



Fakultetet for biovitenskap, fiskeri og økonomi

Institutt for Arktisk og Marin Biologi

## Tilleggsføring av rein i Norge og konsekvensene dette har for naturmiljøet

Jens Olaf Øverli Nilsen

*NAB-3900 Mastergradsoppgave i arktisk naturbruk og landbruk – November 2014*





## **Takk**

En spesiell takk går til mine samarbeidspartnere i reindriften og jordbruket som har gitt meg innsyn i deres drift. De har raust delt av sine erfaringer, og vært til uvurderlig hjelp og inspirasjon i gjennomføringen av studiene som blir presentert gjennom denne masteroppgaven.

Videre vil jeg takke mine veiledere Kari Anne Bråthen og biveileder Tove Aagnes Utsi ved Universitetet i Tromsø.

Jeg vil takke også takke Leidulf Lund, Olavi Junttila, Marit Jørgensen, Stig Misund og Andy Sortland for deres hjelp til artsidentifisering.

Og en spesielt stor takk vil jeg gi til Kari Anne Bråthen som var en av nøkkelpersonene som til at dette prosjektet ble realisert. Hun var en meget sterk bidragsyter til informasjon, veiledning og praktisk gjennomføring.



1. Sammendrag .....	7
2. Innledning.....	7
3.0 Problemstillingen.....	9
5.0 Material og metode.....	10
5.1 Frøspirings forsøket på klimalaboratoriet på Holt.....	10
3.2 Arts registreringene i og rundt innhegninger august 2012 .....	13
6.Resultater.....	15
6.1 Resultater etter spiringen.....	15
6.2 Statistiske analyser etter registreringene i og rundt innhegningene .....	18
7. Diskusjon.....	22
8.0 Konklusjon .....	24
9.0 Eventuell videre forskning.....	24
10.0 Litteratur: .....	25
11.0 Internett kilder .....	29



## 1. Sammendrag

Reindriften i Norge praktiserer tilleggsfôring av rein på utmarksbeite i stadig større grad. Fôringen skjer i all hovedsak på vinterbeite, under flytting og i kalvingsperioden. Praksisen med å tilleggsfôre rein på utmarksbeite kan potensielt introdusere nye svartelistede plantearter i beiteområdene. I Norge brukes det mest fôr i form av surfôr pakket i rundballer, men også tørrhøy og pellets forekommer.

Et mål var å finne ut om fôret (rundballene) potensielt kunne inneholde spiringsdyktige frø ble det gjennomført frøspiringsforsøk i Klimalaboratoriet ved Universitetet i Tromsø.

Resultatet viste at spiringsdyktige frø forekommer i fôret.

Et annet mål var å undersøke om fôring endrer artsinventaret i naturlig vegetasjon, hvilke arter som forekommer og i hvilken grad det forekommer svartelistede arter. For å kartlegge dette, ble det utført registreringer innenfor og utenfor tre innhegninger som brukes til fôring på vinteren. I alle innhegningene ble det foretatt registreringer av plantearter og estimerte prosentvis dekning av hver art som ble funnet.

Ingen svartelistede plantearter ble funnet i innhegningene. Som konklusjon slås det fast at det forekommer spredning av spiringsdyktige frø, men kan vi anta at abiotiske og biotiske faktorer er med på å begrense at frø i fôret spirer og etablerer seg i utmarksbeitet.

## 2. Innledning

Reindriften transporterer rundballer ut i sine beiteområder (Reindriftnytt 3-2011) og kan med denne praksisen potensielt skape en frøspredningstrussel.

Tradisjonell tamreinsdrift i Norge er i endring. Fra å være en reindriftnæring som tidligere kun baserte seg på naturlig beitetilgang har antallet reindriftsutøvere som driver med tilleggsfôring økt. Grunnene til dette er mange, men høye reintall er sannsynligvis en viktig faktor, parallelt med at det har skjedd en reduksjonen i mengden lav på vinterbeitene i Finnmark (Johansen and Karlsen 2005). Enkelte reieierne velger å sette reinflokken i innhegninger deler av vinteren for å sikre tilstrekkelig fôrtilgang. Dette vil karakteriseres som tilleggsfôring (Åhman 2000) Tilleggsfôring er blitt ett direkte virkemiddel som er kommet på grunn av reduksjonen i beitegrunnlag og beiteareal. Mangel på beite er et økende problem som gir reindriften stadig nye utfordringer(Nellemann 2001). Én av årsakene til mangel på

beiter er stadige arealinngrep i form av naturinngrep som utbygging av infrastruktur og utvidelse av tettsteder, men ikke minst en stadig økning i antall fritidsboliger og spredt bebyggelse. Når beitearealene forsvinner, må en sterkt arealkrevende næring som reindriften er, ta i bruk nye og utradisjonelle virkemidler som blant annet tilleggsfôring. Ved langvarig mangel eller begrensninger i tilgang til beite, vil reinen utsettes for sult. Reindriftsutøvere som tilleggsfôrer jevnlig i løpet av vinterhalvåret begrenser potensielle tap. Værfenomener som såkalt «låsnings» av beiter kan oppstå om vinteren. Det vil si at mildvær oppstår slik at snødekket smelter og fryser igjen. Beiteforholdene blir da svært vanskelige fordi reinen ikke klarer og grave gjennom snødekket. Ved å ha en tammere reinflokk som har vomflora som takler overgangsfôringen.(NINA fagrappport nummer 76). Kan man begrense tapene av rein ved å tilleggsfôre under slike beiteforhold Rein (*Rangifer tarandus*) i de sub-arktiske områdene er utsatt for variasjoner i klima (Fitz-Patrick 1997)

En potensiell konsekvens av tilleggsfôring på utmarksbeite kan være at svartelistede plantearter potensielt kan innføres. Grasfôret hentes fra både inn og utland så frøspredning vil forekomme (McNeely 2001). Spredning av svartelistede plantearter er uønsket fordi spredningen kan skje til arealer med spesielle natur- eller kulturverdier. Slik spredning kan påvirke det biologiske mangfoldet direkte, eller indirekte gjennom økosystemprosesser. En fremmed plantearter kan fortrenge eller konkurrere med andre arter, og på den måten forstyrre den økologiske balansen mellom artene på stedet (Gederaas et al., 2007). Det er viktig å forstå hvordan menneskelige aktiviteter kan endre biologisk mangfold og økosystemer. Ulike invaderende plantearter er kjent for å ha potensialet til å redusere det lokale mangfoldet (Tylianakis et al. 2008, Vila et al 2006. Gaertner mfl. 2009. Hejda m.fl. 2009. Powell et al. 2011) En innføring av fremmede plantearter kan dermed påvirke økosystemer i stor grad (Liao et al 2008;. Ehrenfeld 2010, Liao et al 2008;. Ehrenfeld 2010, Pejchar & Mooney 2009).

Ved å beite og trække vil reinen kunne frigjøre nye habitater for pionerarter (arter som etablerer seg lettere enn andre) og nye svartelistede arter med letthet kan etablere seg på.

Samtidig har høy tetthet av rein en negativ effekt på vekst (Skogland 1990; Kumpula & Nieminen 1992; Helle & Kojola 1994) og overlevelse (Skogland 1990; Helle & Kojola 1993)





Foto: Christian Uhlig

**Figur 1.** Rester av en rundballe på en hvor arten Vassarve (*Stellaria media*) har etablert seg. Bildet er fra Porsanger der restene etter en rundball ligger igjen etter vinterens fôring. På bildet ser vi en kreklinghei med en delvis oppløst rundballe der det vokser Vassarve er en pionerart som har potensiale til raskt å overta nye frigjorte habitater.

### 3.0 Problemstillingen

*Kan tilleggsfôring av reinsdyr forårsake etablering av svartelistede plantearter i de naturlige beiteområdene?*

Målet med denne oppgaven har vært å finne ut om praksisen med og tilleggsfôre rein på utmarksbeitene potensielt kan introdusere svartelistede plantearter i beiteområdene.

## 5.0 Material og metode

For å skape et best mulig bilde av frøspredning gjennom praksisen med rundballeføring bygger denne masteroppgaven på en kombinasjon av laboratoriearbeid og feltarbeid. Denne kombinasjonen av flere måter å samle inn data på var avgjørende for å få laget en informativ og reflektert oppgave om temaet.

I denne masteroppgaven undersøker jeg følgende spørsmål: Fører fôret med seg levedyktige frø ut på utmarksbeite? Hvordan er artsrikdom og sammensetning av vegetasjonen i utmarksbeitet påvirket av at reinen blir tilleggsfôret med surfôr pakket i rundballer? For å undersøke de potensielle konsekvensene denne praksisen kan ha på artsmangfoldet ble det foretatt ett frøspirings forsøk på klimalaboratoriet på Holt.

### 5.1 Frøspirings forsøket på klimalaboratoriet på Holt

For å kartlegge frøspredningspotensialet fra fôret som blir brukt ble det utført et forsøk der prøver av fôret ble analysert og fra ble ekstrahert og forsøkt dyrket fram.

Reinsdyrfôret kjøpes som oftest av lokale bønder og fôrprodusenter. Men i enkelte fylker, spesielt de nordligste finnes det få bønder sammenliknet med antallet siidaandeler. Dermed blir reinfôr ofte hentet langveisfra. Det er eksempler på at reineiere i Kautokeino har brukt fôr hentet så langt sør som i Skellefteå i Sverige.

Det ble hentet inn fôrprøver fra 9 forskjellige fôrproduserende bønder. Disse bøndene leverer årlig mellom 800-1500 tonn øremerket fôr til reindriften. Fôrprøvene ble hentet fra rundballer og tørrhøy som var produsert som reinfôr. Det ble hentet fôrprøver i Tana, Kautokeino, Karasjok, Børselv, Alta og Karigasniemi i Finland, Ved å produsere fôr lokalt eliminerer man i stor grad problemet med at frø fra uønskede arter følger med fôret ut på utmarksbeitene. Dette ettersom artene fra det lokalproduserte fôr allerede er tilstede i området.

I Forkant av frøspirings forsøket på klimalaboratoriet på Holt hentet jeg inn fôrprøver fra 9 bønder og selekterte ut en vilkårlig valgt prøve fra fôr som skulle selges til reindriften. Hver prøve var ca en standard bærepose (ca 12 liter), hver pose veide ca 3 kilo. Enkelte av fôrprøvene bar preg av hard behandling: fukt, frost og betydelige mengder ensileringsvæske. Mens andre fôrprøver inneholdt bladrikt, tørt tidligslått timotei (*Phleum pratense*) som

tilfredsstillere reinens ernæringsbehov om vinteren (Aagnes et al. 1996, Øksendal 1994, Moen et al. 1998).

**Surfôr:** Ved ensilering forvandles gras, kløver og grønnfôrvekster til et lagringsstabil fôr ved hjelp av mjølkesyregjæring.

**Ensileringsprosessen:** Prinsippene for ensileringsprosessen er de samme enten gras et ensileres i tårnsiloer, plansiloer eller i rundballer pakket i plast. Det gjelder å legge forholdene til rette for ønskede bakterier, og hemme veksten av uønskede bakterier. Anaerob gjæring (fermentering) av gras og engvekster. Aerobe bakterier lever på overflaten av gras et, dette vokser på karbohydratene og bruker etterhvert opp oksygenet. Anaerobe bakterier som produserer melkesyre vokser opp og syrenivået når etterhvert opptil 9% og hindrer gras et å råtne videre. Ensilering av rundballer med halm kan gjøres innpakket i polyetylenplast (UIO.no, 2011).

Mange av prøvene var frosset til is, og måtte tines og tørkes før frø og aks kunne plukkes ut. Alle prøvene ble tørket i tørkeskap for lettere å kunne ekstrahere frø.

Hver fôrprøve ble grovsortert, der halm med aks og frø ble plukket ut. Deretter ble alt plantematerialet finsortert over en ramme med rist, der frø kunne falle gjennom (se. fig 2), Denne prosessen med sortering over rist ble gjentatt 2-3 ganger for hver fôrprøve. Etter at frø var skilt ut ble frøene fra hver fôrprøve lagt på ca 25x50 cm store spiringsbrett jord og vermikulitt for å få ned tettheten på jorden(se fig.3) Når alt var klart ble frøene vannet godt og spiringsbrettene lagt i en tett plastpose. To brett ble plassert pr tralle (se fig. 4). Trallene ble plassert i et rom med en temperatur på 18 °C. Antallet ferdige brett med frø fra hver lokalitet varierte mellom 2 og 4 brett. Både naturlig og kunstig lys ble benyttet gjennom hele forsøket. Etter at frøene spirte i spiringsbrettene (se fig.8) ble de raskt flyttet over i pottes slik at de fikk nok plass og næring til å vokse videre.

Spiringsforsøket startet i januar 2011 og varte ut oktober 2011.

Kvantifisering av frømengde per kilo tørrstoff var ikke gjennomførbart ettersom standard mengde fôrprøve avga svært forskjellig mengde frø etter at sorteringen var gjennomført, dette resulterte i at jeg ikke kunne gjennomføre statistikk med grunnlag i frøspringen. Det ble kun notert antallet spiringer og hvilke arter som spirte. Alle brettene fikk en «vinter» på kjølerom i to dager den for å se om flere arter ville spire.



**Figur 2.** Plantemateriale blir sortert gjennom ramme med rist. Frø faller igjennom og annet plante materiale blir liggende oppå risten. (Klimalaboratoriet på Holt, Tromsø)



**Figur 3.** Ferdig sortert plantematerialet klart til å legges i jord og blandes med vermikulitt. (Klimalaboratoriet på Holt, Tromsø)



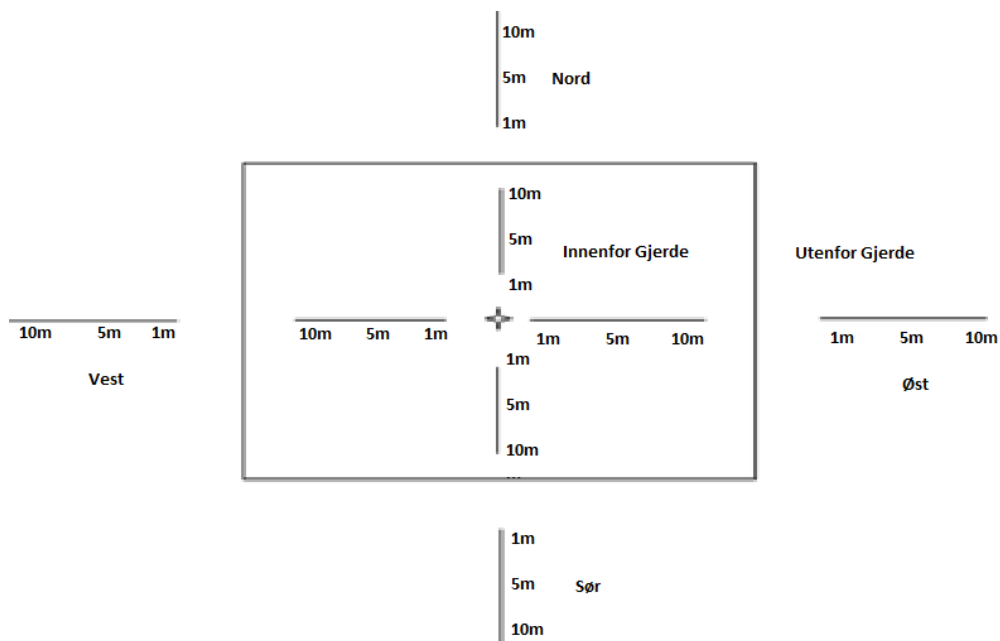
**Figur 4.** Brettene slik de ble plassert til spiring i drivhuset på Klimalaboratoriet på Holt, Tromsø

### **3.2 Arts registreringene i og rundt innhegninger august 2012**

Jeg valgte ut 3 innhegninger som har vært brukt av reindriften i minimum 10 år. I samråd med reieneierne ble jeg enige med dem om at nøyaktig plassering og eierskap ikke skulle komme frem i denne oppgaven.

Innhegningene ligger i ulike områder i Kautokeino, Finnmark. Innhegningene lå fra 3-15 km fra hverandre. Alle undersøkte innhegninger lå i bjørkeskog. Vegetasjonen i og rundt innhegningene var meget like, alle innhegningene lå i bjørkeskog under 2 km fra Alta-Kautokeino vassdraget ca 300 m over havet. De naturlig dominerende artene var: Bjørk, dvergbjørk, krekling, starr og gress. Artsregistreringene ble foretatt langs 4 transekter innenfor utenfor innhegningene for alle de tre innhegningene (Figur 5).

Arts registreringer ble utført sommeren 2012. Feltarbeidsperioden var fra 01.08.12-03.08.12, hvor jeg registrerte % dekning av hver planteart innenfor og utenfor innhegningene som det føres omfattende i gjennom året.



**Figur 5.** Den firkantede figuren illustrerer innhegningene, og strekene innenfor firekanten og utenfor forestiller transektene jeg foretok mine registreringer langs. Totalt 8 transekter ved hvert innhegning ble gått.

Transektene startet med utgangspunkt i sentrum av innhegningene og gikk i 4 himmelretninger. Nordlig, sørlig, østlig og vestlig retning, transektene var 10 meter lange og registreringene ble foretatt ved 1m, 5m og 10m innenfor analyseruter på 1x1meter. Analyserutene ble avgrenset ved hjelp av en treramme, slik at alt innenfor denne ble registrert og kvantifisert. Totalt ble det foretatt 3 ruter per 4 transekter x2 – innenfor og utenfor. 24 analyseruter per innhegning ble registrert

I tillegg til transekt analysene foretok jeg en systematisk vandring innenfor og utenfor hver innhegning for å avdekke eventuelle svartelistede arter som ikke ville bli fanget opp av mine forhåndbestemte transekter.

Alle statistiske analyser ble gjort i R v.2.7.0 (R Development Core team, 2009), ved å bruke en lineær model og bruke antall arter utenfor som respons variabel og himmelretning som prediktor variabel.

De statistiske analysene ble gjort i R (R v.2.7.0 (R Development Core team, 2014) , jeg brukte lineære blandet effektmodeller fra nlme pakken ( Pinheiro et al 2014 ) . Modellen ble brukt for å vurdere effekten av retning ( innhegning ) på mengden av plantearter , med både den lokaliteten og plottet som tilfeldige variabler .

```
model<-(lme(Antall.arter~Innhegning,random=~1|Lokalitet/Plot))
```

Antall.arter= number of species, Innhegning= direction, Lokalitet= locality (Område A, B or C) and Plot= replicates at each locality

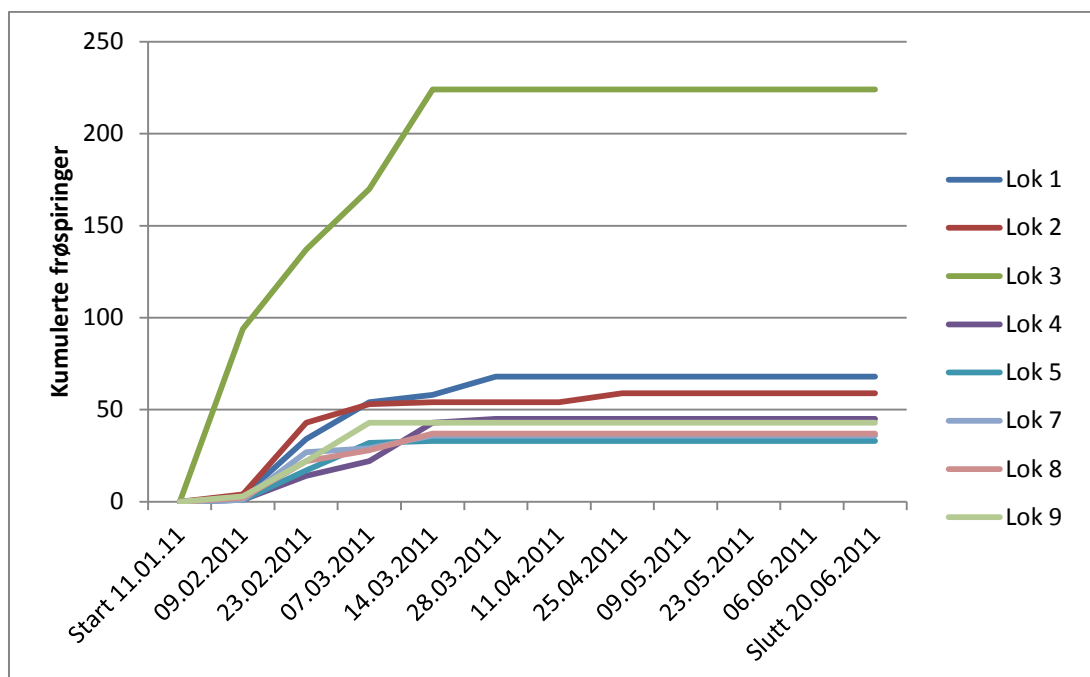
Pinheiro J, Bates D, DebRoy S, Sarkar D and R Core Team (2014). nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-118, <http://CRAN.R-project.org/package=nlme>.

## 6.Resultater

### 6.1 Resultater etter spiringen

Vi dyrket fram totalt 545 plante individer og 8 forskjellige plantearter. Artene som spirte i vårt forsøk var rapp (*Poa* spp), markrapp (*Poa trivialis*), ryllik (*Achillea millefolium*), Fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*) Rødsvingel (*Festuca rubra*), Frytle(*Luzula*), Åkersvineblom(*Senecio vulgaris*) og Røsslyng(*Calluna vulgaris*)

Ved å gi brettene en ”vinter” resulterte dette i at også rødsvingel spirte, noe den ikke gjorde i første spiringsperiode. Enkelte arter spirte bedre enn andre, spesielt Rapp (*Poa* spp). Vi kunne påvise at alle 9 fôrprøvene inneholdt spiringsdyktige frø, dette selv om enkelte av prøvene som ble dyrket fram var av meget varierende kvalitet.



**Figur 6.** Her ser vi antall spiringer fra starten til slutten av forsøket. Forsøket varte i ca 10 uker fra 09.02.2011 til 20.06.2011. Vi ser her frø fra lokalitet 3 spirer mer enn de andre. Frøprøvene fra lokalitet 3 var hentet fra tørrhøy. De andre prøvene var hentet fra surfør pakket i rundballer.



**Figur 7.** Bildet viser en tralle med pottes som stammer fra lok 1.



**Tabell 1.** Her ser vi en oversikt over hva som er spirt og fra hvilken lokalitet de kommer fra.

Lok nr:	Art
1	Røsslyng ( <i>Calluna vulgaris</i> ), Markrapp ( <i>Poa Trivialis</i> )
2	Markrapp ( <i>Poa trivialis</i> ), Ryllik ( <i>Achillea millefolium</i> ), Fugletelg ( <i>Gymnocarpium dryopteris</i> ) <u>Rødsvingel (<i>Festuca rubra</i>)</u>
3	Ryllik ( <i>Achillea millefolium</i> ), Rapp( <i>Poa SP</i> ), Frytle( <i>Luzula</i> ), Markrapp ( <i>Poa Trivialis</i> ), Rapp( <i>Poa SP</i> ) (40 % av alle brettene)
4	Åkersvineblom( <i>Senecio vulgaris</i> )
5	Ryllik ( <i>Achillea millefolium</i> ), Markrapp( <i>Poa trivialis</i> ),
6	Markrapp ( <i>Poa Trivialis</i> ), Fugletelg ( <i>Gymnocarpium dryopteris</i> )
7	Røsslyng( <i>Calluna vulgaris</i> ), Poa ( <i>SP</i> ) (bredbladet)
8	Markrapp ( <i>Poa Trivialis</i> )
9	Markrapp ( <i>Poa Trivialis</i> ), Bregner( <i>Cystopteris</i> )

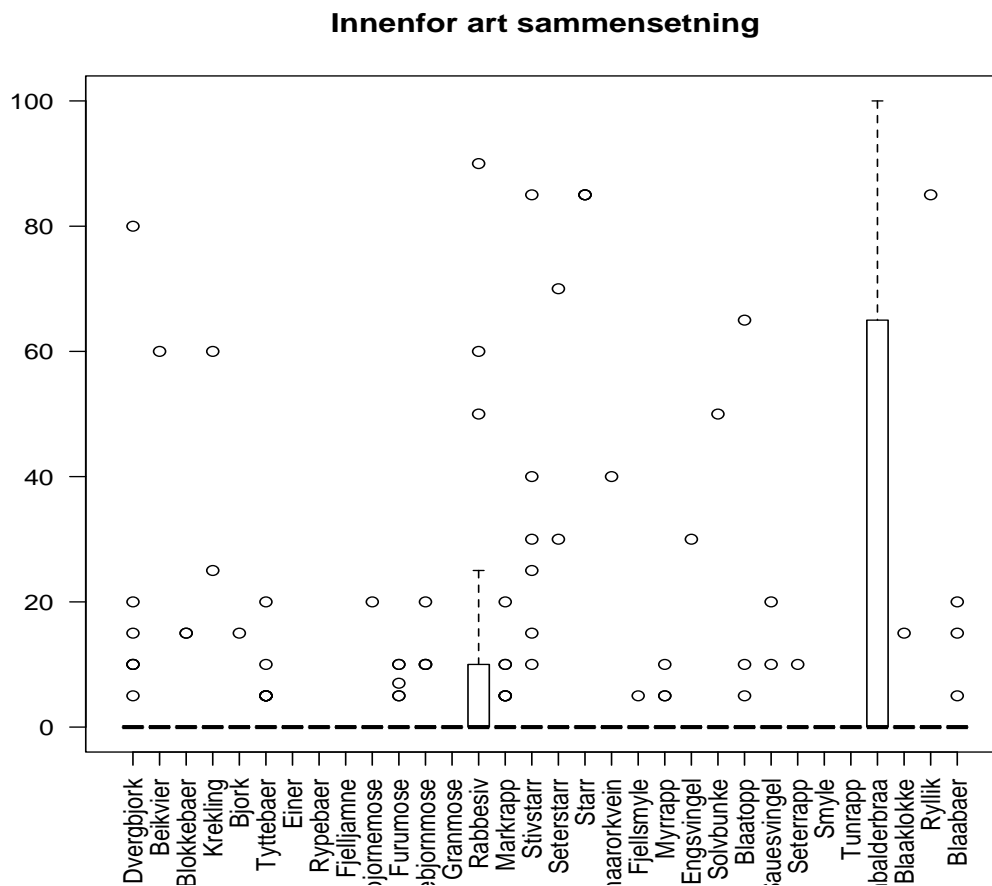


**Figur 8.** Her ser vi Rapp(*Poa SP*) fra lokalitet 3.

## 6.2 Statistiske analyser etter registreringene i og rundt innhegningene

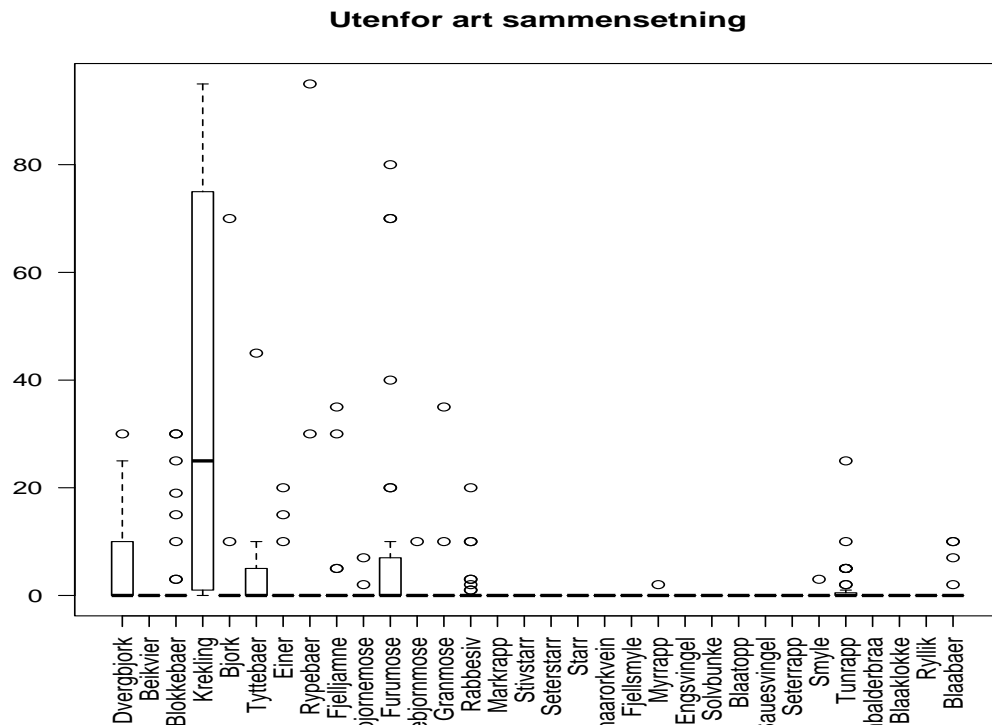
Jeg ønsket å se artssammensetningen og sammenlikne lokalitetenes artsmangfold. Dette for å få dannet ett godt faktagrunnlag.

For å danne ett bilde av planteartene som var tilstede i områdene innenfor og utenfor innhegningene måtte jeg vite mer om artsmangfoldet i og rundt lokalitetene: Artsmangfold er summen av alle arter innenfor et område. For å få en oversikt over artsmangfoldet ønsket jeg å sammenlikne vegetasjonen innenfor og utenfor innhegningene for og se forskjellene.

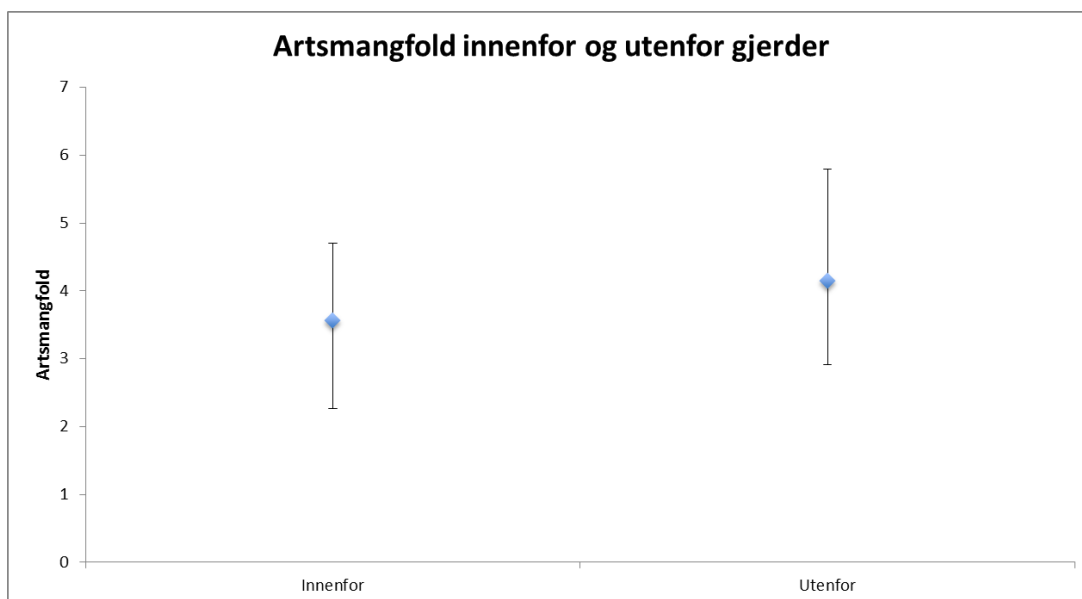


**Figur 9.** Denne figuren viser artssammensetningen innenfor innhegningene. antall arter og Alle artene og innhegningene samlet. Dvergbjork, rabbesiv, markrapp, starr og ryllik var sterkt tilstede innefor innhegningene.

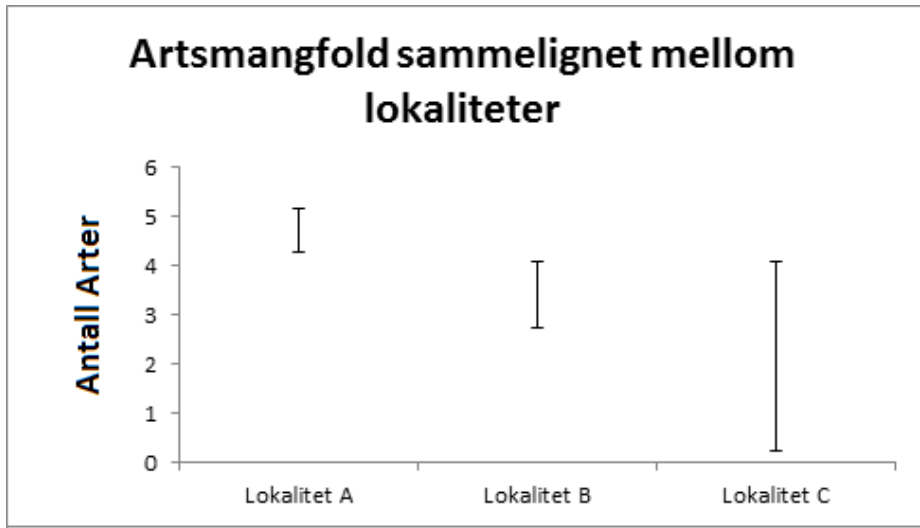
Vi ser at antallet arter endret seg ikke signifikant mellom innsiden og utsiden av innhegningene (Fig 10). Lokalitetene viste små forskjeller i artsmangfoldet(Figur 11).



**Figur 10.** Figuren viser artssammensetningen utenfor innhegningene, antall arter og Alle artene og innhegningene samlet. Krekling, bjørk, einer og mose var sterkt tilstede utenfor innhegningene.



**Figur 11.** Estimert snitt og konfidens intervall (95%) fra modellen for artsrikhet-innenfor og utenfor innhegninger. Antallet arter endret seg ikke signifikant mellom innsiden og utsiden av innhegningene  
Lokalitetene viste små forskjeller i artsmangfoldet.



**Figur 12.** Modellen viser konfidensintervall (95 %) for artsmangfold mellom lokaliteter A, B og C.

Alle lokalitetene ligger i bjørkeskog, like høyt over havet og i nær forbindelse til Alta-Kautokeino vassdraget, jeg tar utgangspunkt i at alle lokalitetene har samme klimatiske forutsetninger for spiring. Lokalitet A skiller seg vesentlig fra lokalitet B og C. Vi ser at det er en tydelig reduksjon i mengden av arter fra et sted til et annet. Lokalitet C er av nyere dato og har ikke vært brukt mer enn 10-12 år. Dette kan være grunnen til at C har større spredning enn de andre lokalitetene.

Dvergbjørk ( <i>Betula nana</i> )
Vassarve ( <i>Stellaria media</i> )
Blokkebær ( <i>Vaccinium uliginosum</i> )
Krekling ( <i>Empetrum nigrum</i> )
Kvitkrull ( <i>Cladonia stellaris</i> )
Tunrapp ( <i>Poa annua</i> )
Furumose ( <i>Pleurotium schreberi</i> )
Einer ( <i>Juniperus communis</i> )
Rypebær ( <i>Arctostaphylos alpinus</i> )
Saltlav ( <i>Stereocaulon paschale</i> )
Fokklav ( <i>Ophioparma ventosa</i> )
Gulkrinslav ( <i>Arctoparmelia</i> )
Rabbbjørnmose (?)
Løvetann ( <i>Taraxacum officinale</i> )
Rabbesiv ( <i>Juncus trifidus</i> )
Skogjamne ( <i>Diphasiastrum complanatum</i> ssp <i>complanatum</i> )
Bladlav (Lichenes)
Markrapp ( <i>Poa trivialis</i> )
Kvein ( <i>Agrostis</i> )
Myrmjølke ( <i>Epilobium palustre</i> )
Seterstarr ( <i>Carex brunnescens</i> )
Fjellfiol ( <i>Viola biflora</i> )
Blåtopp (leddløysa <i>Molinia caerulea</i> )
Skrubbær ( <i>Chamaepericlymenum suecicum</i> )
Gullris ( <i>Solidago virgaurea</i> )
Bjørk ( <i>Betula</i> )
Geitrams ( <i>Chamerion angustifolium</i> )
Tyttebær ( <i>Vaccinium vitis-idaea</i> )
Sauesvingel ( <i>Festuca ovina</i> )
Seterrapp ( <i>Poa pratensis</i> ssp. <i>Alpigena</i> )
Blåklokke ( <i>Campanula rotundifolia</i> )
Blåbær ( <i>Vaccinium myrtillus</i> )
Smyle ( <i>Avenella flexuosa</i> )
Rabbbjørnmose ( <i>Polytrichum piliferum</i> )
Syllav ( <i>Cladonia gracilis</i> )
Fausklav ( <i>Cladonia sulphurina</i> )
Granmose ( <i>Abietinella abietina</i> )
Tunbalderbrå ( <i>Matricaria discoidea</i> )

**Figur 13. Tabell 3: Arter funnet i og rundt innhegninger sommer 2012**

I løpet av undersøkelsen ble det registrert 38 ulike planter, ingen svartelistede arter ble funnet.

## 7. Diskusjon

Tilleggsfôring av rein på utmarksbeite kan utvilsomt føre med seg nye plantearter. Både frøspiringsprosjektet på klimalaboratoriet og datainnsamlingen i nærheten av innhegninger i Kautokeino viser at nye arter har kommet til og at frø overlever ensilering.

Ingen av artene vi dyrket frem går under betegnelsen ” svartelistede arter”. Alle er relativt vanlige i Finnmarksfloraen.

Mine resultater viser at det ikke er forskjell i artsmangfoldet innenfor og utenfor innhegningene. Jeg fant ikke endringer i antall arter mellom inn og utsiden av innhegningene selv om artsmangfoldet varierte mellom lokalitetene.

Vi ser på figur 10 og 11 at artene som var mest tilstede utenfor innhegningene ikke var de samme som de som mest tilstede innenfor innhegningene: Krekling, bjørk, einer og mose var mest tilstede utenfor innhegningene. Og innenfor innhegningene var dvergbjørk, rabbesiv, markrapp, starr og ryllik sterkest tilstede. Sammensetningen av arter endrer seg når en innhegning blir satt opp næringstilgangen og tråkk øker.

Lokale arter endrer sammensetning og svartelistede plantearter antas å lykkes først og fremst fordi de unnslipper sine naturlige fiender, ikke på grunn av nye interaksjoner med sine nye naboer (Callaway 2000).

Ved å påføre ett avgrenset område den ekstra påkjenningen tråkk, beite og næringstilgang kan medføre. Så kan enkelte arter forsvinne, og andre arter får mulighet til å etablere seg. Det kan det ta lang tid før effektene av tilleggsfôring blir synlige.

Lokalitet C, som har vært brukt med supplerende fôring kortest tid (10-12 år) viser til ett høyere artsmangfold. Mye tråkk og beiting kan tilsynelatende ha gjort at de stedegne artene ofte må gi tapt. For eksempel dvergbjørk og krekling bruker lengere tid og etablere seg enn pionerarter som gress og starr. Jeg kunne ikke se noen signifikant interaksjon mellom lokalitet og innhegning, det betyr at forskjell i tid brukt er ikke er så viktig som jeg først trodde.

Reinen kan også selv fungerer som en frøspreader. Frøene overlever fordøyelseskanalen og kan spire i et nytt habitat via avføringen, frøene kan overleve i 72 timer i tarmen, dette er såkalt endozoochory (Cosyns et al. 2005, Bråthen 2007). Reinen har også vist seg å påvirke vegetasjonen og strukturen i enkelte naturområder (Väre H et, al 1996), nyetablering av

fjellbjørkeskog (*Betula tortuosa*) og furu (*Pinus sylvestris*) (Helle.T et, al 1993) (Oksanen, L,et al. 1995)

Ifølge finsk forskning trenger et beiteområde minimum 7 år for å gjenopprettes til en tilstand tilstrekkelig til å sikre overlevelse av rein og fortsette produksjonen av lav (Kumpula, J. et,al 2000), men i mitt studie er ikke lavarter noe jeg har fokusert på. Innenfor og utenfor innhegningene jeg foretok artskartlegging var ikke lavartene dominerende. Deler av Finnmark er i dag vurdert som overbeitet i forhold til beitegrunnet (Tømmervik et al. 2011, NINA rapport 204, 2006).

Høye tettheter av tamrein i Finnmark gir også utslag i en betydelig reduksjon i mengden av blomstrende planter på fjellet (Bråthen et al 2007). Dette kan gi utslag i dårlig rekruttering av nye planteindivider. I kalde lav-produktive miljøer som f.eks. Finnmark finnes det ofte frøbegrensende vegetasjon når det gjelder plante etablering og total artsrikdom (Foster et al. 2004, Eskelinen og Virtanen 2005). Klimaet i Kautokeino er preget av korte somre og kalde vintre. Det kaldeste området målt i Norge er Kautokeino, der den laveste årstemperaturen er målt til  $-3,1$  °C (Met.no). Men også biotiske faktorer, som predasjon og konkurranse, kan være medvirkende til at ingen spiringer fra svartelistede arter ble funnet i felt. Etablering av nye plantearter er veldig påvirket av faktorer som for eksempel klima og temperatur.

På bakgrunn av de resultatene jeg fikk gjennom å ha gjennomført ett frøspiringsprosjekt på klimalaboratoriet i Tromsø vil jeg ikke anbefale å bruke fôr i form av tørrhøy eller rundball på utmarksbeite. Mine funn av springsdyktige frø i fôret betyr at eventuelle frø fra svartelistede arter også har muligheten til å etablere seg med levedyktig populasjoner. Sjansene er små men det er viktig å være «føre var» og prøve og unngå spredningen av uønskede arter i norsk natur. Faren for frøspredning av svartelistede plantearter er uten tvil er tilstede i uttransportert reinfôr.

## **8.0 Konklusjon**

Etter å ha kartlagt frøspredningspotensialet fra rundballer på Holt kunne vi se at frø kan overleve ensilering og etablere seg under optimale spiringsforhold. Resultatene etter feltarbeid ved innhegninger i Finnmark sommeren 2012 viser at frøspredningen av svartelistede plantearter ikke forekom. Jeg fant ingen ukjente arter og ingen endring i artsrikheten. Jeg så at praksisen med innhegninger har en viss innvirkning på de lokale artenes sammensetning primært grunnet økt næringstilgang og tråkk i områdene det tilleggsfôres i.

## **9.0 Eventuell videre forskning**

Årlige befaringer og feltarbeid langs faste transekter er en nødvendighet for å kunne se en eventuell endring. Endringer i floraen skjer sakte og det vil kunne ta mange år før man kan se de potensielt negative konsekvensene tilleggsfôringen kan påføre ett beiteområde.



## 10.0 Litteratur:

**Alm, T., Piirainen, M. & Often, A.:** *Centaurea phrygia* subsp. *phrygia* as a German polemochore in Sør-Varanger, NE Norway, with notes on other taxa of similar origin.

Bot. Jahrb. Syst. 127: 417–432. 2009. — ISSN 0006-8152.

**Bråthen, Kari Anne, Victoria T. Gonzalez, Marianne Iversen, Siw Killengreen, Virve T. Ravolainen, Rolf A. Ims and Nigel G. Yoccoz, 2007.** Endozoochory varies with ecological scale and context 7-14

**Bråthen, K. A., R. A. Ims, N. G. Yoccoz, P. Fauchald, T. Tveraa, and V. H. Hausner. 2007.** Induced shift in ecosystem productivity? Extensive scale effects of abundant large herbivores. *Ecosystems* 10:773-789.<http://dx.doi.org/10.1007/s10021-007-9058-3>

**Callaway, R. M. and E. T. Aschehoug. 2000.** Invasive plants versus their new and old neighbors: a mechanism for exotic invasion. *Science* 290:521-523

Ecology and Control of Introduced Plants

**Cosyns, E. et al. 2005.** Germination success of temperate

grassland species after passage through ungulate and rabbit guts. *J. Ecol.* 93: 353-361

**Eskelinen, A. and Virtanen, R. 2005.** Local and regional processes in low-productive mountain plant communities: the roles of seed and microsite limitation in relation to grazing. *Oikos* 110: 360-368.

**Ehrenfeld, J.G. (2010).** Ecosystem consequences of biological invasions. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 41, 59–80.

**Fitz-Patrick, E.A. (1997)** Arctic soils and permafrost. *Ecology of Arctic Environments* (eds Woodin, S.J. & Marquiss, M.), pp. 1-40. Blackwell Science, Oxford.

**Foster, 2004.** Propagule pools mediate community assembly and diversity-ecosystem regulation along a grassland productivity gradient. *J. Ecol.* 92: 435-449.

**Forbes, B. C.** (2001). Anthropogenic disturbance and patch dynamics in circumpolar arctic ecosystems (vol 15, pg 958, 2001). *Conservation Biology*, 15 (6): 1833-1833.

**Gaertner, M., Breeyen, A.D., Hui, C. & Richardson, D.M.** (2009). Impacts of alien plant invasions on species richness in Mediterranean-type ecosystems: a metaanalysis. *Progr. Phys. Geogr.*, 33, 319–338.

**Gederaas, L., Salvesen, I. & Viken, Å.** (red.) (2007)

<http://www.artsdatabanken.no/frontpageAlt.aspx?m=2>

**Hagen, D.** (2010). Økologisk restaurering av naturinngrep i høgfjellet og i arktis – utvikling av metoder. *NINA Temahefte 42*: 4 s.

**Hagen, D.** (2003). Tilbakeføring av Hjerkins skytefelt til sivile formål, Temautredning ”Revegetering” *Trondheim*: 65 s.

**Helle, T. and Moilanen, H.** 1993. The effects of reindeer grazing on the natural regeneration of *Pinus sylvestris*. *Scand. J. For. Res.* 8, 395–407.

**Helle, T. & Kojola, I.** (1993) Reproduction and mortality of Finnish semi-domesticated reindeer in relation to density and management strategies. *Arctic* **46**, pp. 72-77.

**Helle, T. & Kojola, I.** (1994) Body-mass variation in semidomesticated reindeer. *Canadian Journal of Zoology* **72**, pp. 681-688.

**Helle, T., Niva, A. & Kojola, I.** (2001) Impact of snow cover on the reindeer population in Käsivarsi, NW Finland: is North Atlantic Oscillation (NAO) involved? *Suomen Riista* **47**, pp. 75-85.

**Hejda, M., Pysˇek, P. & Jarosˇik, V.** (2009). Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *J. Ecol.*, 97, 393–403.

**Imms, R. A., Yoccoz, N, G., Fauchvald, P.& Tveraa, T.**2007. Can reindeer overabundance cause a trophic cascade? *Ecosystems* 10, 607-622

**Johansen, B. & S. R. Karlsen.** 2005. Monitoring vegetation changes on Finnmarksvidda, Northern Norway, using Landsat MSS and Landsat TM/ETM+ satellite images. *Phytocoenologia* **35**: 969-984.

**Kumpula, J., Colpaert, A. and Nieminen, M.** 2000. Condition, potential recovery rate,

and productivity of lichen (*Cladonia* spp.) ranges in the Finnish reindeer management area. *Arctic* 53, 152–160.

**Kumpula, J. & Nieminen, M.** (1992) Pastures, calf production and carcass weights of reindeer calves in the Orianniemi co-operative. *Rangifer* 12, pp. 93-104.

**Liao, C., Peng, R., Luo, Y., Zhou, X., Wu, X., Fang, C. et al.** (2008). Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: a meta-analysis. *New Phytol.*, 177, 706–714.

**McNeely JA** (2001) The great reshuffling. Human dimensions of invasive alien species. IUCN, Cambridge

**Moen, R., Olsen, M. A., Haga, Ø. E., Sørmo, W., Utsi, T. H. A. & Mathiesen, S. D.** 1998. Digestion of timothy silage and hay in reindeer. *Rangifer*, 18 (1): 35-45.

**Moen, A.** 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Statens kartverk, Hønefoss.

**Moen, J. & Danell, Ø.** 2003. Reindeer in the Swedish Mountains: An Assessment of grazing impacts. *Ambio* 32, 397-402.

**Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhøy, P., Strand, O.** 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to powerlines, roads and resorts. *Biological conservation* 101:351-360.

**NINA** fagrapport nr 76 <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/fagrapport/076.pdf>

**Oksanen, L., Moen, J. and Helle, T.** 1995. Timberline patterns in northernmost Fennoscandia. Relative importance of climate and grazing. *Acta Bot. Fenn.* 153, 93–105.

**Pejchar, L. & Mooney, H.A.** (2009). Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends Ecol. Evol.*, 24, 497–504.

**Powell, K.I., Chase, J.M. & Knight, T.M.** (2011). A

Reindriftnytt 3-2011 (side 36), Reindriftnytt Alta

**Powell, K.I., Chase, J.M. & Knight, T.M.** (2011). A synthesis of plant invasion

effects on biodiversity across spatial scales. *Am. J. Bot.*, 98, 539–548.

**Skogland**, T. (1985) The effects of density-dependent resource limitations on the demography of wild reindeer. *Journal of Animal Ecology* **54**, pp. 359-374.

**Slaggård**, J. r., Nordbakken, J.-F. & Rydgren, K. (2007). En vegetasjonsøkologisk undersøkelse av fire rørgater på Vestlandet. *Norges vassdrags- og energidirektorat, rapport nr 16*: 35 s.

**Thorvaldsson**. G. & Andersson. S. 1986. Variations in Timothy Dry Matter Yield and Nutritional Value as Affected by Harvest Date, Nitrogen Fertilization, Year and Location in Northern Sweden. *Acta Agric Scand* 36:367-287)

**Tylianakis**, J.M., Didham, R.K., Bascompte, J. & Wardle, D.A. (2008). Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecol. Lett.*, 11, 1–13.

**Tømmervik** et al. 2011: Hans Tømmervik, Jarle W. Bjerkea, Eldar Gaare, Bernt Johansen, Dietbert Thannheiser  
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1754504811000948>

**Uhlig**, C. r., Lombnæs, P. r., Haraldsen, T. K. & Pedersen, P. A. (2007). Restaurering og revegetering av ulike naturtyper. *Bioforsk FOKUS*, 2 (20): 49.

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

**Vila`**, M., Tessier, M., Suehs, C.M., Brundu, G., Carta, L., Galanidis, A. et al. (2006). Local and regional assessment of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. *J. Biogeogr.*, 33, 853–861.

**Øksendahl**, H. 1994. Lav og rundballeensilert engsvingel som krisefôr til reinkalvar, innverknad på mage-tarmanatomien og evnen til cellulosegjæring. Universitetet i Tromsø, Avdeling for Arktisk Biologi.

**Åhman**. B. 2000. Utfodring av renar. Sámiid Riikkasearvi/SSR, Umeå

**Åhman**, B. 2002. Utfodring av renar. Sámiid Riikkasearvi, Luleå.

**Aagnes**, T. H., Blix, A. S. & Mathiesen, S. D. 1996. Food intake, digestibility and rumen fermentation in reindeer fed baled timothy silage in summer and winter. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, 127: 517-523.

**Aarnes**, Halvor 2006. *Plantefysiologi - plantenes stoffomsetning, vekst og utvikling*

**Åhman**. B. 2000. *Utfodring av renar. Sámiid Riikkasearvi/SSR*, Umeå.

## **11.0 Internett kilder**

**Direktoratet for naturforvaltning (DN) Fremmed arts basen:**

<http://www.artsdatabanken.no/Article.aspx?m=173&amid=2578>

**Dyrehold og dyrevelferd regjering.no:**

<http://www.regjeringen.no/nb/dep/lmd/dok/regpubl/stmeld/20022003/stmeld-nr-12-2002-2003-/6/2/6.html?id=328445>

**Definisjon av Ensilering.**

<http://www.mn.uio.no/bio/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/e/ensilering.html>

**Spredning av fremmede treslag - trussel eller mulighet? :**

[http://skogoglandskap.pdc.no/index.php?seks\\_id=4566&t=V](http://skogoglandskap.pdc.no/index.php?seks_id=4566&t=V)

**Store norske leksikon om spiring:**

<http://snl.no/spiring>

**St.meld. nr. 12 (2002–2003) Om dyrehold og dyrevelferd.**

<http://www.regjeringen.no/Rpub/STM/20022003/012/PDFS/STM200220030012000DDDPD FS.pdf>

**Økologiske risikovurderinger av svartelistede arter:**

<http://www.artsdatabanken.no/Article.aspx?m=172&amid=2581>

<http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2006/204.pdf>