



Forord

Denne masteroppgaven markerer slutten på mine studier i Naturforvaltning ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Etter en flott sommer i felt og et lærerikt semester med statistikk og skriving, er jeg klar for nye utfordringer i arbeidslivet. Jeg vil takke min hovedveileder Kari Klanderud, førsteamanuensis ved Institutt for naturforvaltning på NMBU, og veileder Astrid Brekke Skrindo i Vegdirektoratet for god oppfølging gjennom hele arbeidet. Begge veiledere har vært inspirerende og støttende, og har tatt seg tid til feltekskursjon og spørsmål underveis. Takk også til Siri Lie Olsen for hjelp med statistikken, det har vært avgjørende. Avdelingsingeniør Annie Aasen har gitt innføring i laboratoriearbeidet, tusen takk for hjelpen.

Statens vegvesen har bidratt med økonomisk støtte til oppgaven, og dermed gjort det mulig med 6 uker i felt, leiebil, reise og overnatting.

Takk til venner, familie og kjæreste som har bidratt med feltassistanse, korrekturlesning eller gode ord. Resten av gjengen på lesesalen har også betydd mye i hverdagen, både sosialt og faglig.

Sist, men ikke minst, vil jeg takke studievenninne Marte Dalen Johansen for flotte turer i Lofoten og Vesterålen, samarbeid i felt og gode diskusjoner i løpet av skriveprosessen.

Universitetet for miljø- og biovitenskap, Ås, 14.05.2015

Pernille Aker

Sammendrag

Norge har skrevet under konvensjonen om biologisk mangfold, som har som mål å restaurere 15 prosent av ødelagte naturområder innen 2020. Økt kunnskap om suksessfaktorer og utfordringer ved restaurering er viktig for å forbedre de aktuelle metodene.

Vegforbindelsen E10 (Lofast 2) ble lagt gjennom et verdifullt naturområde. For å begrense inngrepets omfang ble områdene langs vegen restaurert. De ble strippet for frøbankjord før anleggsarbeidet startet, jorden ble senere ble lagt tilbake for å bidra med propaguler til naturlig revegetering. Overskudd av myrmasser, og mangel på skogsmasser, førte til at en del skogsområder ble restaurert med frøbankjord fra myr. Det ble undersøkt vegetasjonsdekke, abiotiske og biotiske faktorer for å se om restaureringsmålene var oppnådd, syv år etter restaurering.

Feltarbeidet besto av 72 analyserte ruter (1m²) i 12 undersøkte transekter. Transektet ble fordelt inn i tre soner (slåttesone, inngrepssone og urørtsonen), med to ruter i hver sone. Urørtsonen var referanseområdet og lå i den urørte tilgrensende skogen. En canonical correspondence analysis (CCA) ble brukt for å teste effekt av sone og assosierte miljøvariabler.

Målet om ingen innførte fremmede arter, og et representativt artsmangfold ble nådd. Det ble derimot påvist ulik artskomposisjon i alle tre soner. Miljøvariablene jordfuktighet, dybde på tuer av bjørnemoser (*Polytrichum* spp.), og mikrotopografi forklarte forskjeller mellom restaurerte områder og referanseområdet. Ulike suksesjonsstadier antas også å forklare noen av forskjellene. Vegkantvegetasjon (slåttesonen) skilte seg fra resten av det restaurerte området, trolig på grunn av kantslått og vegkroppens dreneringseffekt. Dette burde vært forventet, og restaureringsmål justert så de var oppnåelig.

Viktigste anbefaling til senere restaurering er å gjøre tiltak for å forhindre at toppmassene tørker. Nye studier om 10-15 år vil gi informasjon om suksesjonsprosessene et selvregulerende økosystem.

Abstract

Norway has signed the Convention on Biological Diversity, which aims to restore 15 percent of damaged natural areas by 2020. Increased knowledge about factors of success and challenges of restoration is essential to improve the current methods.

The road-connection E10 (Lofast 2) was laid through a valuable nature area. To limit the extent of intervention areas along the road were restored. They were stripped of soil-seedbank before construction work began, the soil was later put back to assist natural vegetation by propagules. Excess of peat and lack of forest-soil, led to forestland restored with soil from peatland. Vegetation cover, abiotic and biotic factors was investigated to see if restoration goals were achieved, seven years after restoration.

The fieldwork consisted of analyzing 72 plots (1m²) in 12 transects. Transects were divided into three zones (mowing zone, intervention zone and untouched zone), with two routes in each zone. Untouched zone was the reference area and laid in the untouched bordering forest. A canonical correspondence analysis (CCA) was used to test the effect of zone and associated environment variables.

The goal of no introduced alien species, and a representative biodiversity, was reached. It was, however, discovered different species composition in all three zones. The environmental variables soil moisture, depth of cushions of *Polytrichum* spp., and microtopography explained differences between the restored areas and the reference area. Different stages of succession is also assumed to explain some of the differences. Roadside-vegetation (mowed zone) differed from the rest of the restored area, probably because of the mowing and drainage effect of the road-body. This could have been expected, and restoration goals adjusted to achievable levels.

The main recommendation for future restoration is to prevent that peat dries. New studies in 10-15 years will inform if succession-processes lead to a self-regulating ecosystem.

Innhold

Forord	I
Sammendrag	III
Abstract	V
Definisjoner	VIII
1. Innledning	1
1.1 Naturlig revegetering	2
1.2 Bakgrunnen for oppgaven	3
2. Områdebeskrivelse og metode	6
2.1 Områdebeskrivelse	6
2.2 Datainnsamling	8
2.3 Databearbeiding og statistiske analyser	10
3. Resultater	12
4. Diskusjon	18
4.1 Er målene med restaureringen oppnådd?	18
4.1.1 Forklaringsvariabler	18
4.1.2 Slåttesonen - forskjeller som forventet?	21
4.1.3 Andre forklaringsvariabler	22
4.2 Forslag til forbedringer av metoden	24
4.2.1 Vanning	24
4.2.2 Behandling av massene	25
4.2.3 Assistert revegetering	25
5. Konklusjon	26
6. Referanser	27
Vedlegg	0

Definisjoner

Økologisk restaurering er «prosessen som bidrar med istandsetting av et økosystem som har blitt degradert, forstyrret eller ødelagt» (SER 2004).

Den internasjonale organisasjonen Society for Ecological Restoration (SER) har en liste på ni punkter for når en økologisk restaurering har blitt oppnådd. Punkt 1-3 er i denne oppgaven brukt som **mål på restaurerings-suksess**.

1. Det restaurerte økosystemet har en karakteristisk samling av arter som forekommer i det økosystemet som er brukt som referanse, og som tilbyr hensiktsmessig samfunnsstruktur.
2. Det restaurerte økosystemet består i så stor grad som mulig av stedege arter.
3. Alle funksjonelle grupper som er nødvendige for videre utvikling og/eller stabilitet i det restaurerte økosystemet er tilstede, eller har potensiale til å etablere seg naturlig.

Revegetering er «vegetasjonsfasen av en økologisk restaurering» (Hagen & Skrindo 2010a). Målet er å etablere vegetasjon på arealer som etter naturinngrep står uten vegetasjonsdekke (Uhlig & Lombnæs 2007). **Naturlig revegetering** betyr at arealet får gro igjen naturlig uten beplantning eller annen menneskelige hjelp/inngrep.

En **fremmed art** er i naturmangfoldloven definert som «en organisme som ikke hører til noen art eller bestand som forekommer naturlig på stedet» (§ 3) (2009b).

Suksesjon er endring i artssammensetning (og assosiert substrat) over tid. Suksesjon deles ofte inn i faser. **Pionerfasen** er første fase av en suksesjon, og arter som etableres i denne fasen er ofte lyskrevende og har god spredningsevne. **Konsolideringsfasen** er en mellomfase, som ofte kjennetegnes av stor artsrikdom. Utviklingen vil etter hvert nå en stabil tilstand; **klimaksfasen**. Begrepet klimaksfase er omdiskutert da stabilitet sjelden oppnås (Christensen Jr 2014; Odum 1969; Sousa 1984).

1. Innledning

Menneskelige aktiviteter forandrer jordens overflate. Endringer som skjer så fort, og så ofte, at naturen ikke rekker å tilpasse seg. Resultatet er at vi mister viktig biologisk mangfold, ressurser og økosystemtjenester. Norge har forpliktet seg til å ta vare på mangfoldet av økosystemer, arter og gener gjennom konvensjonen om biologisk mangfold (CBD 1993; FN 2014; Miljøstatus.no 2014). Dette er en forpliktelse som krever effektive verktøy og aktive tiltak av forvaltningen, beslutningstakere og utøvere som påvirker norsk natur.

Økologisk restaurering av natur er et tiltak som reduserer skadeomfanget av menneskelige aktiviteter (Aradottir & Hagen 2013; Hagen & Skringo 2010a). Restaurering kan gjenopprette tapte naturverdier, og være et avbøtende tiltak ved planlagte naturinngrep. De siste årene har økologisk restaurering fått større fokus i miljø-politikken, både internasjonalt og nasjonalt. Den internasjonale konvensjonen for biologisk mangfold har som delmål, i den strategiske planen frem mot 2020, å restaurere 15 prosent av skadde naturområder (Aradottir & Hagen 2013; CBD 2010; Hagen et al. 2015; Miljødirektoratet 2010). I Norge er Naturmangfoldloven (2009a) et viktig juridisk virkemiddel for å oppnå målene satt i konvensjonen.

Naturverdier veies stadig opp mot viktige samfunnshensyn, slik som utbygging av infrastruktur. Naturmangfoldloven (2009) har en mer helhetlig ramme for bruk og vern av norsk natur enn den tidligere naturvernloven (Regjeringen.no 2014). Formålet med loven (§1) er *«at naturen med dens biologiske, landskapsmessige og geologiske mangfold og økologiske prosesser tas vare på ved bærekraftig bruk og vern, også slik at den gir grunnlag for menneskenes virksomhet, kultur, helse og trivsel, nå og i fremtiden, også som grunnlag for samisk kultur»* (Naturmangfoldloven 2009a). Loven gir retningslinjer for forvaltningen og for andre som har påvirkning på norsk natur. Lovens paragraf 12 sier at miljøforsvarlige teknikker og driftsmetoder skal være utgangspunkt for å forhindre skader på naturmangfoldet. Myndighetene kan også etter loven pålegge reparasjon av naturskader eller avbøtende tiltak ved påvirkning av naturmiljø (§ 69), slik som økologisk restaurering. Denne sterke rammen gjør Naturmangfoldloven (2009a) til et viktig juridisk virkemiddel i Norge.

Økologisk restaurering krever gode metoder og strategier, og involvering av mange fagområder (Aradottir & Hagen 2013). Restaureringsøkologi er også et relativt nytt fagfelt i Norge. Metodene og de nyeste prosjektene i Norge er beskrevet i Temaheftet «Restaurering av natur i Norge» (Hagen & Skringo 2010b) og «Håndbok i økologisk restaurering» (Hagen & Skringo 2010a). En bredere innføring i restaureringsøkologi er International Primer on Ecological

Restoration (SER 2004), utgitt av den internasjonale organisasjonen Society for Ecological Restoration (SER 2004). Det finnes også tidsskrifter (Blackwell 2015; Blackwell Science Inc 2015) og bøker som tar for seg fagområdet restaureringsøkologi.

Vurdering av suksess i restaureringsprosjekter er viktig for å rettferdiggjøre bruken av restaurering i naturressursforvaltning, og for å forbedre metodene som blir brukt (Wortley et al. 2013). Å identifisere begrensinger for vellykket restaurering er også viktig for å kunne nå målene om å restaurere 15 prosent av degraderte naturområder før 2020 (Hagen et al. 2015).

Vegetasjon har en nøkkelrolle i restaurering, blant annet ved å stabilisere jorden og jordens næringsinnhold, og som føde og habitat for de fleste populasjoner av dyr og mikroorganismer (Perrow & Davy 2002). Etablering av ny vegetasjon i menneskeskapt naturinngrep blir tradisjonelt gjort med frøblandinger av utenlandsk opprinnelse som kan inneholde arter og genmateriale som er fremmed i norsk flora (Amundsen 2014). Bruk av innførte arter i revegeteringstiltak kan føre til genetisk forurensing og innføring av fremmede arter (Hagen et al. 2014). Stedegne arter vil være bedre tilpasset miljøforholdene og ofte skille seg mindre ut fra den omkringliggende vegetasjonen. Naturmangfoldloven kapittel IV regulerer innførsel av fremmede arter. «*Ingen må uten med hjemmel i § 31 eller tillatelse fra myndigheten etter denne loven sette ut a) organismer av arter og underarter som ikke finnes naturlig i Norge, herunder utenlandske treslag (...)*» (Naturmangfoldloven 2009b). Denne paragrafen har så langt bare trådt i kraft for utenlandske treslag og utslipp av ballastvann fra skip. Når forskrift om fremmede organismer, som nå behandles av Klima- og miljødepartementet, blir vedtatt vil loven også gjelde for andre organismer (Miljødirektoratet 2015). Miljøvennlige metoder for revegetering er eksempelvis bruk av stedegent materiale i frøblandinger, transplantasjon av stedegen vegetasjon, og naturlig revegetering.

1.1 Naturlig revegetering

Naturlig revegetering bygger på naturens egen evne til å reparere et sår i naturen. I naturlige forstyrrelser, der jord blir liggende bar, dekkes jorden med vegetasjon som kommer fra spirende frø, plantedeler eller vegetativ spredning av planter fra de urørte områdene rundt. Frø spres inn med vind eller dyr, eller spirer fra jordens propaguler. Propaguler er frø, sporer og plantedeler som ligger lagret i jorden. Frøbanken består av frø som ligger i dvale i jorda opptil flere vekstsesonger, og spirer når miljøbetingelsene blir optimale (Forsvarsbygg 2001). Naturlig revegetering ved stedlige toppmasser baserer seg på at det øverste jordlaget som inneholder frø og plantedeler kan fjernes, lagres midlertidig, og deretter legges tilbake på området som skal

revegeteres. Dette legger til rette for at plantematerialet som var lagret i toppmassene kan spire og danne ny vegetasjon i inngrepsområdet.

Det er flere fordeler ved naturlig revegetering. Det er mindre ressurskrevende og mindre fare for nye skader og inngrep enn ved aktive tiltak. Ved bruk av denne metoden kan man få en rimeligere revegetering både økonomisk og sosialt. Estetisk vil denne metoden gi et mer helhetlig inntrykk og bevare noen av de landskapsmessige kvalitetene. Revegeteringstiltak kan også ha uønskede eller uventede effekter, og det kan oppfattes som miljømessig riktigere å la naturen ordne opp selv, sett fra et økologisk perspektiv.

En ulempe med naturlig revegetering er at det kan ta lang tid å få til et tilfredsstillende vegetasjonsdekke (Hagen & Skrindo 2010b), og dette er enda mer aktuelt i nord på grunn av kjølig klima og korte vekstsesonger. Det kan også virke tiltaksløst å la naturen ordne opp selv, sammenlignet med mer aktiv restaurering som for eksempel å så eller å plante (Hagen & Skrindo 2010a).

Dokumentasjon av metoden naturlig revegetering i Norge er begrenset (Hagen & Skrindo 2010a). Metoden ble studert ved restaurering av vegkantvegetasjon (blåbærskog) langs Rv. 23, Oslofjordforbindelsen (Skrindo 2005). Dette var en av de første store prosjektene som benyttet seg av denne metoden. I de senere år har metoden blitt benyttet på flere prosjekter slik som revegetering av anleggsveier, rørgater og steintipper (Hagen & Skrindo 2010a). Erfaringer med metoden er også dokumentert fra restaurering av skytefeltet på Hjerkins (Forsvarsbygg 2014) og vegprosjektet Lofast 2 (Kongsbakk, E. & Skrindo, A. 2009). Langtidsstudier er derimot fraværende. Dette studiet er et studie av vegetasjonsetablering etter 7 år med naturlig revegetering langs Lofast 2.

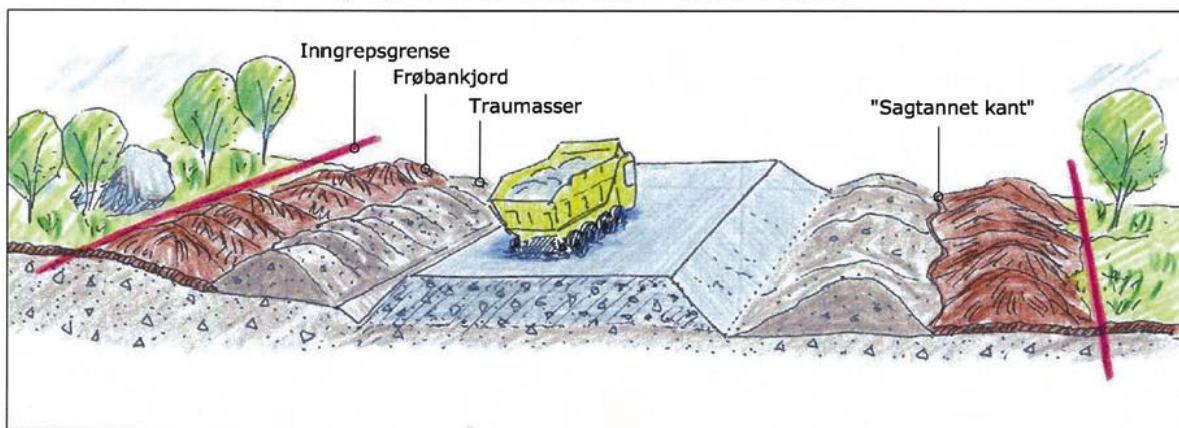
1.2 Bakgrunnen for oppgaven

Vegprosjektet Lofast hadde som mål å danne en fergefri forbindelse til Lofotøyene (Europavei 10). Første del av veien (Lofast 1) sto ferdig i 1998, fire år etter ble det bestemt en trase for andre del av veien. Lofotens fastlandsforbindelse del 2 (Lofast 2) gikk blant annet gjennom et inngrepsfritt naturområde (INON), tangerte Møysalen nasjonalpark og -landskapsvernområde, og krysset et varig vernet vassdrag. For å begrense de økologiske skadevirkningene av inngrepet ble det gjennomført flere tiltak, derav landskapstilpasning, bevaring av vegetasjon der det var mulig, og naturlig revegetering med stedlig toppmasser i inngrepsområdene (Kongsbakk, E. & Skrindo, A. B. 2009).

Veistrekket ble åpnet i desember 2007. På et tidlig stadium av revegeteringsprosessen ble det gjort vegetasjonsundersøkelse av masterstudent Nystad (2006). Nystad og en prosjektrapport fra Statens vegvesen (Kongsbakk, E. & Skrindo, A. B. 2009) gav uttrykk for at restaureringen virket vellykket i første fase av vegetasjonsetableringen (1-3 år etter restaurering). I denne masteroppgaven ser jeg på vegetasjonsetableringen i 2014, 7 år etter ferdigstillelse av veien.

Metoden naturlig revegetering med stedlige toppmasser ble brukt ved bygging av Lofast 2. Toppmassene (frøbankjord), som inneholdt frø, plantedeler og røtter, ble skavet i anleggsområdet. Toppmasser ble definert som de øverste 30 centimeterne av jorda. Deretter ble det lagt til side for lagring i 2-3 meter høye ranker utenfor anleggsområdet (Figur 1; Kongsbakk, E. & Skrindo, A. B. 2009). Når vegsidene var ferdig bygget ble toppmassene lagt tilbake.

Prinsipper for avtaking og mellomlagring av frøbankjord



Prinsipper for utlegging av frøbankjord



Figur 1: Skjematisk fremstilling av metoden Naturlig revegetering fra stedlig toppmasser som ble brukt ved bygging av Lofast 2. Frøbankjord ble lagret i ranker under bygging av veien og deretter lagt tilbake på den ferdige vegkanten. Figuren er hentet fra Rapporten E10 Lofotens fastlandsforbindelse – Landskapstilpasning og naturlig revegetering fra stedlige toppmasser (Kongsbakk, E. & Skrindo, A. B. 2009).

Et viktig prinsipp ved metoden var at toppmassene ble lagt tilbake i et porøst lag slik at spirene kunne komme opp gjennom jordmassene. En ujevn overflate med oppstikkende stein og røtter

ville også bli mer naturlig og danne viktige mikrohabitater. På Lofast 2 ble området nærmest vegen gjort jevnere for å bedre forholdene for maskinene som senere skulle slå vegkantene. For å øke kontaktflaten, og dermed øke vegetativ spredning av planter, ble det laget en sagtannet kant mellom den tilbakelagte jorden og den urørte vegetasjonen. Målet med å bruke metoden naturlig revegetering var å dekke den bare jorda uten å innføre fremmede arter, og samtidig få mest mulig lik vegetasjon som i området rundt anlegget (Kongsbakk, E. & Skrindo, A. B. 2009).

Ved byggingen av Lofast 2 var de øvre, biologisk aktive, lagene i myra vanskelig å skille fra den døde torven under. Det ble derfor utfordrende å ta av så tynne lag som ønsket. Overskuddsmassene fra myr måtte plasseres et sted, samtidig som det var mangel på toppmasser fra skog. Som et resultat av dette ble det flere steder restaurert med torv istedenfor toppmasser fra skog.

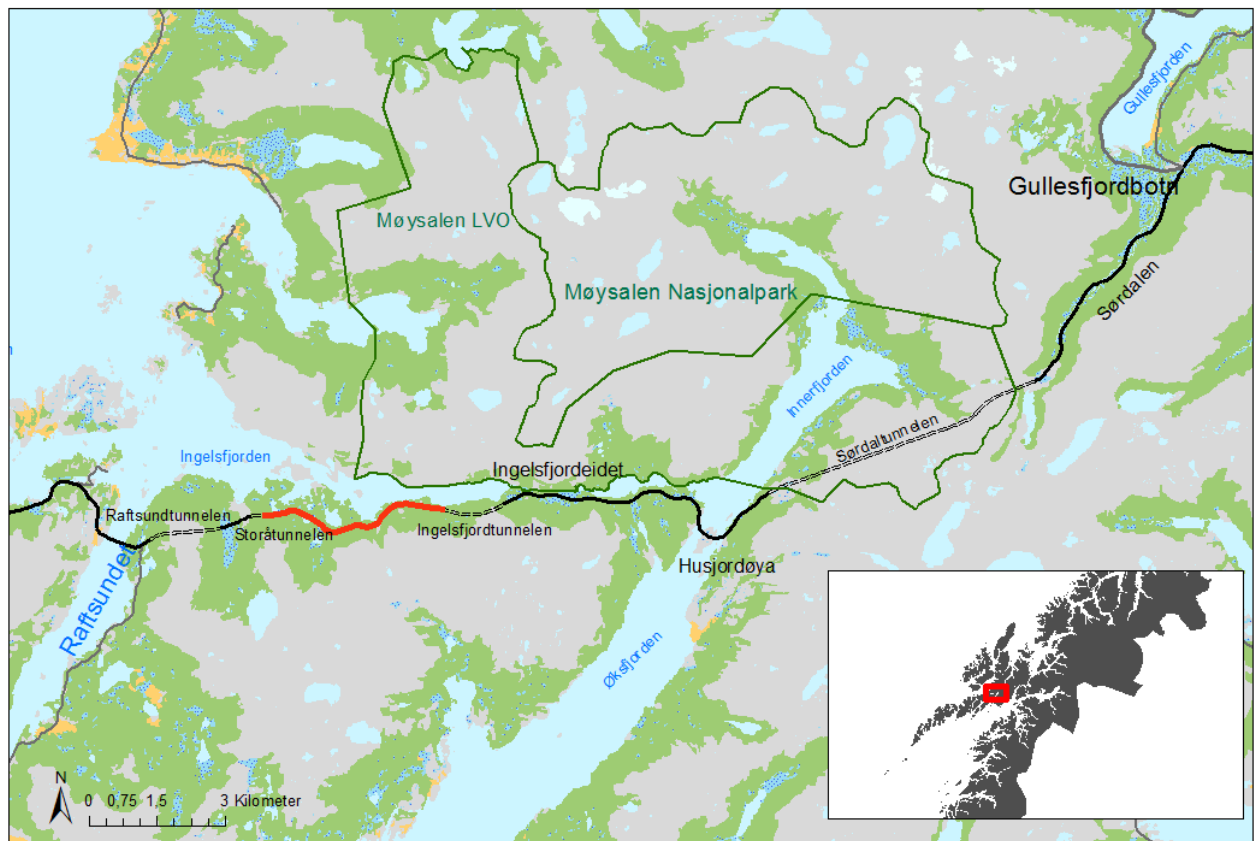
Håndtering av masser er ofte en utfordring ved store byggeprosjekter. Ved naturlig revegetering med stedlig toppjord oppstår det ofte toppmangemangel (Hagen & Skrindo 2010a). Vi kan derfor anta at problemstillingen vil dukke opp også i fremtidige prosjekter. Denne masteroppgaven tar for seg vegetasjonsetableringen i arealer som opprinnelig var skog, men som er blitt restaurert med myrmasser. Det generelle restaureringsmålet i prosjektet var å oppnå tilsvarende vegetasjon og samfunnsegenskaper som i tilstøtende områder. Jeg forutsetter at målet også for mitt studieområde var lik vegetasjon som i den tilstøtende urørte skogen, til tross for at det er lagt på myrmasser. Studiet bygger på data fra mine vegetasjonsanalyser i felt og statistisk bearbeiding av disse. Jeg vil diskutere følgende problemstillinger:

- Er målene med restaureringen oppnådd?
 - Er det etablert et økosystem som har lik artssammensetning, artsrikdom og struktur som i referanseområdet?
 - Er det tilstedeværelse av fremmede arter?
 - Hvilke miljøfaktorer beskriver eventuelle ulikheter mellom restaurerte og urørte områder?
- Hvordan kan resultatene fra dette studiet brukes i fremtidig restaurering?

2. Områdebeskrivelse og metode

2.1 Områdebeskrivelse

Vegprosjektet Lofast 2 gikk fra Raftsundet i Nordland fylke og endte i Gullesfjordbotn i Troms fylke (Figur 2). Feltarbeidet til denne oppgaven ble utført i området mellom Storåtunnelen og Ingelsfjordtunnelen på Hinnøya i Hadsel kommune (68,5° nord, 15,3° øst). Dette er et 5 kilometer langt strekke som ligger på sørsiden av Ingelsfjorden, 20-100 meter over havet.



Figur 2: Kart over studieområdet, som ligger i Lofoten/Vesterålen i Nordland og Troms fylker. Feltarbeid er utført langs E10, på veistrekke mellom Storåtunnelen og Ingelsfjordtunnelen, markert med rødt i kartet. Møysalen nasjonalpark og landskapsvernområde (LVO) er markert med grønt omriss.

Landskapet er kystalpint og karakteriseres av kontrastene mellom bratte alpine fjell, flotte fjorder og frodige daler (Figur 2; Direktoratet for naturforvaltning 2015; Kongsbakk, E. & Skrinko, A. B. 2009). Flere av fjelltoppene på Hinnøya rager mer enn 1000 meter over havet, med Møysalen som høyeste fjell på 1262 meter over havet. Vegen går helt i grensen til Møysalen nasjonalpark og Møysalen landskapsvernområde (Figur 2), det siste området i Lofoten og Vesterålen som er lite berørt av mennesker (Direktoratet for naturforvaltning 2015).



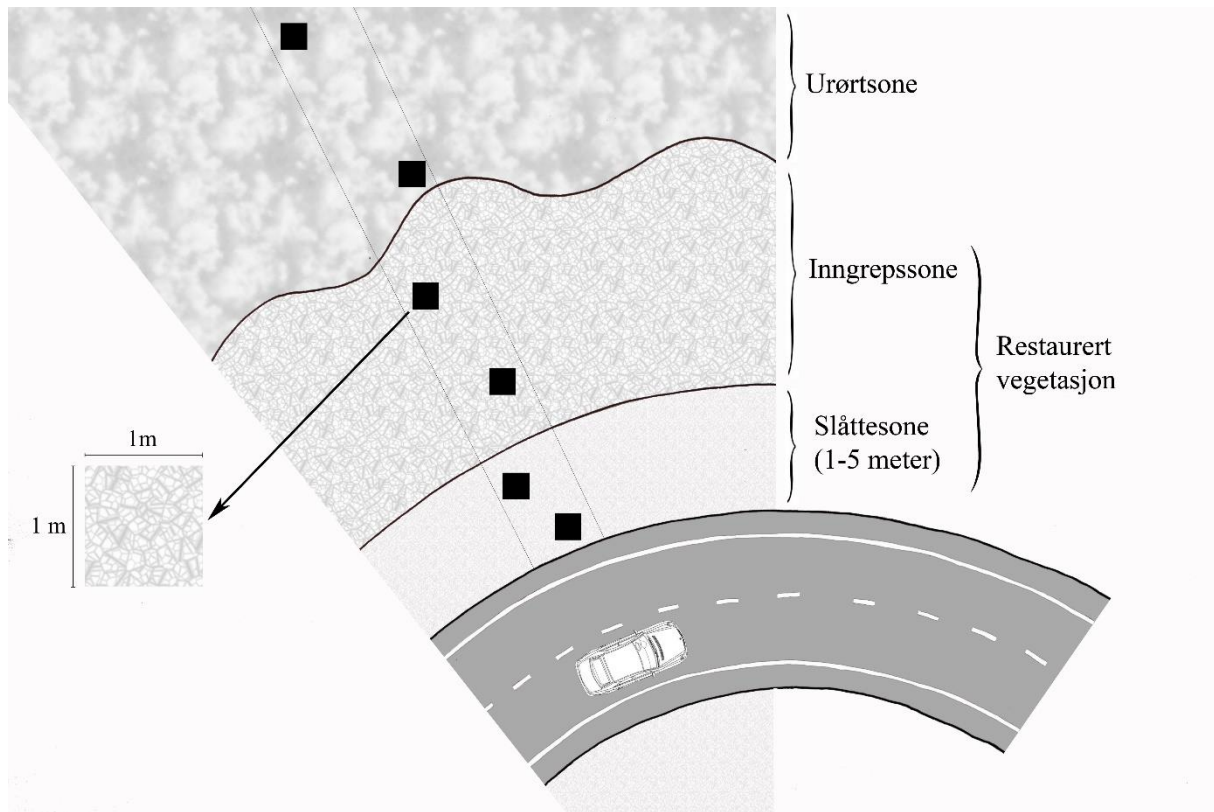
Figur 3: Veggen i landskapet. Foto: Pernille Aker

Berggrunnen i studieområdet består av mangeritt, en granittisk bergart som regnes som næringsfattig (Marker et al. 2004; Miljølære.no 2015; Norges geologiske undersøkelse 2015). Studieområdet ligger i nordboreal vegetasjonssone (Moen et al. 1998) og vegetasjonen er preget av et kjølig og fuktig kystklima (Direktoratet for naturforvaltning 2015). Normal årsnedbør lå på 2015 millimeter i perioden 1961-1990, målt ved Raftsund-Ulvøy målestasjon, 15 km fra studieområdet. Middelsestemperaturen var 4,3 grader i samme periode, med høyeste middelsestemperatur på 12 grader i juli og august (Stokmarknes målestasjon) (Meteorologisk institutt 2015; Moen et al. 1998).

Vegetasjonen i studieområdet er dominert av bjørkeskog og spredte myrer. Myrene er fattige til intermediære, og dominert av torvmose (*Sphagnum* spp.), med innslag av graminoider, lyng og urter (Johansen 2015). Skogene, som er dominert av småbregner, varierer innenfor vegetasjonstypene blåbær- til høgstaudevegetasjon (pers. obs.). Skoggrensa ligger på 3-400 meter over havet (Direktoratet for naturforvaltning 2015; Kongsbakk, E. & Skrindo, A. B. 2009).

2.2 Datainnsamling

Feltarbeidet ble gjennomført i samarbeid med masterstudent Marte Dalen Johansen i juli 2014. For å kunne sammenligne restaurert og urørt vegetasjon ble det lagt 12 transekter som gikk vinkelrett ut fra veien og som strakk seg fra vegkanten til et stykke inn i skogen (Figur 4).



Figur 4: Skjematisk fremstilling av et transekt. Transektene ble plassert 90 grader på veien. De ble delt inn i tre soner; urørtssone, inngrepssone og slåttesone. Slåttesonen lå en til fem meter fra veien. Inngrepssonen dekket resten av det restaurerte inngrepet. Urørtssonen besto av urørt vegetasjon utenfor inngrepsområdet. Innenfor hver sone ble det plassert to ruter på 1m x 1m. For illustrasjonsfoto av et transekt se vedlegg 2.

Transektene ble lagt i områder som opprinnelig var skog, men som var restaurert med toppmasser fra myr. Ved plassering av transektene valgte vi områder uten forstyrrende elementer, slik som elver, rasvoller og bratte skråninger. Vi unngikk også steder med tynt jorddekke og steder der det tydelig hadde vært rigg eller lagringsplass. Transektene ble delt inn i tre soner. Det restaurerte området ble delt inn i slåttesone (1-5 meter fra veien) og inngrepssone (resten av den restaurerte vegetasjonen). Som referanseområde ble urørtssonen plassert i den urørte skogen utenfor anleggsområdet. Den restaurerte vegetasjonen ble delt inn i soner på grunn av at de første 5 meterne fra veien blir slått i løpet av sommeren, en behandling som kan påvirke artssammensetningen. Den første meteren fra veien ble ikke tatt med på grunn av store mengder grus. Vegetasjon ble undersøkt i to ruter på 1x1 meter, tilfeldig plassert, innenfor hver sone. I de 12 transektene ble det til sammen analysert 72 ruter. I ruteanalysene

registrerte vi prosentvis dekning av vaskulære planter, strø, mose, lav, bar jord, stein og grus. Alle arter av vaskulære planter ble registrert med prosentvis dekning. Total dekning kunne gå over 100 prosent i rutene dersom vegetasjonen overlappet. Til artsbestemmelsen av vaskulære planter ble Norsk flora (Lid & Lid 2007) brukt som nomenklatur. Der det ikke var mulig å bestemme art ble det bestemt slekt. Oppslagsverket Mossor (Hallingbäck & Holmåsen 1981) og Norsk lavflora (Holien & Tønsberg 2008) ble brukt til bestemmelse av moser og lav. Moser ble bestemt til slekt, med unntak av noen som ble bestemt til art. Laver ble delt inn i gruppene bladlaver, reinlaver og begerlaver. Grus ble definert til 2-16 millimeter i diameter etter Udden-Wentworth skala (1922).

Vegetasjonshøyde (cm) ble beregnet ved å måle det høyeste individet i hvert hjørne av ruten og ta gjennomsnitt av disse. Dette for å ha et mål på produktivitet. Ut ifra observasjoner i felt hadde vi en hypotese om at bjørnemose (*Polytrichum* spp.) var et viktig taxa i den restaurerte vegetasjonen, derfor målte vi også gjennomsnittsdybde på bjørnemose. Gjennomsnittlig dybde (cm) på bjørnemoser i rutene ble beregnet ut ifra 4 målinger.

Det ble registrert høyde av bjørk (*Betula pubescens*) i centimeter som et gjennomsnitt av fire målinger per rute (fra bakken til starten av øverste skudd/blad), og antall stammer av bjørk ble telt i hver rute. Store trær ble unngått i rutene, og derfor ikke målt. Et tre ville dekket så stor del av ruten at den ikke ville representere artssammensetningen i sonen, og dermed svekke datagrunnlaget. Siden trær ble unngått kan det, feilaktig, virke som om det ikke finnes trær i urørtsonen.

Bredden på det restaurerte området ble målt i antall meter fra vegen. Alle rutene og transektene ble fotografert og beliggenhet ble registrert med GPS. Vi målte avstand til veg (meter) for alle ruter. Helningsgrad og eksposisjon ble målt med kompass for hver av rutene. Mikrotopografi ble visuelt bedømt og kategorisert i 3 kategorier med tanke på mikrohabitater. Kategori 1 ble definert som flatt, kategori 2; halve ruten var kupert og kategori 3; veldig kupert/ingen flate områder.

Vi tok jordprøver i hver rute, 30 cm under jordoverflaten. Disse ble så frosset og fraktet til laboratoriet for analyser.

2.3 Databearbeiding og statistiske analyser

Databehandling ble gjort i Excel (2008). Avstand til urørt vegetasjon ble beregnet for hver rute (lengden på restaurert vegetasjon i transektet – rutens avstand fra veg). Eksposisjon ble forenklet fra grader til enten sørvendt (90-270 grader) eller nordvendt (270-90 grader).

Jordprøvene ble analysert på laboratoriet for vanninnhold (%) og pH. De frosne prøvene ble først tint i kjøleskap (4°C) over natten. Tinte prøver ble veid, tørket i tørkeskap på 105°C over natt, og deretter veid på nytt. Differansen mellom våt- og tørrvekt gav vanninnholdet i prøvene. Vekten Sartorius ED Analytical Balance ED224S med SartoConnect software ble brukt til å veie alle prøvene. Fra de tørre jordprøvene ble det tatt 10 gram jord til pH-måling. Jorden ble blandet med 25 milliliter destillert vann i reagensrør med lokk, ristet godt og oppbevart over natten. Før måling ble glassene igjen ristet godt. pH ble målt med WTW Series inoLab pH/Cond 720 pH meter.

Programvaren R (versjon 3.2.1) ble brukt til alle statistiske analyser og modeller ved hjelp av programmet R-studio versjon 0.98.1091.

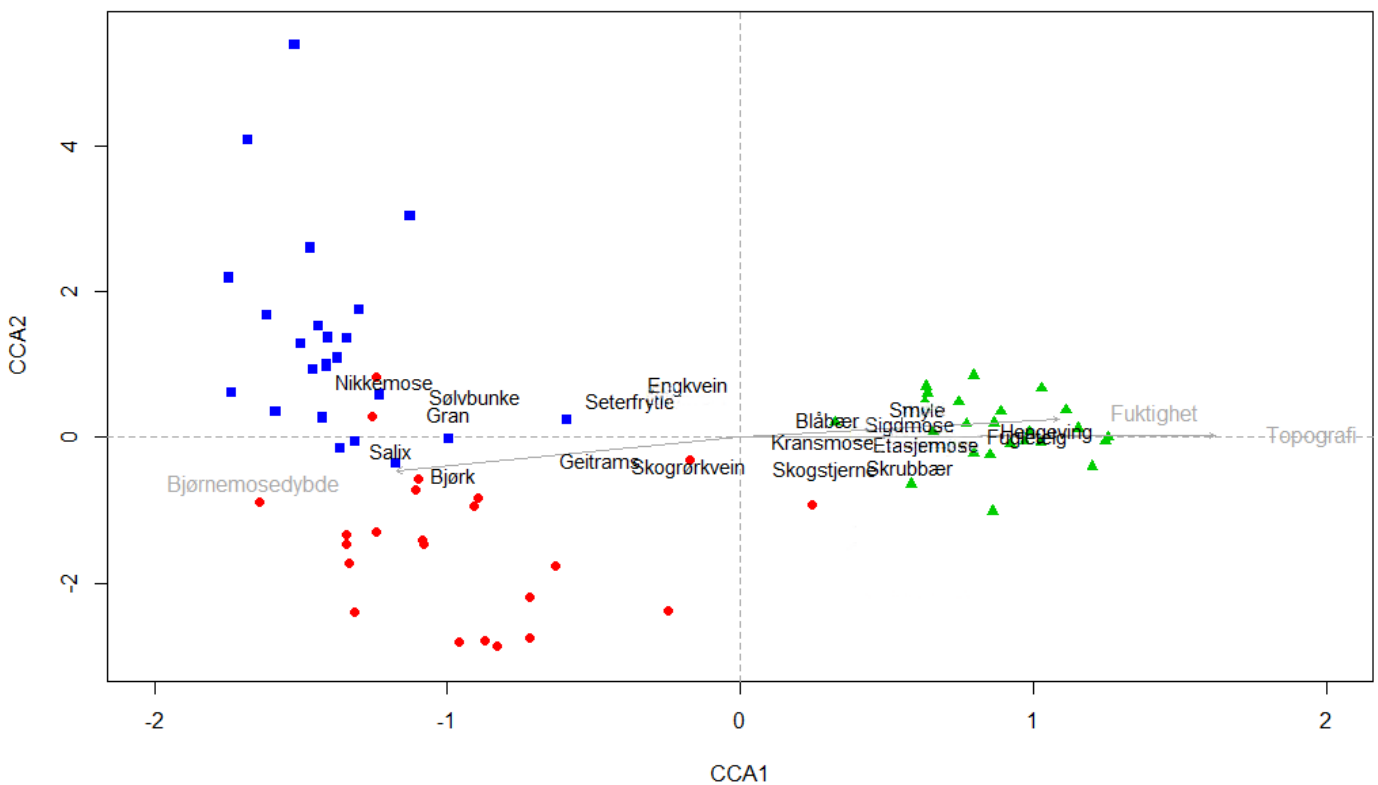
Egenskapene til sonene (slått-, inngrep- og urørtsoner) ble beskrevet i boksplokk med forklaringsvariablene bar jord, grus, vaskulære planter, mose, vegetasjonshøyde, antall arter, pH, og frekvensen av de vanligste skogsartene.

Forskjeller i artskomposisjon mellom rutene ble testet med en flervariabel ordinasjonsanalyse. Etter at en «detrended correspondence analysis» (DCA) viste stor variasjon i artsdataene (akselengde >4) valgte jeg en «canonical correspondence analysis» (CCA) (Leps og Smilauer (2003)). Variansanalyse (ANOVA) ble brukt for å teste effekt av sone på artssammensetningen. For å fjerne variasjonen som kommer av at rutene ligger i forskjellige transekter ble transekt lagt inn som betingelse i analysen. Ved hjelp av R-funksjonen env.fit i pakken vegan (Oksanen et al. 2015) ble miljøvariablene jordfuktighet, pH, mikrotopografi, bjørnemosedybde, helningsgrad, avstand til urørt vegetasjon, sørvendt eksposisjon og nordvendt eksposisjon skalert til like relative enheter og brukt som forklaringsvariabler i ordinasjonen. Nordvendt eksposisjon ble tatt ut av modellen fordi den korrelerte med sørvendt eksposisjon. Baklengs seleksjon viste hvilke miljøvariabler som var signifikante forklaringsvariabler. pH, helningsgrad, avstand til urørt vegetasjon og sørvendt eksposisjon var ikke signifikante. Arter som var tilstede i minst 18 av 72 ruter ble lagt til i figuren for å gi et bilde av artskomposisjonen.

For å teste om tilstedeværelsen (frekvensen) av vanlige skogsarter i restaurert vegetasjon hadde sammenheng med avstanden til urørt vegetasjon ble det gjort en enkel lineær regresjon. Vanlige skogsarter ble definert som arter eller taxa som var tilstede i minst 10 av 24 ruter i urørtsonen (Vedlegg 1). Frekvensen av vanlige skogsarter ble først arcsin transformert for å oppnå normalfordeling.

3. Resultater

CCA-ordinasjonen viser at rutene hadde forskjellig artssammensetning (Figur 5). Ruter fra samme sone legger seg sammen i klynger og viser at artssammensetningen er relativt lik innenfor hver sone. Det var større variasjon i artssammensetningen i de to restaurert sonene sammenlignet med urørtsonen. Sone forklarer 9 prosent av variasjonen i artssammensetningen ($p=0,001$, $f=3,685$). Miljøvariablene mikrotopografi, fuktighet og dybde av bjørnemose forklarte ulikheter i artssammensetning ($P=0,002$, $0,014$, $0,042$). Alle miljøvariablene lå som gradienter som enten gikk fra restaurert til urørt eller motsatt. Gradienten fuktighet gikk fra tørt i rutene fra inngrepssonen til fuktig i rutene fra urørtsonen ($r^2=0,0943$ $p=0,030$). Jorden i urørtsonen hadde et gjennomsnittlig vanninnhold på 34,3 prosent ($n=24$) mens de restaurerte sonene hadde gjennomsnitt på 22,3 prosent ($n=48$).

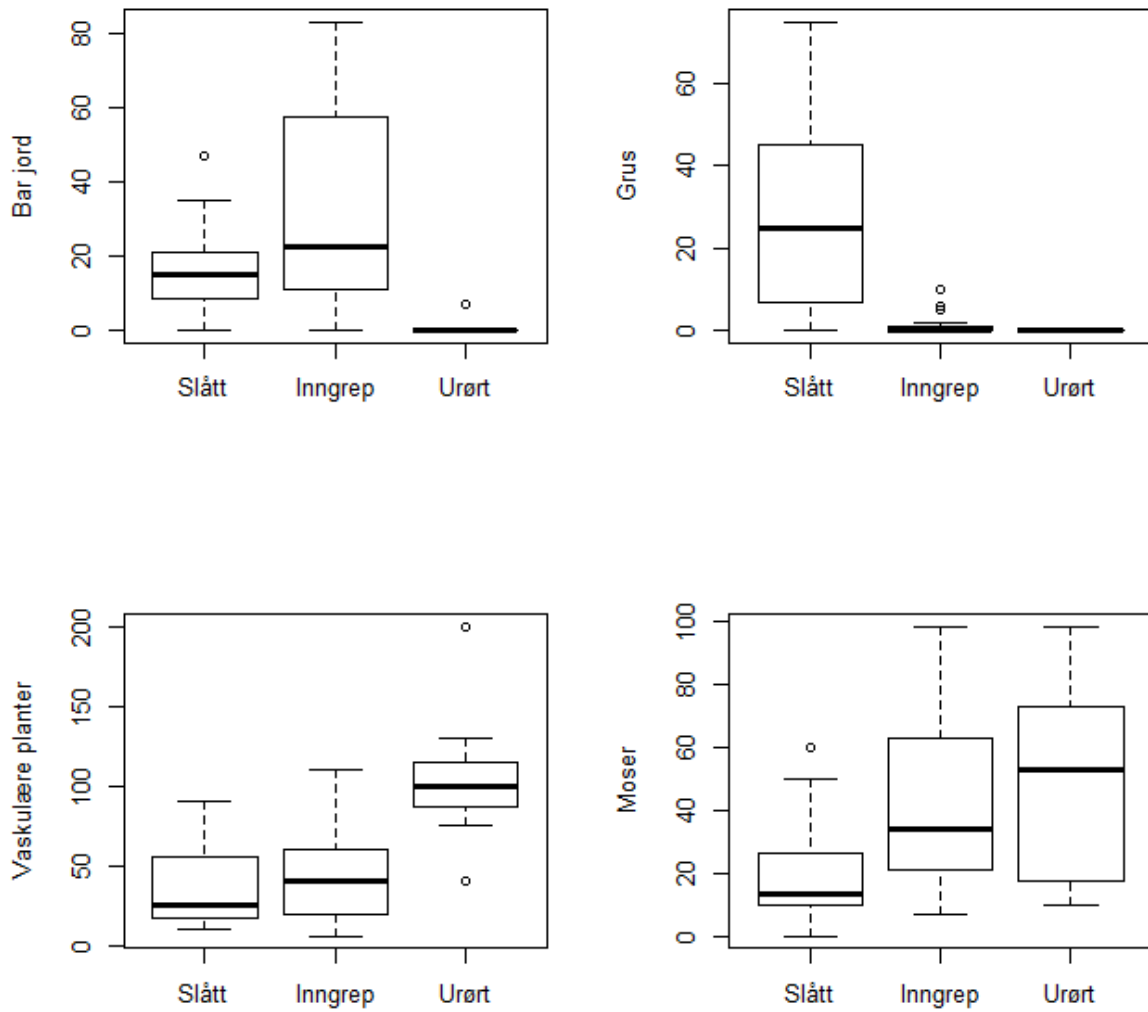


Figur 5: Ordinasjonsplot (CCA) med 72 undersøkte ruter, forklaringsvariabler (jordfuktighet, mikrotopografi og bjørnemosedybde) skalert til relative enheter, og arter tilstede i minst 18 av 72 ruter. Ruter fra slåttesonen er blå firkanter, ruter fra inngrepssonen er røde sirkler og ruter fra urørt-sonen er grønne trekant. Forklaringsvariablene vises i grått, grå piler viser gradientenes retning.

Bjørnemosedybde viser en motsatt tendens, den blir dypere i rutene fra den restaurerte vegetasjonen (CCA2) ($r^2 = 0,1196$, $p = 0,013$). I inngrepssonen hadde 8 av 24 ruter topografi 2 (noe kupert) mens de resterende rutene hadde topografi 1. Alle rutene i slåttesonen hadde topografi i kategori 1 (flatt). Mikrotopografi var høyere i urørtsonen enn i de to restaurerte sonene ($r^2 = 0,1978$, $p = 0,002$), og var forbundet med artskomposisjonen i den urørte skogen. Skogstjerne (*Lysimachia europaea*), kransmoser (*Rhytidiadelphus* spp.), blåbær (*Vaccinium myrtillus*), smyle (*Avenella flexuosa*), hengeving (*Phegopteris connectilis*), etasjemose (*Hylocomium splendens*), skrubbbær (*Cornus suecica*), sigdmose (*Dicranum* spp.) og fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*) var assosiert med urørtsonen. Ingen av forklaringsvariablene viser hva som skiller slåttsonen fra inngrepssonen, men tuer av bjørnemoser var noe dypere i inngrepssonen. Nikkemoser (*Pohlia* spp.), sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*) og gran (*Picea* spp.) var forbundet med slåttesonen. Salix (*Salix* spp.) og bjørk var forbundet med begge de restaurerte sonene. Engkvein (*Agrostis capillaris*), seterfrytle (*Luzula multiflora*), geitrams (*Chamerion angustifolium*) og skogørkvein (*Calamagrostis phragmitoides*) var forbundet med restaurerte ruter som hadde høyere jordfuktighet og høyere mikrotopografi enn gjennomsnittet. Moser var tilstede i alle soner, men hadde størst dekke i urørtsonen. Urørtsonen hadde også flere typer mose, men etasjemose og kransmose hadde høyest summert dekningsgrad. I slåttesonen og inngrepssonen besto mosedekke hovedsakelig av bjørnemoser, som var tilstede i 46 av 48 ruter (vedlegg 2). Nikkemoser var også tilstede i de fleste rutene, men siden det er små arter utgjorde de lite av total mosedekke. Det ble ikke registrert fremmede arter, med unntak av gran.

Boksplokk i figur 6, 8 og 9 beskriver egenskapene til sonene. Det var tydelige forskjeller mellom alle tre soner på mengde bar jord og grus (Figur 6 og 7). Bar jord fantes praktisk talt ikke i urørtsonen, men i inngrepssonen lå medianen på 22 prosent dekning og avstanden mellom residualene vitner om stor variasjon mellom ruter. Enkelte ruter var oppe i over 80 prosent bar jord. Slåttesonen hadde mindre bar jord, men sett i sammenheng med høy dekning av grus (Figur 6) var store deler av ruten bar. Dekket av vaskulære planter (Figur 6) var lavt i begge de restaurerte sonene, noe som stemmer med det høye dekket av bar jord og stein. Både slåttesone og inngrepssone hadde medianer som lå godt under 50 prosent dekke av vaskulære planter,

mens urørtsonen hadde rett over 100 prosent dekke. Andel moser (Figur 6) gikk fra lite i slåttesonen, noe mer i inngrepssonen og til over 50 prosent i urørtsonen.



Figur 6: Dekning (%) av bar jord, grus, vaskulære planter og moser for slåttesone, inngrepssone og urørtssone.

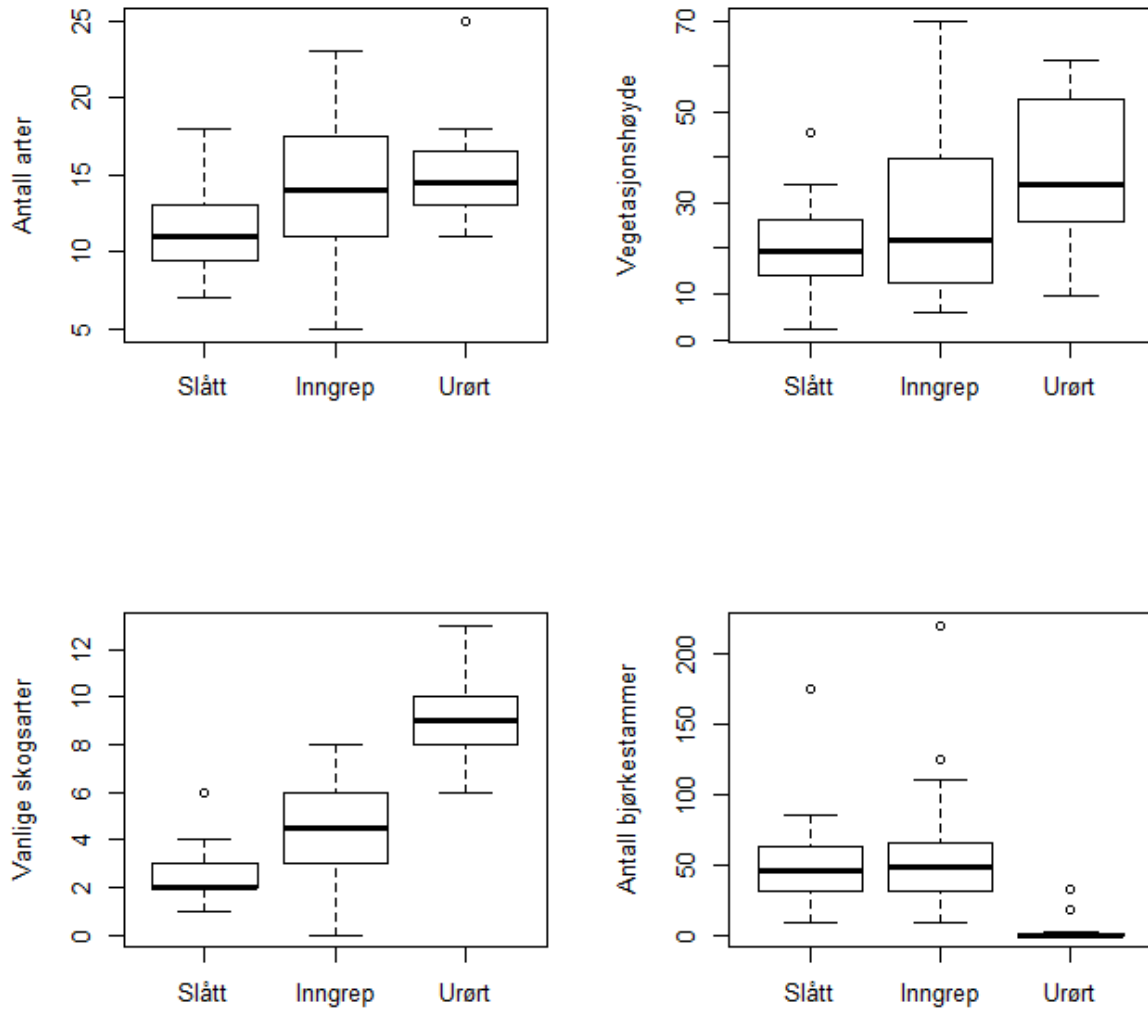


Figur 7: Bilde av et transekt (til høyre), og ruterkartlegging i urørtsone (øverst til venstre), inngrepssone (midten til venstre) og slåttesone (nederst til venstre). Foto: Pernille Aker

Det var små forskjeller på antall arter i de tre sonene (Figur 8). I slåttesonen lå medianen på 11 arter og urørtsonen hadde 14 arter. Det ble registrert totalt 84 arter eller taxa i ruteanalysene. 27 av artene ble observert i alle sonene, mens bare fem av artene i urørtsonen ikke var tilstede i de restaurerte sonene (vedlegg 2). Disse fire artene var gauksyre (*Oxalis acetosella*), stormarimjelle (*Melampyrum pratense*), rødsvingel (*Festuca rubra*) og gulaks (*Anthoxanthum odoratum*).

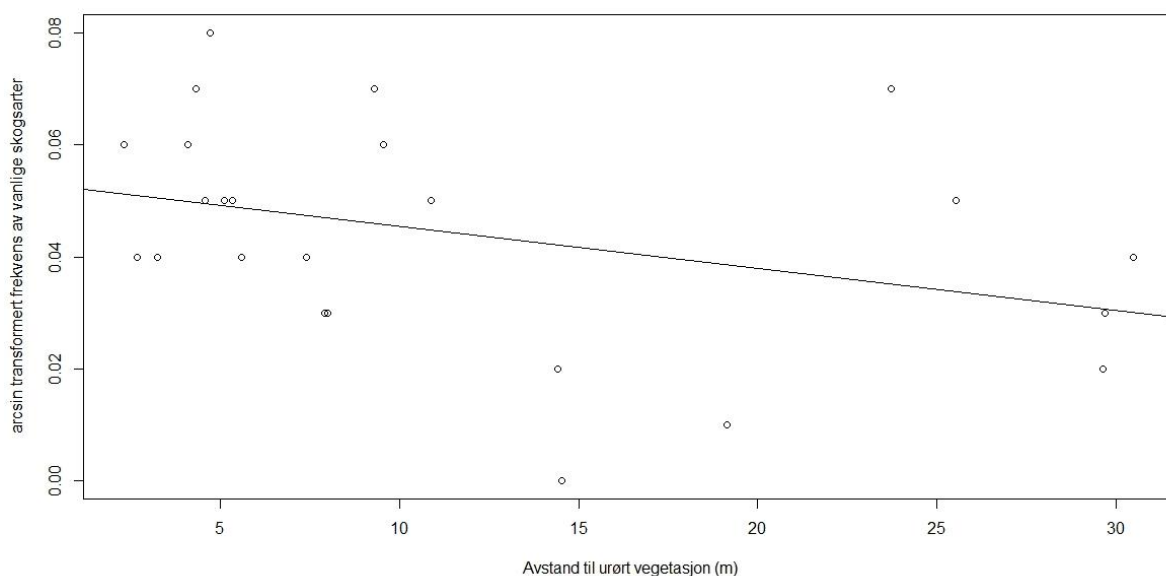
Slåttesonen hadde noe lavere vegetasjon enn inngrepssonen (Figur 8). Vegetasjonshøyde for urørtsonen lå på 36,5 centimeter, inngrepssonen hadde et noe lavere gjennomsnitt på 27,1 centimeter og slåttesonen 19,7 centimeter. Omtrent like mange bjørkestammer i de to

restaurerte sonene (omtrent 50), men få i urørtsonen. Høyde på bjørk var gjennomsnittlig 12 cm i de restaurerte sonene.



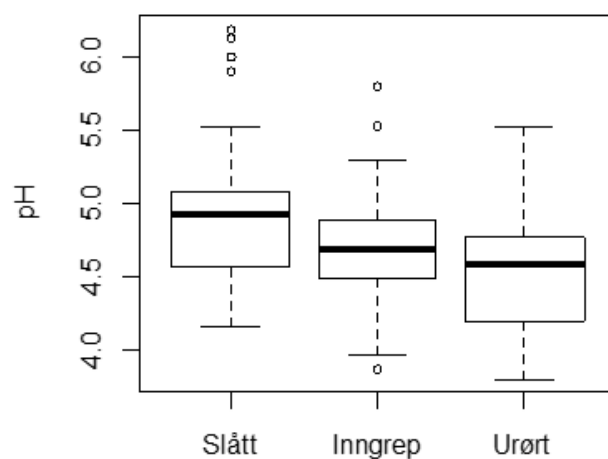
Figur 8: Antall arter, vegetasjonshøyde (cm), frekvensen av vanlige skogsarter og antall bjørkestammer. Vanlige skogsarter er definert som arter eller taxa som var tilstede i mer enn 10 av 24 ruter i urørtsone.

Frekvensen av vanlige skogsarter (Vedlegg 1) var høyest i urørtsonen, lavere i inngrepssonen og lavest i slåttesonen. Det var en tendens ($p=0,09$) til at antall vanlige skogsarter avtok med avstanden til urørt vegetasjonen (Figur 9).



Figur 9: Sammenheng mellom frekvensen av vanlige skogsarter og avstanden til urørt vegetasjon (m) for inngrepssonen. Frekvensen av vanlige skogsarter har blitt arcsin transformert. $P=0,09$.

Om det ikke er nødvendig å øke hastigheten på revegeteringen er mitt beste råd å ta tiden til hjelp, og la naturen ordne opp. Om det ikke er nødvendig å øke hastigheten på revegeteringen er mitt beste råd å ta tiden til hjelp, og la naturen ordne opp. Jordens pH ser ut til å synke med sonenes plassering utover i transektet (Figur 10). Slåttesonen hadde en median ved pH 4,6 mens urørtsonen hadde lavest pH med en median på 4,95.



Figur 10: pH målt i jordprøver fra slåttesone, inngrepssone og urørtsonen.

4. Diskusjon

4.1 Er målene med restaureringen oppnådd?

Etter 7 år med naturlig revegetering var ikke artssammensetningen i de restaurerte områdene blitt lik som i referanseområdet. Mye bar jord og dårlig vegetasjonsetablering karakteriserte de restaurerte områdene, men nesten alle arter fra referanseområdet var tilstede. Det ble heller ikke registrert fremmede arter, med unntak av gran som allerede var i området før veien ble bygget.

Det er uvanlig å legge torv som toppmasser i skog, og derfor er det gjort få studier med denne metoden. Det er også vanskelig å finne studier med sammenlignbare resultater på grunn av ulikt tidsspenn, lokalitet og klima. Mackenzie og Naeth (2010) sammenlignet naturlig revegetering i oljesand-uttak, restaurert med enten torv eller humus og strø fra skog. De undersøkte tilstedeværelse og artskomposisjon i massenes frøbanker, før de ble lagt i inngrepsområdet, og etter etablering. De fant høyere artsmangfold, og ulik artskomposisjon i områder restaurert med skogsmasser. Dette studiet er ikke sammenlignbart på artskomposisjon, på grunn av ulik type skog og i ulikt klima. Undersøkelsene ble også gjort så kort tid etter restaurering (18 måneder) at direkte sammenligning med mitt langtidsstudie er lite aktuelt. Studiet er likevel relevant da det sammenligner torv og skogsjord som toppmasser i restaurering, og egenskaper som påvirker vegetasjonsetablering.

Mange av faktorene som kreves for vellykket myr-restaurering kan være sammenlignbare med skogsrestaurering langs Lofast 2 fordi skogen ble restaurert med torv. Et studie av myr-restaurering, utført i samme område og etter samme metode som dette studiet, fant at ulikheter i jordfuktighet, mikrotopografi, dybde på bjørnemosetuer, pH og helningsgrad forklarte ulikhetene i artskomposisjon mellom urørt vegetasjon og de restaurerte områdene (Johansen 2015). Studier av suksisjon i skog etter forstyrrelser kan også være viktig sammenligningsgrunnlag ved restaurering (Hobbs et al. 2007), da mange av de samme økologiske prosessene finner sted.

4.1.1 Forklaringsvariabler

Jordfuktighet, dybde på tuer med bjørnemoser og mikrotopografi, er de miljøvariablene som forklarte forskjellene i artskomposisjon og struktur. Jeg vil først ta for meg disse, før jeg vurderer andre mulige forklaringer.

4.1.1.1 Fuktighet

Målt vanninnhold i jordprøver viste nesten dobbelt så høy jordfuktighet i urørtsonen sammenlignet med de restaurerte sonene. Tørke er trolig en viktig grunn til at det er etablert lite vegetasjon på de pålagte massene.

Under feltarbeidet ble det observert at toppmassene som ble brukt i restaureringen hadde tørket, og lå som et adskilt, kompakt lag på toppen av undergrunnsmassene (pers. obs.; vedlegg 1). Lagdeling, som følge av pålegging av toppmasser, kan være en grunn til at massene tørket. Ved lagdeling brytes de kapillære kreftene slik at vann i underliggende masser ikke blir trukket opp i toppmassene.

En annen teori er at tørke har oppstått som resultat av strukturendringer ved håndteringen av toppmassene. Strukturendringer kan påvirke vannlagringskapasiteten til tilbakelagt torv (Cagampan & Waddington 2008), slik at lagring i høye ranker kan føre til at masser blir komprimerte. Prinsippet ved Lofast 2 var at massene ikke skulle lagres i ranker høyere enn 2-3 meter, men det er usikkert om massene i overskuddsdeponiet ble lagret i høyere ranker.

Kombinasjonen mellom massenes dårlige vannlagringsevne, og manglende tilgang på vann nedenfra, kan ha begrenset spiring og etablering av frø og planter. Jordfuktighet er en viktig faktor som påvirker artssammensetning, da ulike arter har ulike krav til fuktighet.

I de restaurerte sonene ble det observert mye graminoider, arter som har god evne til opptak av vann og næring (Hagen & Skrindo 2010a), og som derfor klarer seg godt i tørre habitater. Sølvbunke og engkvein var tilstede i mange undersøkte ruter i disse sonene. Ulike arter og taxa av moser ble observert i restaurert og urørt vegetasjon, trolig på grunn av ulike tilpasninger til fuktighet. Torvmoser har høye krav til fuktighet (Silvola 1991) og liten etablering har trolig sammenheng med tørke. For lav jordfuktighet kan også ha begrenset utbredelsen av skogsmosene sigdmoser og furumose, som har middels behov for vanntilgang. Nikkemoser og bjørnemoser hadde høy tilstedeværelse og god dekning i restaurert vegetasjon, noe som tyder på at de takler tørre forhold godt. Dette samsvarer med studiene til Silvola (1991) og (Bayfield 1973). Vanlig bjørnemose (*Polytrichum commune*) er spesielt tilpasset tørke, da de kan endre bladarrangement og har blader dekt med hår (Bayfield 1973).

Gauksyre (*Oxalis acetosella*) finnes i mange vegetasjonstyper (Fremstad 1997; Packham 1978), og er blant annet en mengde-art i småbregne-fjellskog-utforming av blåbærskog (Fremstad 1997). Til tross for at gauksyre sprer seg godt med frø (Packham 1978) var den fraværende i

restaurert vegetasjon. Fraværet kan skyldes at gauksyre ikke vokser på tørr jord (Packham 1978), men den er også avhengig av skygge for etablering og vekst (Kuusipalo 1987; Packham & Willis 1977; Packham 1978).

Tranebær (*Oxycoccus microcarpus*), molte (*Rubus chamaemorus*) og bjønnskjegg (*Trichophorum caespitosum*) var vanlige arter i myr, men var fraværende i restaurert skog. Disse artene var heller ikke tilstede i restaurert myr (Johansen 2015) Dette indikerer at den tørre jordoverflaten i restaurerte områder hindrer disse artene i å etablere seg.

At det ikke er etablert arter som forbindes med torv, til tross for at toppmassene er hentet i myr, åpner spørsmålet om hvor de etablerte artene kommer fra. Tilstedeværelsen av vanlige skogsarter viste en tendens til å øke med nærheten til urørt skog, noe som kan bety at en del av artene spres inn fra skogen. Mine studier har ikke gått nærmere inn på artenes opprinnelse, det er allikevel et relevant spørsmål for å vurdere effekten av å legge på feil jordtype. Dette er særlig interessant da flytting av stedlige toppmasser er ment for å bedre revegetering ved hjelp av propaguler. Et studie på hvordan ulike arter spres seg ville gitt en pekepinn på om naturlig revegetering er en god nok metode dersom torv blir lagt i et annet miljø. Litteraturstudier viser at frøbanker kan inneholde frø som har vært lagret i lang tid, og som spirer når gunstige forhold oppstår (Fisher et al. 2009). Frøene kan komme fra tidlig suksesjonsarter som ikke lenger er etablert i habitatet, eller ha blitt spredd inn fra omgivelsene med for eksempel dyr eller vind (Sousa 1984). Det er derfor ikke usannsynlig at noen av de etablerte artene stammer fra frøbanken i toppmassene, til tross for at de ikke er typiske myrarter.

4.1.1.2 Bjørnemosedybde

Bjørnemoser er tidlige suksesjonsarter (Parker et al. 1997), men også klimaksarter i noen skogtyper. Dybden på tuer med bjørnemoser forklarte noe av variasjonen i artskomposisjon mellom sonene. Dypere tuer i de restaurerte sonene kan ha sammenheng med at disse artene er tørketålende og dermed konkurrerer ut andre moser i tørre forhold (Bayfield 1973; Silvola 1991). Bjørnemoser er også vist å fasilitere etablering og vekst hos andre arter i tidlig suksesjonsfase (Groeneveld et al. 2007). Ved å tilby en beskyttende atmosfære blir det skapt mikrohabitater som er mer egnet for spiring og vekst enn i det omkringliggende miljøet (Callaway 1995; Callaway & Walker 1997; Groeneveld et al. 2007; Ran et al. 2008). Gradienten bjørnemosedybde i CCA-ordinasjonen gikk fra liten i urørt vegetasjon til større i restaurerte soner, noe som indikerer at bjørnemoser er en konkurrent til andre skogsarter. Effekt av

bjørnemosedybde og indikasjon på konkurranse ble også funnet i restaurert myr (Johansen 2015).

4.1.1.3 Mikrotopografi

I urørtsonen var det høyere mikrotopografi og dermed flere tilgjengelige mikrohabitater. Johansen (2015) fant motsatte resultater i sitt studie av myr langs Lofast 2, der ulik artskomposisjon i restaurerte ruter ble forklart med at de var mer kupert enn det flate referanseområdet. Dette kan tyde på at det er viktig i restaurering å etterligne den naturlige mikrotopografien i referanseområdene. Kupert overflate er med på å gi variasjon i levested, slik at arter kan finne områder tilpasset sine miljøkrav (Hagen & Skrindo 2010a; Johnson & Fryer 1992; Mackenzie & Naeth 2010).

4.1.2 Slåttesonen - forskjeller som forventet?

Det kan være feil å forvente at vegetasjonen i det restaurerte området skal bli helt lik den urørte. Spesielt i vegkanten (slåttesonen) er det gjort store endringer i grunnforholdene, slik at for eksempel drenering og mikrotopografi blir annerledes enn før. Hypotesen om at slått, drenering og mikrotopografi vil føre til ulik revegetering i slåttesonen, førte til en soneinndeling i feltarbeidet til mitt studie.

Slåttesonen hadde lavere jordfuktighet og høyere pH. Det ble også observert tynnere jorddekke og mye grus. I restaureringsarbeidet ble toppmassene i slåttesonen lagt tilbake med en jevn overflate, og det er derfor mindre tilgjengelige mikrohabitater enn i inngrepssonen.

Karim og Mallik (2008) har studert vegkantvegetasjon etter naturlig revegetering i Canada, og fant at det var signifikante forskjeller mellom vegskulder, vegkant, grøft og ytre helning. Forskjellene var en funksjon av vegkantenes mikrotopografi, substrattypen og miljøgradienter som var dannet i byggeprosessen til vegen. Artskomposisjonen var relatert til jordfuktighet, jorddybde, massetetthet og pH. I mitt studie var det ingen studerte miljøvariabler som beskrev forskjellen mellom inngrepssonen og slåttesonen. Men CCA-ordinasjon viste at det var signifikant effekt av sone.

Kantslått og drenering antas å være de største forskjellene mellom sonene. Vegkantene langs Lofast 2 blir slått en til to ganger om sommeren, en behandling som kan påvirke artskomposisjonen (Parr, T. W. & Way, J. M. 1988). Kantslått favoriserer gress og urter, og hindrer samtidig trær å etablere seg. Det dannes derfor engvegetasjon, der artene ofte er lyskrevende og som i et område uten slått ville vært konkurransesvake (Norderhaug & Isdal

1999; Parr, T.W. & Way, J.M. 1988). Slått kan også ha gjødslingseffekt ved at vegetasjonen som blir slått blir liggende igjen og gir næring til plantesamfunnet.

Sølvbunke har høy tilstedeværelse i slåttsonen, og er en typisk vegkantart (Lid & Lid 2007). Denne var også vanlig i vegkantene i myrstudiet til Johansen (2015). Engkvein (*Agrostis capilaris*) og seterfrytle (*Luzula multiflora*) er vanlig i eng og beitemark (Lid & Lid 2007), og høy tilstedeværelse i slåttesonen antas å være en effekt av kantslått.

4.1.3 Andre forklaringsvariabler

Det antas å være flere forklaringer på artskomposisjon enn de som er testet. En teori er at noen av forskjellene i artskomposisjon kom av at de restaurerte sonene var i et tidligere suksjonsstadium enn urørtsonen.

Hobbs et al. (2007) mener at grunnlaget for en vellykket revegetering er kunnskap om økologien ved naturlige forstyrrelser og suksesjon, fordi mange av prosessene ved restaurering er de samme som ved naturlig sekundær suksesjon. Sekundær suksesjon er endring i artssammensetning som følge av en forstyrrelse som lar jorden være relativt intakt (Hobbs et al. 2007). Det er flere funn i de restaurerte sonene som vitner om at økosystemet er i en tidlig suksjonsfase.

Graminoider er blant de første artene til å spre seg i åpne områder, da de drar nytte av lav konkurranse og rask spredning med vegetativ vekst (Allen et al. 1987; Hester et al. 1991; Lande & Stålberg 2000). Begge de restaurerte områdene kjennetegnes av mye graminoider, og mye ung bjørk. Pickett et al. (1987) mener at høy tetthet av ung bjørk kjennetegner tidlig suksjonsfase og konsolideringsfase. Etter hvert som de vokser opp vil de bli færre, større, og dermed skape mer skygge i habitatet. Den skyggekrevene gauksyre (Kuusipalo 1987; Packham & Willis 1977), som var fraværende i restaurerte områder, kan derfor tenkes å etablere seg etterhvert som suksesjonen skaper mer egnede miljøforhold.

Halpern (1989) fant at de fleste koloniserte arter var etablert to år etter forstyrrelser, og at tidlig suksesjon var karakterisert av gradvise endringer i tetthet av etablerte arter. Dette stemmer godt med mine funn der nesten alle arter i urørtsonen var etablert i de restaurerte områdene, men artene hadde ulik dekningsgrad. Flere arter som er typiske i tidlig suksjonsfase, er mindre fremtredende i urørtsonen. Eksempler på dette er geitrams (*Chamerion angustifolium*), bjørnemoser (*Polytrichum* spp.) og nikkemoser (*Pholia* spp.). Forstyrrelser i skog kan skape økt nitrogeninnhold i jorda, noe som utnyttes av pionerarter (Sousa 1984). Geitrams er en

nitrofil art, og god vekst hos denne er trolig en effekt av mer tilgjengelig nitrogen i jorda. Nye studier kreves for å finne ut om endringene fører til lik vegetasjon på sikt.

Dersom vi forstår hvordan økosystemer utvikler seg vil vi også forstå hvor mye tid og energi som skal til for økologisk restaurering (Andel & Aronson 2006). Studier på store forstyrrelser i skog viser at det tar lang tid før de studerte plantesamfunnene er tilbake til historisk nivå (Cameron & Meier 1992; McIntyre et al. 1995; Meier et al. 1995). Antall år varierte fra et tiår til flere hundre år. Å nå målet for en restaurering kan derfor ligge svært langt frem i tid (Hagen & Skringo 2010b). Tidlig suksesjonsarter, og saktere suksesjon i Nord-Norge på grunn av kort vekstsesong og lave temperaturer, betyr at revegeteringen langs Lofast 2 vil ta mye lengre tid enn de syv årene som nå hadde passert.

Walker et al. (2007) mener det mangler en link mellom suksesjon og restaurering: «Restaurering, i vid forstand, er manipulering av et ødelagt område til en ønsket tilstand. Det er derfor mer fokus på måloppnåelse og resultater, enn studier av suksesjon som forsøker å forstå innholdet i vegetasjonsendring».

Verheyen og Hermy (2001) fant at tilstedeværelse av mange arter, ved sekundær suksesjon i skog, begrenses av deres spredningsevne. Selv om hans studie var fra barskog i Belgia kan det være at dette også forklarer hvorfor noen arter ikke ble funnet i restaurert vegetasjon.

Stormarimjelle var blant de fire artene som kun ble registrert i urørtsonen. Arten har frø som ikke spres med vind, men faller ned på bakken rett ved plantene. Derfra spres frøene videre med maur (Winkler & Heinken 2007). Det er lite trolig at frø fra stormarimjelle fantes i myrmassene. Det er også vanlig at frø som er beregnet på spredning med dyr har kort levetid i frøbanker (Cheke et al. 1979). Winkler og Heinken (2007) bekrefter at frø fra marimjelle har kort levetid i frøbanker. Jeg finner det derfor usannsynlig at den kunne etablere seg i masser som hadde vært lagret i tre år, selv om den hadde vært tilstede i frøbanken. Stormarimjelle er i tillegg en hemiparasitt, noe som vil si at den både har fotosyntese og henter næring fra andre planter, vanligvis på røtter av vedplanter som bjørk, og eik (*Quercus* spp.). Siden bjørk i restaurerte områder var unge, hadde de små røtter og var trolig dårlig egnet som vert for stormarimjelle.

Konkurranse er en annen viktig faktor som regulerer sammensetningen av et plantesamfunn. Lyng etablerer seg generelt senere i et område enn graminoider (Pickett et al. 1987), og Alonso & Hartley (1998) fant at lyng vanskelig utkonkurrerer graminoider i et område hvor graminoidene allerede er dominerende. Både blåbær (*Vaccinium myrtillus*) og krekling

(*Empetrum nigrum*) var tilstede i de fleste ruter i de restaurerte sonene, og vitner om at konkurranse ikke var begrensende for disse artene.

Den lange lagringstiden i deponi kan ha ført til dårlig overlevelse av plantedeler da de er mer utsatt for både forråtnelse og uttørking under lagring (Granstrom 1986) i (Mackenzie & Naeth 2010). De fleste frø kan derimot ligge i dvale inntil egnede miljøforhold åpner for spiring (Sousa 1984). Studier har også vist at lang lagringstid også reduserer frøbanken, slik at massene har mindre muligheter til å spire (Golos & Dixon 2014). Myrmasse brukes til revegetering av skog langs Lofast2 kom fra et overskuddsdeponi hvor de kan ha vært lagret opp til tre år (Skrindo 2015). Torvmoser sprer seg normalt kun vegetativt, til tross for at de også danner sporer (Clymo & Duckett 1986). Dersom torvmosene tørket før de rakk å spre seg, vil det bety at de viktigste artene i myrmasse ikke kunne hverken spire eller spre seg i det restaurerte området. Unntak er eventuell spredning fra omgivelsene.

Moore og Wein (1977) fant at det var flere arter som spirte i skogsjord enn i torv. De viste også at frøtettheten var større i skogsjord enn i torv, noe som også støttes av resultatene til Mackenzie & Naeth (2010). Dette tyder på at torv kan egne seg dårlig til naturlig revegetering der frøbankjord er grunnlaget for fremtidig plantedekke. Tilstedeværelse av de fleste skogsarter tyder allikevel at restaureringen ikke har vært helt mislykket, men dårlig tilgang på frø kan ha ført til lavt vegetasjonsdekke. Det er derimot godt vegetasjonsdekke i restaurert myr, noe som tyder på at effekten av liten frøbank er mindre enn effekten av andre forklaringsvariabler.

4.2 Forslag til forbedringer av metoden

Mine studier viser at de restaurerte områdene ikke er lik de urørte. Derfor kan vi konkludere med at restaureringen ikke er vellykket etter syv år. Jeg mener at noen av forskjellene bør forutsees, og målene med restaureringen tilpasses det som er mulig. Jeg ønsker å komme med forslag til metoder som kunne forbedret utfallet, men jeg har ikke studert eller testet noen av metodene. Min hovedanbefaling er derfor videre studier på disse metodene. Å bruke stedegen skogsjord istedenfor torv er det mest opplagte rådet, men det er ikke alltid mulig. Jeg går derfor ut i fra en forbedring av metoden med torv som toppmasser i skog.

4.2.1 Vanning

Den kanskje viktigste utfordringen med torv som toppmasser var at den tørket ut. Dette til tross for at det er mye nedbør i området. Det er usikkert om massene tørket under lagring eller etter pålegging i skogen, så konkrete råd er vanskelige å gi. Vanning av massene under lagring og i

rett etter pålegging vil trolig ikke skade, siden torv normalt er i et fuktig og anaerobt miljø. Ett unntak er at propagulene kan råtne som følge av den høye fuktigheten.

4.2.2 Behandling av massene

En mulighet for å unngå at torv blir liggende som et adskilt tørt lag på toppen er å blande den ut med undergrunnsmassene. Da vil det trolig bli bedre transport av vann, og omdanning av jordsmonnet kan gå raskere. Rockich et al. (2000) viser derimot at toppmasser fra skog blandet med undergrunnsmasser fører til utblanding av frøbanken og dermed dårligere etablering av arter. Studiene til Rockich et al. er fra Australia, og er derfor ikke direkte sammenlignbare med mine. Videre studier er nødvendig før denne metoden blir tatt i bruk.

Myrmaser har også god evne til å lagre og lede vann dersom de blir innblandet i mineralsk materiale (Krogstad 2001 i Nystad 2006). Derfor kan det, om mulig, være bedre å blande noe toppmasser fra skog med torven. Massene vil da inneholde nok frø, og ha bedre struktur, slik at jordfuktigheten forbedres.

Harving eller omrøring av overflata vil kunne sette i gang økologiske, mikrobiologiske, og kjemiske prosesser i jorda ved å øke tilgangen på vann og luft (Hagen & Skrindo 2010a). Harving vil gi strukturendringer og skader på cellene til torvmosene, og kan derfor hindre disse i å overleve, men om strukturendringer allerede har ødelagt torvens celler under lagring vil det ikke gjøre mer skade å harve.

4.2.3 Assistert revegetering

Det er ikke alltid naturlig suksesjon er riktig for å oppnå målene med restaurering. Dersom det er viktig å få en rask etablering av vegetasjon bør det vurderes andre metoder eller en kombinasjon av metoder. Hagen og Skrindo (2010a) skriver at kombinasjon av metoder kan være positivt ved store flateinngrep for å bryte opp og danne variasjon. Eksempler på metoder kan være å gjødsle, plante, transplantere flak med vegetasjon, eller å så. Det er viktig at frø og plantemateriale ikke inneholder fremmede arter, og det bør benyttes stedegent genmateriale, slik at de naturlige egenskapene i økosystemet bevares.

Rask etablering av vegetasjon kan også i mange tilfeller hindre etablering av fremmede arter, da de lett utnytter åpne habitater som bar jord (Pyke et al. 2013). Dette er spesielt viktig i områder der det er fremmede arter fra før, men arter kan også spre seg langs veg med for eksempel slåmaskiner. Langs Lofast 2 ble det observert spredning av høymol (*Rumex longifolius*) (pers. obs.)(Kongsbakk, E. & Skrindo, A. 2009), men dette ble ikke observert i

studieområdet. Høymol er et typisk åkerugras som trolig kommer fra kulturlandskapet på Storå. Fare for spredning av arter som høymol bør vurderes opp mot eventuelle negative effekter av å så. Tilsådde arter har i noen tilfeller fungert som amme-arter (fra engelsk nurse-plant) ved å fasilitere etablering av stedeegne arter (Gretarsdottir et al. 2004). Men det er viktig å være klar over at tilsådde arter også kan konkurrere ut stedeegne arter. Om det ikke er nødvendig å øke hastigheten på revegeteringen er mitt beste råd å ta tiden til hjelp, og la naturen ordne opp.

5. Konklusjon

Revegetering med torv som toppmasser har i dette studiet ikke oppfylt alle målene med restaurering. Restaurerte områder skiller seg fra de urørte i artssammensetning og samfunnsegenskaper, slik som mye bar jord og lite vegetasjonsdekke, og har dermed ikke blitt lik referanseområdet. Tørke antas å være den viktigste årsaken til bar jord og lavt vegetasjonsdekke i de restaurerte områdene. Tilstedeværelse av nesten alle artene i referanseområde, god artsrikdom og ingen ny-innførte fremmede arter, betyr at restaureringen likevel har oppfylt flere viktige mål. Nye undersøkelser om 10-15 år vil gi gode indikasjoner på om områdene over tid vil utvikle et bedre vegetasjonsdekke og likere artssammensetning. En slik utvikling bør forventes å ta lang tid.

At slått, drenering og jordsmonn har effekt på artskomposisjon er godt kjent, og forklarte trolig hvorfor vegkantvegetasjonen ikke var lik som i resten av det restaurerte området. Ulik artskomposisjon burde vært forventet allerede i planleggingsfasen av restaureringen, siden kantslått er en vanlig i behandling av vegkantvegetasjon, og drenering er en følge av konstruksjonen til vegkroppen. Det anbefales å justere målene i senere vegprosjekter, slik at måloppnåelse er mulig og målbart.

Ved å legge transekter i områder uten grøfter, bratte helninger og lignende har vi kanskje også mistet noen mikrohabitater og dermed noen arter. Det antas allikevel at undersøkt vegetasjon gir en god oversikt over de fleste artene og egenskapene i området.

Det anbefales et langtidsstudie av restaurerte områder for å se om målene kan nås. Et studie på vegetasjonsetablering der skogsområder er restaurert med skogsmasser ville også gitt viktig informasjon om effekten av å legge torv som toppmasse i skog.

6. Referanser

- Amundsen, I. (2014). Vegen i landskapet. *Statens vegvesens rapporter*. Oslo. 233 s.
- Andel, J. v. & Aronson, J. (2006). Challenges for ecological theory. I: *Restoration ecology: the new frontier*. Malden, Mass: Blackwell Publ.
- Aradottir, A. L. & Hagen, D. (2013). Ecological Restoration: Approaches and Impacts on Vegetation, Soils and Society. I: *Advances in Agronomy*, s. 173-222. San Diego, California: Elsevier Academic Press Inc.
- Bayfield, N. G. (1973). Notes on water relations of *Polytrichum commune*. *Journal of Bryology*, 7 (4): 607-617.
- Blackwell. (2015). Ecological management & restoration. *Ecological management & restoration*.
- Blackwell Science Inc. (2015). Restoration ecology. *Restoration ecology*.
- Cagampan, J. P. & Waddington, J. M. (2008). Moisture dynamics and hydrophysical properties of a transplanted acrotelm on a cutover peatland. *Hydrological Processes*, 22 (12): 1776-1787.
- Callaway, R. M. (1995). Positive interactions among plants. *The Botanical Review*, 61 (4): 306-349.
- Callaway, R. M. & Walker, L. (1997). Competition and facilitation: A synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology*, 78 (7): 1958-1965.
- Cameron, D. & Meier, A. J. (1992). Do Appalachian Herbaceous Understories Ever Recover from Clearcutting? *Conservation Biology*, 6 (2): 196-201.
- CBD. (1993). *The Convention on Biological Diversity*. Tilgjengelig fra: <http://www.cbd.int/convention/default.shtml> (lest 12.05.2015).
- CBD. (2010). *Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020 and the Aichi Targets*: Convention on Biological Diversity. Tilgjengelig fra: <http://www.cbd.int/doc/strategic-plan/2011-2020/Aichi-Targets-EN.pdf> (lest 10.04.2015).
- Cheke, A. S., Nanakorn, W. & Yankoses, C. (1979). Dormancy and dispersal of seeds of secondary forest species under the canopy of a primary tropical rain-forest in northern Thailand. *Biotropica*, 11 (2): 88-95.
- Christensen Jr, N. L. (2014). An historical perspective on forest succession and its relevance to ecosystem restoration and conservation practice in North America. *Forest Ecology and Management*, 330 (0): 312-322.
- Clymo, R. S. & Duckett, J. G. (1986). Regeneration of Sphagnum. *New Phytologist*, 102 (4): 589-614.
- Direktoratet for naturforvaltning. (2015). *Møysalen - et storslagent og kontrastfylt landskap*: Miljødirektoratet. 9 s.
- Fisher, J. L., Loneragan, W. A., Dixon, K. & Veneklaas, E. J. (2009). Soil seed bank compositional change constrains biodiversity in an invaded species-rich woodland. *Biological Conservation*, 142 (2): 256-269.
- FN. (2014). *Konvensjonen om biologisk mangfold*. Tilgjengelig fra: <http://www.fn.no/Bibliotek/Avtaler/Miljoe-og-klima/Konvensjonen-om-biologisk-mangfold> (lest 09.12.2014).
- Forsvarsbygg. (2001). *Hjerkinn skytefelt tilbakeføres til sivile formål*: Hjerkinn PRO. Tilgjengelig fra: <http://www.forsvarsbygg.no/PageFiles/2380/Nyhetsbrev%20Hjerkinn%20september%202001.pdf?epslanguage=no> (lest 13.05.2015).
- Forsvarsbygg. (2014). *HJERKINN-PROSJEKTET 2014*. Nyhetsbrev. Tilgjengelig fra: http://www.forsvarsbygg.no/PageFiles/2380/FB_Nyhetsbrev_Hjerkinn_k3.pdf?epslanguage=no (lest 01.10.2014).

- Fremstad, E. (1997). Vegetasjonstyper i Norge. *NINA Temahefte 12*. Trondheim. 279 s.
- Golos, P. J. & Dixon, K. W. (2014). Waterproofing Topsoil Stockpiles Minimizes Viability Decline in the Soil Seed Bank in an Arid Environment. *Restoration Ecology*, 22 (4): 495-501.
- Granstrom, A. (1986). *Seed banks in forest soils and their role in vegetation succession after disturbance*. Umeå: Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen for skoglig standortslara.
- Gretarsdottir, J., Aradottir, A. L., Vandvik, V., Heegaard, E. & Birks, H. J. B. (2004). Long-Term Effects of Reclamation Treatments on Plant Succession in Iceland. *Restoration Ecology*, 12 (2): 268-278.
- Groeneveld, E. V. G., Massé, A. & Rochefort, L. (2007). *Polytrichum strictum* as a Nurse-Plant in Peatland Restoration. *Restoration Ecology*, 15 (4): 709-719.
- Hagen, D. & Skrindo, A. B. (2010a). *Håndbok i økologisk restaurering. Forebygging og rehabilitering av naturskader på vegetasjon og terreng*. Trondheim: Forsvarsbygg. 95 s.
- Hagen, D. & Skrindo, A. B. (2010b). Restaurering av natur i Norge - et innblikk i fagfeltet, fagmiljøer og pågående aktivitet. *NINA Temahefte*. Trondheim. 109 s.
- Hagen, D., Hansen, T.-I., Graae, B. J. & Rydgren, K. (2014). To seed or not to seed in alpine restoration: introduced grass species outcompete rather than facilitate native species. *Ecological Engineering*, 64 (0): 255-261.
- Hagen, D., Lindhagen, A., Päivinen, J., Svavarsdóttir, K., Tennokene, M., Klokk, T. & Aarønæs, M. S. (2015). The Nordic Aichi restoration project. - How can the Nordic countries implement the CBD-target on restoration of 15% of degraded ecosystems within 2020? *TemaNord*.
- Hallingbäck, T. & Holmåsen, I. (1981). *Mossor - En fälthandbok*. Stockholm: Stenströms Bokförlag AB/ Interpublishing. 288 s.
- Halpern, C. B. (1989). Early Successional Patterns of Forest Species: Interactions of Life History Traits and Disturbance. *Ecology*, 70 (3): 704-720.
- Hobbs, R. J., Walker, J. & Walker, L. R. (2007). *Linking restoration and ecological succession*. Springer series on environmental management. New York: Springer.
- Holien, H. & Tønsberg, T. (2008). *Norsk lavflora*. 2. utg. Trondheim: Tapir akademisk forlag
- Johansen, M. D. (2015). *Restoration of peatland along E10 Lofast II, Northern Norway, by natural revegetation from indigenous soils*. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU), Institutt for naturforvaltning. 38 s.
- Johnson, E. A. & Fryer, G. I. (1992). Physical Characterization of Seed Microsites -- Movement on the Ground. *Journal of Ecology*, 80 (4): 823-836.
- Karim, M. N. & Mallik, A. U. (2008). Roadside revegetation by native plants: I. Roadside microhabitats, floristic zonation and species traits. *Ecological Engineering*, 32 (3): 222-237.
- Kongsbakk, E. & Skrindo, A. (2009). E10 Lofotens fastlandsforbindelse. Landskapstilpasning og naturlig revegetering fra stedlige toppmasser. *UTB- Rapport*, 12: 69.
- Kongsbakk, E. & Skrindo, A. B. (2009). E10 Lofotens fastlandsforbindelse - Landskapstilpasning og naturlig revegetering fra stedlige toppmasser. I: Statens vegvesen (red.). *UTB-rapport*. 69 s.
- Kuusipalo, J. (1987). Relative Importance of Factors Controlling the Success of *Oxalis acetosella*: An Example of Linear Modelling in Ecological Research. *Vegetation*, 70 (3): 171-179.
- Leps, J. & Smilauer, P. (2003). *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. New York: Cambridge University Press. 283 s.
- Lid, J. & Lid, D. T. (2007). *Norsk flora*. 7. utg.: Det norske samlaget.

- Mackenzie, D. D. & Naeth, M. A. (2010). The Role of the Forest Soil Propagule Bank in Assisted Natural Recovery after Oil Sands Mining. *Restoration Ecology*, 18 (4): 418-427.
- Marker, M., Schiellerup, H., Meyer, G., Robins, B. & Bolle, O. (2004). Beskrivelse til geologisk kart over Rogaland Anortosittprovins, 1: 75 000. *NGU- Rapport: Norges geologiske undersøkelse* (NGU) og Rogaland fylkeskommune. 23 s.
- McIntyre, S., Lavorel, S. & Tremont, R. M. (1995). Plant Life-History Attributes: Their Relationship to Disturbance Response in Herbaceous Vegetation. *Journal of Ecology*, 83 (1): 31-44.
- Meier, A. J., Bratton, S. P. & David Cameron, D. (1995). Possible Ecological Mechanisms for Loss of Vernal-Herb Diversity in Logged Eastern Deciduous Forests. *Ecological Applications*, 5 (4): 935-946.
- Meteorologisk institutt. (2015). E-klima. I: *Meteorologisk institutt*. Tilgjengelig fra: eklima.no (lest 01.04.2015).
- Miljødirektoratet. (2010). *Skal stanse tapet av mangfold*. Miljødirektoratet.no. Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/Nyhetsarkiv/2010/11/Skal-stanse-tapet-av-naturmangfold/> (lest 09.05.2015).
- Miljødirektoratet. (2015). *Tilråkning om forskrift om fremmede organismer*. Miljødirektoratet.no. Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/2015/Mars-2015/Tilradning-om-forskrift-om-fremmede-organismer/> (lest 12.04.2015).
- Miljølære.no. (2015). *Berggrunn og plantevekst*: Miljølære.no. Tilgjengelig fra: http://www.miljolare.no/tema/naturomrader/artikler/berggrunn_og_plantevekst.php (lest 01.04.2015).
- Miljøstatus.no. (2014). *Konvensjonen om biologisk mangfold*: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/Konvensjonen-om-biologisk-mangfold/> (lest 25.03.2015).
- Moen, A., Odland, A. & Lillethun, A. (1998). *Vegetasjon. Atlas : vegetasjon*. Hønefoss: Norges geografiske oppmåling.
- Moore, J. M. & Wein, R. W. (1977). Viable seed populations by soil depth and potential site recolonization after disturbance. *Canadian Journal of Botany*, 55 (18): 2408-2412.
- Naturmangfoldloven. (2009a). *Lov om forvaltning av naturens mangfold av 1. juni 2009 nr. 100*
- Naturmangfoldloven. (2009b). *Lov om forvaltning av naturens mangfold av 19 juni 2009 nr. 100. Kapittel IV. Fremmede organismer (§§ 28-32)*. .
- Norderhaug, A. & Isdal, K. (1999). *Skjøtselsboka : for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker*. Oslo: Landbruksforl.
- Norges geologiske undersøkelse. (2015). *Berggrunnskart N250 raster*. geo.ngu.no: Norges geologiske undersøkelse (NGU).
- Nystad, L. L. (2006). *Naturlig revegetering langs E10 Lofast - undersøkelser i tidlig etableringsfase*: Universitetet for Miljø- og biovitenskap, Institutt for Plante- og miljøvitenskap. 81 s.
- Odum, E. P. (1969). The Strategy of Ecosystem Development. *Science*, 164 (3877): 262-270.
- Oksanen, J., Blanchet, G. F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H. & Wagner, H. (2015). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.2-1.
- Packham, J. R. & Willis, A. J. (1977). The Effects of Shading on *Oxalis Acetosella*. *Journal of Ecology*, 65 (2): 619-642.
- Packham, J. R. (1978). *Oxalis Acetosella L.* *Journal of Ecology*, 66 (2): 669-693.

- Parker, W. C., Watson, S. R. & Cairns, D. W. (1997). The role of hair-cap mosses (*Polytrichum* spp.) in natural regeneration of white spruce (*Picea glauca* (Moench) Voss). *Forest Ecology and Management*, 92 (1–3): 19-28.
- Parr, T. W. & Way, J. M. (1988). Management of Roadside Vegetation: The Long-Term Effects of Cutting. *Journal of Applied Ecology*, 25 (3): 1073-1087.
- Perrow, M. R. & Davy, A. J. (2002). *Handbook of Ecological Restoration*: Cambridge University Press.
- Pickett, S. T. A., Collins, S. L. & Armesto, J. J. (1987). Models, mechanisms and pathways of succession. *The Botanical Review*, 53 (3): 335-371.
- Pyke, D. A., Wirth, T. A. & Beyers, J. L. (2013). Does Seeding After Wildfires in Rangelands Reduce Erosion or Invasive Species? *Restoration Ecology*, 21 (4): 415-421.
- Ran, H., Yang, L. & Liu, N. (2008). Nurse plant theory and its application in ecological restoration in lower subtropics of China. *Progress in Natural Science*, 18: 137-142.
- Regjeringen.no. (2014). *Naturmangfoldlova*. Regjeringen.no: Klima- og miljødepartementet. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/nb/tema/klima-og-miljo/naturmangfold/innsiktsartikler-naturmangfold/naturmangfoldlova/id2339663/> (lest 25.03.2015).
- Rockich, D. P., Dixon, K. W., Sivasithamparam, K. & Meney, K. A. (2000). Topsoil handling and storage effects on woodland restoration oin Western Australia. *Restor. Ecol.*, 8: 196-208.
- SER. (2004). SER International Primer on Ecological Restoration. I: (SER), S. f. E. R. S. P. W. G. (red.).
- Silvola, J. (1991). Moisture Dependence of CO₂ Exchange and Its Recovery after Drying in Certain Boreal Forest and Peat Mosses. *Lindbergia*, 17 (1): 5-10.
- Skrindo, A. B. (2005). *Natural revegetation from indigenous soil*. Ås: Norwegian University of Life Science, Dept. of Plant and Environmental Sciences. 30 s.
- Skrindo, A. B. (2015). *Massehåndtering* (E-post til Pernille Aker 22.04.2015).
- Sousa, W. P. (1984). The Role of Disturbance in Natural Communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15: 353-391.
- Uhlig, C. & Lombnæs, P. (2007). Restaurering og revegetering av ulike naturtyper. I: Bioforsk Nord - Holt (red.). *Bioforsk FOKUS*: Bioforsk. 49 s.
- Verheyen, K. & Hermy, M. (2001). The relative importance of dispersal limitation of vascular plants in secondary forest succession in Muizen Forest, Belgium. *Journal of Ecology*, 89 (5): 829-840.
- Walker, L. R., Walker, J. & del Moral, R. (2007). Forging a New Alliance Between Succession and Restoration. I: Walker, L. R., Walker, J. & Hobbs, R. J. (red.) *Linking Restoration and Ecological Succession*: Springer.
- Wentworth, C. K. (1922). A scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *The Journal of Geology*, 30 (5): 377-392.
- Winkler, E. & Heinken, T. (2007). Spread of an ant-dispersed annual herb: An individual-based simulation study on population development of *Melampyrum pratense* L. *Ecological Modelling*, 203 (3–4): 424-438.
- Wortley, L., Hero, J.-M. & Howes, M. (2013). Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restoration Ecology*, 21 (5): 537-543.

Vedlegg

Vedlegg 1: Vanlige skogsarter, frekvens og summert dekningsgrad. Vanlige skogsarter er arter i urørtsonen med tilstedeværelse (frekvens) i minst 10 av 24 ruter.

Art	Vitenskapelig navn	Frekvens	Dekningsgrad
Skogstjerne	<i>Lysimachia europaea</i>	23	96
Smyle	<i>Avenella flexuosa</i>	20	342
Fugletelg	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	20	159
Skrubbær	<i>Cornus suecica</i>	19	488
Etasjemose	<i>Hylocomium splendens</i>	18	347
Kransmose	<i>Rhytidiadelphus spp</i>	18	190
Blåbær	<i>Vaccinium myrtillus</i>	17	42
Hengeving	<i>Phegopteris connectilis</i>	16	443
Sigdmose	<i>Dicranum spp</i>	13	75
Stormarimjelle	<i>Melampyrum pratense</i>	13	18
Skogrørkvein	<i>Calamagrostis phragmitoides</i>	12	46
Skogstorkenebb	<i>Geranium sylvaticum</i>	11	50
Engkvein	<i>Agrostis capillaris</i>	10	95
Geitrams	<i>Chamerion angustifolium</i>	10	83

Vedlegg 2: Tabell med arter eller taxa sortert etter tilstedeværelse i antall ruter (fra høy til lav). Arter som ikke er tilstede i restaurert vegetasjon er markert med stjerne*.

Slåttesonen

Bjørk (*Betula pubescens*)
 Sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*)
 Bjørnemoser (*Polytrichum* spp.)
 Salix (*Salix* spp.)
 Geitrams (*Chamerion angustifolium*)
 Nikkemose (*Pohlia* spp.)
 Engkvein (*Agrostis capillaris*)
 Gran (*Picea* spp.)
 Seterfrytle (*Luzula multiflora*)
 Skogrørkvein (*Calamagrostis phragmitoides*)
 Engsyre (*Rumex acetosa*)
 Kransmoser (*Rhytidadelphus* spp.)
 Rogn (*Sorbus aucuparia*)
 Blåbær (*Vaccinium myrtillus*)
 Krekling (*Empetrum nigrum*)
 Fjelløyetrøst (*Euphrasia wettsteinii*)
 Smyle (*Avenella flexuosa*)
 Hengeving (*Phegopteris connectilis*)
 Begerlav (*Cladonia* spp.)
 Frynsemose (*Ptilidium* spp.)
 Hvitlyng (*Andromeda polifolia*)
 Røsslyng (*Calluna vulgaris*)
 Gråstarr (*Carex canescens*)
 Arve (*Cerastium* spp.)
 Skogstjerne (*Lysimachia europaea*)
 Skogsnelle (*Equisetum sylvaticum*)
 Gråmose (*Racomitrium lanuginosum*)

Inngrepssonen

Bjørk (*Betula pubescens*)
 Bjørnemoser (*Polytrichum* spp.)
 Nikkemoser (*Pohlia* spp.)
 Geitrams (*Chamerion angustifolium*)
 Begerlav (*Cladonia* spp.)
 Salix (*Salix* spp.)
 Skogstjerne (*Lysimachia europaea*)
 Kransmoser (*Rhytidadelphus* spp.)
 Gran (*Picea* spp.)
 Sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*)
 Smyle (*Avenella flexuosa*)
 Blåbær (*Acinium myrtillus*)
 Etasjemose (*Hylocomium splendens*)
 Torvmose (*Sphagnum* spp.)
 Engkvein (*Agrostis capillaris*)
 Skogrørkvein (*Calamagrostis phragmitoides*)
 Sigdmose (*Dicranum* spp.)
 Gråmose (*Racomitrium lanuginosum*)
 Frynsemose (*Ptilidium* spp.)
 Krekling (*Empetrum nigrum*)
 Røsslyng (*Calluna vulgaris*)
 Skrubbær (*Cornus suecica*)
 Hvitlyng (*Andromeda polifolia*)
 Geitsvingel (*Festuca vivipara*)
 Fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*)
 Hengeving (*Phegopteris connectilis*)
 Engsyre (*Rumex acetosa*)

Urørtsonen

Skogstjerne (*Lysimachia europaea*)
 Smyle (*Avenella flexuosa*)
 Fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*)
 Skrubbær (*Cornus suecica*)
 Kransmoser (*Rhytidadelphus* spp.)
 Etasjemose (*Hylocomium splendens*)
 Blåbær (*Acinium myrtillus*)
 Hengeving (*Phegopteris connectilis*)
 Sigdmose (*Dicranum* spp.)
 *Stormarimjelle (*Melampyrum pratense*)
 Skogrørkvein (*Calamagrostis phragmitoides*)
 Skogstorkenebb (*Geranium sylvaticum*)
 Geitrams (*Chamerion angustifolium*)
 Engkvein (*Agrostis capillaris*)
 Bjørk (*Betula pubescens*)
 Bjørnemoser (*Polytrichum* spp.)
 Sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*)
 Sauetelg (*Dryopteris expansa*)
 Skogsnelle (*Equisetum sylvaticum*)
 Furumose (*Pleurozium schreberi*)
 Rogn (*Sorbus aucuparia*)
 Skogburkne (*Athyrium filix-femina*)
 Seterfrytle (*Luzula multiflora*)
 *Gauksyre (*Oxalis acetosella*)
 *Rødsvingel (*Festuca rubra*)
 Soleie (*Ranunculus* spp.)
 *Gulaks (*Anthoxanthum odoratum*)

Geitsvingel (*Festuca vivipara*)
Fiol (*Viola* spp.)
Gullris (*Solidago* spp.)
Sigdmose (*Dicranum* spp.)
Skogstorkenebb (*Geranium sylvaticum*)
Sauetelg (*Dryopteris expansa*)
Torvmose (*Sphagnum* spp.)
Furumose (*Pleurozium schreberi*)
Skogburkne (*Athyrium filix-femina*)
Soleie (*Ranunculus* spp.)
Hårfrytle (*Luzula pilosa*)
Tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*)
Bladlav

Fagermose (*Plagiomnium* spp.)
Reinlav (*Cladonia* spp.)
Seterfrytle (*Luzula multiflora*)
Blokkebær (*Vaccinium uliginosum*)
Rogn (*Sorbus aucuparia*)
Sauetelg (*Dryopteris expansa*)
Gråstarr (*Carex canescens*)
Ormetelg (*Dryopteris filix-mas*)
Krusmose (*Weissia* spp.)
Skogsnelle (*Equisetum sylvaticum*)
Fjelløyetrøst (*Euphrasia wettsteinii*)
Hårfrytle (*Luzula pilosa*)
Furumose (*Pleurozium schreberi*)
Skogburkne (*Athyrium filix-femina*)
Arve (*Cerastium* spp.)
Gullris (*Solidago* spp.)
Tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*)
Bladlav

Frynsemose (*Ptilidium* spp.)
Fagermose (*Plagiomnium* spp.)
Ormetelg (*Dryopteris filix-mas*)
Fiol (*Viola* spp.)
Gran (*Picea* spp.)
Torvmose (*Sphagnum* spp.)
Hårfrytle (*Luzula pilosa*)
Tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*)
Bladlav
Nikkemose (*Pohlia* spp.)
Salix (*Salix* spp.)
Hvitlyng (*Andromeda polifolia*)
Gullris (*Solidago* spp.)
Krusmose (*Weissia* spp.)



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

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