanisk klima. Ettersom suksesjonshastigheten gjerne avtar over tid (Prach et al. 1993), kan prosessen ta enda flere år. Som på Hjerkinn og i Grødalen var karplantedekningen i Ebersole (2002) sin studie mindre i de forstyrrede områdene enn i kontrollen. Dette kan skyldes at karplantebiomassen per individ var større i kontrollen enn i forstyrrede områder på grunn av en sen gjenvekstrate (Ebersole 2002). Den sene gjenveksten kan være forårsaket av en dårlig næringstilgang og jordfuktighet, ettersom disse forholdene har vist seg å være viktige for gjenvekstraten (Prach et al. 1993).

Dekningen av stein og grus var størst i de sterkt forstyrrede rutene i både oseanisk og kontinentalt klima. Abiotiske forhold, som vind og temperatur, kan få større betydning for jordforholdene når vegetasjonen blir borte, ettersom jorden blant annet blir tørrere. Den bare, tørre jorden kan lettere bli utsatt for vind- og vannerosjon (Hagen et al. 2012). Vind- og vannerosjon kan føre til at finmaterialet eroderer bort, slik at store mengder stein og grus blir igjen (Artsdatabanken u.å.). Som en følge av den høye dekningen av stein og grus i de sterkt forstyrrede områdene vil den totale vegetasjonsdekningen bli mindre enn 100 %. Dette kan være et godt eksempel på at gjenveksthastigheten ikke bare avhenger av type forstyrrelse, men også av den etterfølgende eksponeringen til abiotiske forhold (Speed et al. 2010). Det ser derfor ut til at gjenveksten i disse rutene kan ta lang tid.

Dekningen av stein og grus ser ut til å ha størst betydning for gjenveksten av karplanter og laver når stein og grus dekker en høy andel av ruten. Gaare og Wilmann (2003) sitt studie om regenerering av lavfragmenter stemmer godt overens med dette. De fant at etableringen av lavfragmenter går senere i områder med mye stein og grus fordi lavfragmenter lettere blåser

bort i åpne områder. Når dekningen av stein og grus er mindre ser det ikke ut til å påvirke hverken dekningen av karplanter eller laver.

Moderat forstyrrelse hadde størst virkning på feltsjiktet og bunnsjiktet på Hjerkinn og i Grødalen, men virket ikke inn på den totale vegetasjonsdekningen på noen av lokalitetene. Dette kan ha sammenheng med at forholdene lå til rette for gjenvekst av både laver og karplanter (Hagen et al. 2012). Et hardt beitetrykk trenger derfor ikke forårsake store ødeleggelser i vegetasjonsdekningen. Tvert i mot kan beiteforstyrrelser øke vegetasjonens produktivitet ved å endre vegetasjonens artssammensetning (van der Wal 2006).

4.2 Forstyrrelser kan føre til en endring i rabbesamfunnets vegetasjonssammensetning

Forstyrrelser i kontinentalt og oseanisk klima kan etter 9 år med gjenvekst endre vegetasjonssammensetningen på rabber. Tilsvarende endringer i vegetasjonssammensetningen i andre vegetasjonstyper er tidligere observert etter både moderat og sterk forstyrrelse (den Herder et al. 2003; Hagen et al. 2012; Helle & Aspi 1983).

Som en konsekvens av en reduksjon i lavdekket på Hjerkinn og Grødaen er dekningen av karplanter i ferd med å øke. Andre studier har også fått samme respons etter lavbeite (Klein 1987; van der Wal 2006). For eksempel økte tettheten av graminider betraktelig på St. Mattuie Island etter laven ble beitet (Klein 1987). Når de tykke lavmattene blir borte endres flere abiotiske forhold til fordel for karplantenes vekst (Cornelissen et al. 2001; Helle & Aspi 1983; Kershaw 1977). Tykke lavmatter holder jordtemperaturen nede, skygger ut karplanter og reduserer næringstilgangen (særlig nitrogen) til andre vekster (Brown & Mikola 1974; Cornelissen et al. 2001; Kershaw 1977; Stark et al. 2000). Dessuten skiller laver ut sekundære metabolitter (toxiner) som kan hemme karplanteveksten (Kershaw 1977; van der Wal 2006). Ettersom karplantene vokser seg store vil de skygge ut lysavhengige laver (Cornelissen et al. 2001). Rabbesamfunnet vil dermed kunne få et skifte i artssammensetningen og artenes dominansforhold som en respons på en moderat forstyrrelse (Hagen et al. 2012; Helle & Aspi 1983; Olsen & Klanderud 2014).

Som en respons på reduksjonen i karplantedekningen på Hjerkinn og Grødalen er lavdekningen i ferd med å øke. Suksesjonen går vanligvis fra et lavdominert samfunn til et

system dominert av graminider, men utviklingen kan reverseres som en følge av et lavt beitetrykk på laver (van der Wal 2006). Veksthastigheten hos laver varierer med lavens suksesjonsstadium og alder (Kumpula et al. 2000). Et moderat lavbeitetrykk kan også øke artsgruppens vekstrate (den Herder et al. 2003; Hagen et al. 2006), særlig hvis lavene er kommet i den raskest voksende delen av utviklingsstadiet (Kumpula et al. 2000). Samtidig kan beiting av karplanter virke positivt på lavenes vekst. For eksempel kan klipping av feltsjiktet ha gitt lavene i Hjerkinn og Grødalen bedre lystilgang. Beitingen av karplanter reduserer også dannelsen av strø som kan skygge ut laver (Olsen & Klanderud 2014).

Lavenes veksthastighet etter en forstyrrelse avhenger også av hvordan den blir beitet (Helle & Aspi 1983). Noen arter blir beitet helt ned til bakken, mens andre knekkes av, slik at litt av stammen står igjen. Kvitkrull (*Cladonia stellaris*) er et eksempel på førstnevnte og tåler beiting dårlig (Helle & Aspi 1983; Väre et al. 1996). Grå reinlav (*Cladonia rangiferina*), som er et eksempel på sistnevnte (Helle & Aspi 1983), vokser raskt (Webb 1998), og kan sammen med lys reinlav øke sin dekning ved reinsdyrbeiting (Väre et al. 1996). Rabbesamfunnet kan dermed gå fra en dominans av saktevoksende klimaksarter som kvitkrull og gulskjerpe (*Flavocetraria cucullata*) til rasktvoksende pionerarter som brun korallav (*Sphaerophorus globosus*), saltlaver og grå- og lys reinlav (Klein 1987; Väre et al. 1996). På sikt oppnår lavmattene sin optimale tykkelse der kvitkrullen er kommet tilbake og skygger ut andre arter (Helle & Aspi 1983).

Endringer i artssammensetningen forårsaket av et hardt beitepress er reversibelt (van der Wal 2006) og forandringene i den artssammensetningen etter forstyrrelser kan avta over tid (Bruelheide & Luginbühl 2009; Ebersole 2002). Imidlertid kan gjenveksten tilbake til referansevegetasjonen være vanskelig dersom artssammensetningen og dominansforholdene mellom noen frekvente arter har endret seg (Olsen & Klanderud 2014).

4.3 Forstyrrelser påvirker ikke artsrikdom

Forstyrrelsesintensiteten påvirket ikke artsrikdommen på noen av lokalitetene 9 år etter forstyrrelser, med ett unntak. I Grødalen var mengden graminider større der all lav var fjernet (D) enn i kontrollen (A). Onipchenko og Golikov (1996) fant også at den gjennomsnittlige artsrikdommen av karplanter var den samme som i kontrollen 10 år etter forstyrrelser. Som på Hjerkinn og Grødalen var artene som reetablerte seg i sterkt forstyrrede områder i

Onipchenko og Golikov (1996) sitt studie typiske for vegetasjonstypen. Dette viser at artssammensetningen i plantesamfunn i alpine områder ikke endrer seg gjennom revegetering (Onipchenko & Golikov 1996).

Tøffe miljøforhold, som vind- og vannerosjon, kan hindre diasporer fra andre arter å etablere seg i de forstyrrede rutene (Hagen et al. 2012; Onipchenko & Golikov 1996). Videre sprer rabbelevende karplanter og laver seg hovedsakelig vegetativt (Bell & Bliss 1980; Ebersole 2002; Olofsson et al. 2005; Webb 1998), slik at artene lettere kan etablere seg etter forstyrrelser på liten skala. For eksempel var det flere karplanteskudd og høyere mosedekning i kanten av forstyrrelsesrutene i en studie i den arktiske tundraen (Speed et al. 2010). Ebersole (2002) fant også at gjenveksten var størst i kantene av forstyrrelsesrutene. Det kan derfor tenkes at forstyrrelser på en større skala vil gi større forskjeller i artsrikdommen mellom forstyrrede og uforstyrrede områder. Olofsson et al. (2005) fant derimot det motsatte, der artsrikdommen minsket med forstyrrelsesintensiteten på en lokal skala, men ble upåvirket av forstyrrelser på en større skala. Andre studier har funnet at artsrikdommen reduseres med en økende forstyrrelsesintensitet på en liten skala (Nepal & Way 2007; Speed et al. 2010). Imidlertid har studier vist at artsrikdommen kan øke lokalt når både forstyrrede og uforstyrrede ruter sees i sammenheng, ettersom noen arter opptrer i forstyrrede ruter mens andre kun finnes i kontrollvegetasjonen (Olofsson et al. 2005).

Graminiders raske respons etter en forstyrrelse kan ha bidratt til at det ble en større mengde av artsgruppen etter moderat forstyrrelse enn i kontrollen (Jorgenson et al. 2010). Jorgenson et al. (2010) fant den samme tendensen i sitt studie, der mengden graminoider økte raskt i områder med tilsvarende klimatiske forhold som på rabbene i Grødalen. Dessuten kan overnevnte abiotiske faktorer ha bedret vekstforholdene for graminider. Blant annet kan en potensiell økning i næringstilgangen (N) etter laven ble fjernet kunnet øke graminidenes vekst (van der Wal 2006).

Gjenveksten gikk tregest i den kontinentale lokaliteten. Der var også artsrikdommen størst. Ettersom ingen av studieområdene både hadde den raskeste gjenveksten og den høyeste artsrikdommen øker sannsynligvis ikke artsrikdom rabbesamfunnets gjenvekstrate i hverken kontinentalt eller oseanisk klima. Dette er motsatt av tidligere registreringer i Hjerkinn og Grødalen, der gjenveksten økte med artsrikdommen (Evju et al. 2012). Det er derfor sannsynlig at flere arter innen alle artsgrupper har etablert seg i de forstyrrede områdene i tidsrommet 2012-2015/2016. Ettersom ingen av artsgruppene ser ut til å ha en raskere

gjenvekst- og etableringsrate enn andre må gjenveksten og koloniseringsdyktigheten til de ulike artsgruppene ha vært relativt lik etter de ulike forstyrrelsene. Dette kan være fordi artene responderer likt på den samme forstyrrelsen (Olofsson 2006). Selv om artsrikdommen ikke var signifikant forskjellig mellom behandlingene i Hjerkinn og Grødalen, kan den observerte variasjonen være en begynnelse på en fremtidig endring i artssammensetningen (Nepal & Way 2007).

4.4 Forstyrrelser påvirker rabber i kontinentalt og oseanisk klima forskjellig

Uavhengig av forstyrrelsesintensiteten gikk revegeteringen i kontinentale Hjerkinn saktere enn i oseaniske Grødalen. Dette stemmer godt med tidligere studier som viser at gjenveksten går raskere i et fuktigere klima (Kershaw 1977; Prach et al. 1993; Rydgren et al. 2011). For eksempel fant Speed et al. (2010) at en høy jordfuktighet økte resiliensen etter forstyrrelser av både sterk og moderat intensitet. Den samme tendensen fant Ebersole (2002) i alpine områder og konkluderte med at et tynnere jordsmonn i forstyrrede områder reduserer karplantenes vannlagringskapasitet. Med et tykt mose- og/eller lavdekke kan effektene av karplantenes dårlige vannlagringskapasitet minskes, ettersom artsgruppene holder godt på overflatevannet (Bell & Bliss 1980; Kershaw 1977). En høy mosedekning kan dessuten øke et plantesamfunns gjenvekstrate etter en forstyrrelse (Speed et al. 2010). Grunnet lavenes tilsvarende vannlagringsevne kan det tenkes at rabbesamfunnets gjenvekstrate øker med en tykk lavmatte. Disse forholdene vil særlig kunne være viktige på tørre rabbetopper, ettersom karplanter er avhengige av kontinuerlige vannforsyninger fra jorda for å vokse (Rydgren et al. 2011).

Dekningsforskjellene mellom lokalitetene i bunnsjiktet kan trolig forklares med at lavenes vekstrate øker i fuktige omgivelser som en følge av en lengre periode med netto fotosyntese (den Herder et al. 2003; Kershaw 1977). Høye vintertemperaturer, som i Grødalen, kan også øke lavenes vekstrate (Kershaw 1977). Det oseaniske klimaet ser dermed ut til å være fordelaktig for lavenes gjenvekst og kan være årsaken til at suksesjonen har gått raskere i bunnsjiktet i Grødalen enn på Hjerkinn (den Herder et al. 2003). Artsdominansforskjellene mellom lokalitetene kan også ha innvirket på vegetasjonens revegeteringshastighet (Olsen & Klanderud 2014). Etter alle behandlinger i Grødalen er artene kvitkrull og grå reinlav blant de hyppigst forekommende (Vedlegg 1). Disse artene har en høy vekstrate (den Herder et al.

2003; Väre et al. 1996). For eksempel kan kvitkrull sin vekstrate sammenlignes med enkelte dvergbuskarter som blåbær og tyttebær (den Herder et al. 2003).

Ebersole (2002) oppdaget et mønster i fuktighetsforholdene i etterkant av forstyrrelser der de tørre lokalitetene ble tørrere, mens de våte lokalitetene ble våtere. Effektene ble viktigere over tid (Ebersole 2002). I et kontinentalt klima kan dette resultere i at tørre lavfragmenter som spres til områder med bar jord får en svært lav veksthastighet (den Herder et al. 2003). Dette er en følge av at små lavfragmenter tørker lett ut, samtidig som bar jord holder en høy temperatur om sommeren (den Herder et al. 2003; Kershaw 1977).

Dekningen av strø/humus var høyest i de kraftig forstyrrede områdene i både Hjerkinn og Grødalen. Med en høy dekning av bar jord vil også jordtemperaturen øke om sommeren (Kershaw 1977). En høyere jordtemperatur og et tørrere mikroklima har potensiale til å øke frøetableringen av karplanter (Speed et al. 2010). Derimot økte ikke frøetableringen i de kraftig forstyrrede, åpne områdene i Speed et al. (2010) sin studie. Dette kan ha noe å gjøre med at karplantene også er avhengige av en viss mengde jordfuktighet for å øke spiringssuksessen (Bell & Bliss 1980). Selv om rabbelevende karplanter ofte er svært tørketilpassede er frøplantene avhengig av en kontinuerlig tilførsel av fuktighet for å vokse (Rydgren et al. 2011). Reetableringen i områder med en høy dekning av strø/humus vil derfor sannsynligvis ta lang tid.

Andre forhold enn fuktighet kan også ha virket inn på dekningsforskjellene i bunnsjiktet. Den høye dekningen av stein og grus på Hjerkinn sammenlignet med Grødalen gjør at vinderosjon sannsynligvis er viktigere på Hjerkinn. Tykkelsen på snøen ser også ut til å variere mellom lokalitetene, ettersom den svært chinofobe arten rabbeskjegg er den mest hyppige på Hjerkinn og nesten fraværende i Grødalen (Bidussi et al. 2016). På grunn av mer vinderosjon og et tynnere snødekke, kan det se ut til at det er tøffere vindforhold på Hjerkinn enn i Grødalen. Dette kan også forklare vegetasjonsdekningsforskjellene mellom lokalitetene, ettersom tøffe vindforhold kan gjøre reetableringen av arter vanskeligere.

5. Konklusjon

Resultatene fra dette studiet har vist at selv på liten skala påvirker forstyrrelsesintensiteten vegetasjonsdekningen. Etter en kraftig forstyrrelsesintensitet gikk gjenveksten sakte i begge lokaliteter. Moderate forstyrrelser hadde også en effekt, og kan på kort sikt skape en endring i vegetasjonssammensetningen, fra et plantesamfunn med et dominerende feltsjikt til et plantesamfunn med et dominerende bunnsjikt eller motsatt.

Selv om artsrikdommen ikke ble påvirket av forstyrrelser i noen av lokalitetene, kan artssammensetningen på lengre sikt endres (Nepal & Way 2007). Det er derimot usikkert om disse endringene vil være reversible eller irreversible (Nepal & Way 2007; Olsen & Klanderud 2014; van der Wal 2006). Studiet bør derfor følges opp ved å undersøke hvordan artsrikdommen utvikles over tid. Dette kan gjøres ved å undersøke artenes dekningsprosent. Jordfuktighet og andre abiotiske faktorer som næringstilgang (N), snøens tykkelse om vinteren, eksponering og mikrotopografi bør også måles, ettersom disse faktorene kan forklare variasjonen i vegetasjonsdekningen i Grødalen etter ulike forstyrrelser.

Tilsvarende forstyrrelser på større skala kan trolig forventes å ha en enda større effekt på rabbevegetasjonen. Det vil trolig bli mindre vegetativ vekst fra sidevegetasjonen og større arealer med bar jord. For å forhindre erosjon som følge av vind og vann bør ferdsel som blottlegger jord unngås. En god forvaltningsstrategi vil derfor være å lede turstiene gjennom andre vegetasjonstyper (Monz 2002), som for eksempel lesider (Evju et al. 2012).

6. Referanser

Allison, G. (2004). The influence of species diversity and stress intensity on community resistance and resilience. *Ecological Monographs*, 74: 117-134.

Artsdatabanken. (u.å.). *T14 Rabbe*. Tilgjengelig fra: http://artsdatabanken.no/Pages/171932 (lest 04.05.2017).

Bell, K. L. & Bliss, L. C. (1980). Plant reproduction in a high arctic environment. *Arctic and Alpine Research*, 12: 1-10.

Bidussi, M., Solhaug, K. A. & Gauslaa, Y. (2016). Increased snow accumulation reduces survival and growth in dominant mat-forming arctic-alpine lichens. *The Lichenologist*, 48: 237-247.

Billings, W. D. (1973). Arctic and alpine vegetations: Similarities, differences, and susceptibility to disturbance. *BioScience*, 23: 697-704.

Brown, R. T. & Mikola, P. (1974). *The influence of fruticose soil lichens upon the mycorrhizae and seedling growth of forest trees*. Acta Forestalia Fennica, b. 141: Suomen metsätieteellinen seura.

Bruelheide, H. & Luginbühl, U. (2009). Peeking at ecosystem stability: Making use of a natural disturbance experiment to analyze resistance and resilience. *Ecology*, 90: 1314-1325.

Bråthen, K. A. & Oksanen, J. (2001). Reindeer reduce biomass of preferred plant species. *Journal of Vegetation Science*, 12: 473-480.

Charles, K. J. (2009). *Ecology*. 6. utg. San Francisco: Pearson Education. 655 s.

Cole, D. N. (1995). Experimental trampling of vegetation. II. Predictors of resistance and resilience. *Journal of Applied Ecology*, 32: 215-224.

Cornelissen, J. H. C., Callaghan, T. V., Alatalo, J. M., Michelsen, A., Graglia, E., Hartley, A. E., Hik, D. S., Hobbie, S. E., Press, M. C., Robinson, C. H., et al. (2001). Global change and arctic ecosystems: Is lichen decline a function of increases in vascular plant biomass? *Journal of Ecology*, 89: 984-994.

Crawley, M. J. (2007). *The R book*. Chichester, England: John Wiley & Sons. 942 s.

den Herder, M., Kytöviita, M.-M. & Niemelä, P. (2003). Growth of reindeer lichens and effects of reindeer grazing on ground cover vegetation in a scots pine forest and a subarctic heathland in Finnish Lapland. *Ecography*, 26: 3-12.

DNT.no. (u.å.). *Våre betjente hytter*. Tilgjengelig fra: https://www.dnt.no/hytter/betjente/ (lest 26.04.2017).

Ebersole, J. J. (2002). Recovery of alpine vegetation on small, denuded plots, Niwot Ridge, Colorado, U.S.A. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 34: 389-397.

Elven, R., Fremstad, E., Hegre, H., Nilsen, L. & Solstad, H. (1996). Botaniske verdier i Dovrefjell-området. *Rapport botanisk serie 1996*, 3. Trondheim 151 s.

Evju, M., Hagen, D. & Hofgaard, A. (2012). Effects of disturbance on plant regrowth along snow pack gradients in alpine habitats. *Plant Ecology*, 213: 1345-1355.

Felix, N. A., Raynolds, M. K., Jorgenson, J. C. & DuBois, K. E. (1992). Resistance and resilience of tundra plant communities to disturbance by winter seismic vehicles. *Arctic and Alpine Research*, 24: 69-77.

Forbes, B. C., Ebersole, J. J. & Strandberg, B. (2001). Anthropogenic disturbance and patch dynamics in circumpolar arctic ecosystems. *Conservation Biology*, 15: 954-969.

Fremstad, E. (1997). *Vegetasjonstyper i Norge*. 2. utg. NINA Temahefte 12. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning. 279 s.

Gaare, E. (1996). Taksering av reinbeiter i Rendalen. En undersøkelse foretatt i forbindelse med Forsvarets planer om etablering av Regionfelt Østlandet. *NINA oppdragsmelding* 406. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning Høgskolen i Hedmark. 14 s.

Gaare, E. & Wilmann, B. (2003). Regenereringsforsøk med reinbeitelav. *Minirapport*, 22. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning. 7 s.

Hagen, D., Gaare, E., Erikstad, L. & Hoem, S. A. (2006). Beiteressurskartlegging i Snøhetta villreinområde: kartlegging av beite for villrein, moskus og sau med bruk av satelittbildetolkning og visuell punkttaksering fra helikopter, 135. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning. 52 s.

Hagen, D., Vistad, O. I., Eide, N. E., Flyen, A. C. & Fangel, K. (2012). Managing visitor sites in Svalbard: from a precautionary approach towards knowledge-based management. *Polar Research*, 31: 1-17.

Hagen, D., Systad, G. H., Eide, N. E., Vistad, O. I., Stien, A., Erikstad, L., Moe, B., Svenning, M. & Veiberg, V. (2014). Sårbarhetsvurdering i polare strøk. Gjennomgang av begrep og metoder, 1045. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning. 53 s.

Haukeland, J. V., Grue, B. & Veisten, K. (2010). Turning national parks into tourist attractions: Nature orientation and quest for facilities. *Scandinavian Journal of Hospitality and Tourism*, 10: 248-271.

Helle, T. & Aspi, J. (1983). Effects of winter grazing by reindeer on vegetation. *Oikos*, 40: 337-343.

Holien, H. & Tønsberg, T. (2008). *Norsk lavflora*. 2. utg. Trondheim Fagbokforlaget. 224 s.

Jorgenson, J. C., Hoef, J. M. V. & Jorgenson, M. T. (2010). Long-term recovery patterns of arctic tundra after winter seismic exploration. *Ecological Applications*, 20: 205-221.

Kershaw, K. (1977). Studies on lichen-dominated systems. XX. An examination of some aspects of the northern boreal lichen woodlands in Canada. *Canadian Journal of Botany*, 55: 393-410.

Klein, D. R. (1987). Vegetation recovery patterns following overgrazing by reindeer on St. Matthew Island. *Journal of Range Management*, 40: 336-338.

Krog, H., Østhagen, H. & Tønsberg, T. (1994). *Lavflora : norske busk- og bladlav*. 2. utg. Oslo Universitetsforlaget. 368 s.

Kumpula, J., Colpaert, A. & Nieminen, M. (2000). Condition, potential recovery rate, and productivity of lichen (Cladonia spp.) ranges in the Finnish reindeer management area. *ARCTIC*, 53: 152-160.

MacGillivray, C. W., Grime, J. P. & The Integrated Screening Programme (ISP) Team. (1995). Testing predictions of the resistance and resilience of vegetation subjected to extreme events. *Functional Ecology*, 9: 640-649.

McGovern, T. H., Vésteinsson, O., Fridriksson, A., Church, M., Lawson, I., Simpson, I. A., Einarsson, A., Dugmore, A., Cook, G., Perdikaris, S., et al. (2007). Landscapes of settlement in northern Iceland: Historical ecology of human impact and climate fluctuation on the millennial scale. *American Anthropologist*, 109: 27-51.

Moen, A., Odland, A. & Lillethun, A. (1998). *Nasjonalatlas for Norge. Vegetasjon*. 2. utg. Hønefoss: Statens kartverk. 199 s.

Monz, C. A. (2002). The response of two arctic tundra plant communities to human trampling disturbance. *Journal of Environmental Management*, 64: 207-217.

Mulder, C. P. H. (1999). Vertebrate herbivores and plants in the Arctic and subarctic: effects on individuals, populations, communities and ecosystems. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 2: 29-55.

Nepal, S. K. & Way, P. (2007). Comparison of vegetation conditions along two backcountry trails in Mount Robson Provincial Park, British Columbia (Canada). *Journal of Environmental Management*, 82: 240-249.

Norges geologiske undersøkelse. (2017). *Berggrunnskart N250*. Tilgjengelig fra: https://www.ngu.no/emne/karttjenester (lest 15.01.2017).

Norges meteorologiske institutt. (2017). *E-klima*: Meteorologisk institutt. Tilgjengelig fra: www.eklima.met.no (lest 21.04.2017).

Odland, A. & Munkejord, H. K. (2008). The importance of date of snowmelt for the separation of different oligotrophic and mesotrophic mountain vegetation types in Southern Norway. *Phytocoenologia*, 38: 3-21.

Olofsson, J., Hulme, P. E., Oksanen, L. & Suominen, O. (2005). Effects of mammalian herbivores on revegetation of disturbed areas in the forest-tundra ecotone in northern Fennoscandia. *Landscape Ecology*, 20: 351-359.

Olofsson, J. (2006). Plant diversity and resilience to reindeer grazing. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 38: 131-135.

Olsen, S. L. & Klanderud, K. (2014). Exclusion of herbivores slows down recovery after experimental warming and nutrient addition in an alpine plant community. *Journal of Ecology*, 102: 1129-1137.

Onipchenko, V. G. & Golikov, K. A. (1996). Microsale revegetation of alpine lichen heath after wild boar digging: fifteen years of observations on permanent plots. *Oecologia Montana*, 5: 35-39.

Owen, L. P., Mcphearson, P. T., Casey, T., M. & Morin, P., J. . (1999). Environmental warming alters food-web structure and ecosystem function. *Nature*, 402: 69-72.

Prach, K., Pyšek, P. & Šmilauer, P. (1993). On the rate of succession. *Oikos*, 66: 343-346.

Reitan, O., Aarrestad, P. A., Gjershaug, J. O., Stabbetorp, O. E. & Hagen, D. (2014). Verneplan for Hjerkinn skytefelt–kunnskapsstatus for naturtyper, flora og fugleliv, 1088. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning. 71 s.

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.

Speed, J. D. M., Cooper, E. J., Jónsdóttir, I. S., van der Wal, R. & Woodin, S. J. (2010). Plant community properties predict vegetation resilience to herbivore disturbance in the Arctic. *Journal of Ecology*, 98: 1002-1013.

Stark, S., Wardle, D. A., Ohtonen, R., Helle, T. & Yeates, G. W. (2000). The effect of reindeer grazing on decomposition, mineralization and soil biota in a dry oligotrophic scots pine forest. *Oikos*, 90: 301-310.

van der Wal, R. (2006). Do herbivores cause habitat degradation or vegetation state transition? Evidence from the tundra. *Oikos*, 114: 177-186.

Väre, H., Ohtonen, R. & Mikkola, K. (1996). The effect and extent of heavy grazing by reindeer in oligotrophic pine heaths in northeastern Fennoscandia. *Ecography*, 19: 245-253.

Walker, B., Kinzig, A. & Langridge, J. (1999). Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems*, 2: 95-113.

Webb, E. T. (1998). Survival, persistence, and regeneration of the reindeer lichens, Cladina stellaris, C. rangiferina, and C. mitis following clearcut logging and forest fire in northwestern Ontario. *Rangifer*, 18: 41-47.

Wise, M. J. & Abrahamson, W. G. (2005). Beyond the compensatory continuum: Environmental resource levels and plant tolerance of herbivory. *Oikos*, 109: 417-428.

Yachi, S. & Loreau, M. (1999). Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 96: 1463–1468.

Øian, H., Andersen, O., Follestad, A., Hagen, D., Eide, N. E. & Kaltenborn, B. P. (2015). Effekter av ferdsel og friluftsliv på natur. En sammenstilling av nasjonal og internasjonal litteratur, 1182. Lillehammer. 77 s.

7. Vedlegg

Vedlegg 1: Artsliste for Hjerkinn og Grødalen i 2015 og 2016 for artsgruppene graminider, dvergbusker, urter og laver. Ruteforekomst er rutefrekvensen av artene, av totalt 47 ruter på Hjerkinn og 48 i Grødalen. Den gjennomsnittlige forekomsten er snittet av artens dekning på det totale antall ruter.

Vitenskapelig navn	**Hjerkinn**		**Grødalen**	
Graminider	Ruteforekomst	Gjennomsnittlig forekomst (%)	Ruteforekomst	Gjennomsnittlig forekomst (%)
Carex bigelowii	22	13,43	14	7,16
Eriophorum vaginatum			1	0,13
Festuca ovina	24	12,90		
Festuca vivipara	3	1,60		
Juncus trifidus	12	3,19	18	7,68
Luzula confusa	1	0,53		
Luzula sp.	4	0,66		
Luzula spicata	7	1,60	2	0,78
Trisetum spicatum	6	3,59		
Dvergbusker				
Andromeda polifolia			2	2,21
Arctous alpinus			5	4,17
Betula nana	40	43,75	38	40,63
Betula pubescens ssp. tortuosa			1	0,13
Calluna vulgaris			3	0,52
Empetrum nigrum ssp. hermaphroditum	33	27,66	44	66,02
Loiseleuria procumbens	6	4,39	29	31,64
Phyllodoce caerulea	3	0,53	18	14,32
Salix glauca	1	1,46		
Salix herbacea	29	17,55	9	4,04
Vaccinium myrtillus	6	9,18	21	27,21
Vaccinium uliginosum	12	10,64	16	12,76
Vaccinium vitis-idaea	39	62,37	41	57,68
Urter				
Campanula rotundifolia	1	0,13		
Cerastium cerastoides	1	0,13		

Diapensia lapponica	1	0,13	8	2,73
Diphasiastrum alpinum	5	6,12	1	0,65
Hieracium sec. Alpina	3	1,73		
Pedicularis lapponica	6	2,53	1	0,91
Pyrola sp.	6	12,77		
Ranunculus acris	5	1,33		
Rubus chamaemorus			1	0,13
Taraxacum croceum agg.	1	0,93		
Laver				
Alectoria nigricans	38	28,31	17	19,13
Alectoria ochroleuca	47	97,50	18	17,19
Brodoa intestiniformis	3	0,81	4	1,69
Bryocaulon divergens	45	81,63	13	6,25
Cetraria hepatizon	1	0,13		
Cetraria islandica	39	31,25	48	85,19
Cetrariella delisei			10	4,44
Cladonia arbuscular	47	88,94	48	94,94
Cladonia mitis			1	0,13
Cladonia rangiferina	41	42,13	47	82,19
Cladonia sp.	47	77,69	46	91,13
Cladonia stellaris	22	7,06	44	62,88
Cladonia uncialis	30	25,94	37	35,31
Flavocetraria cucullata	47	72,63	13	6,38
Flavocetraria nivalis	47	96,00	36	53,25
Hypogymnia physodes	16	3,19	5	0,81
Lecanorales sp.	24	12,25	13	5,63
Melanelia stygia	2	0,81	3	0,38
Nephroma arcticum			5	2,19
Ophioparma ventosa	2	0,25		
Parmelia omphalodes			1	0,13
Parmelia saxatilis	9	2,38	4	1,56
Parmeliopsis ambigua	3	0,38		

Peltigera aphthosa	1	0,13		
Peltigera rufescens	2	0,81		
Pseudephebe pubescens	16	17,44	4	0,63
Rhizocarpon sp.	25	5,19	15	5,31
Solorina crocea	12	0,13	3	0,81
Sphaerophorus globous	40	34,19	12	9,38
Stereocaulon sp.	38	29,13	40	44,25
Thamnolia vermicularis	44	54,63	36	27,63
Umbilicaria sp.	20	8,75	13	3,25

Norges miljø- og biovitenskapelig universitet
Noregs miljø- og biovitskapelege universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway