

Vad karakteriserar ett betespräglat landskap

Slutrapport

Författare: Johan Olofsson, Maja Sundqvist, Jon Moen,
Robert Björk

NATURVÅRDSVERKET

Förord

Den här studien har bara varit möjlig för att det funnits så många hägn som utestängt ren i mer än 15 år tillgängliga att inventera. Hägnen har byggts för forskning eller miljöövervakning och det här projektet är därför resultatet av ett framgångsrikt samarbete mellan länsstyrelser, naturvårdsverk och universitet. Det är dock ett stort problem att underhålla hägn under så lång tid. Vi vill därför rikta ett stort tack till alla som bidragit till att hägnen vi inventerat varit i bra skick, men också poängtera att många hägn som hade kunnat användas hade förfallit och blivit obrukbara. Om vi skall få en god kunskap om hur renbete påverkar vegetationen över lång tid är det viktigt att konstruktion av nya hägn möjliggörs och att befintliga hägn underhålls. Vi vill också tacka alla renskötare som accepterat att hägnen har stått på deras betesmarker.

Innehåll

1.	SAMMANFATTNING	5
2.	SUMMARY	6
3.	INLEDNING	7
4.	METOD	9
5.	RESULTAT	10
6.	DISKUSSION	19
7.	KÄLLFÖRTECKNING	21

1. Sammanfattning

Vegetationen i Arktis är för närvarande i förändring. Växter har spridit sig till högre höjder och breddgrader. Denna expansion av befintlig vegetation är en respons på ett varmare klimat, vilket har lett till att Arktis som helhet har blivit grönare. Framförallt har en omfattande ökning av buskar dokumenterats. Denna ökning av buskar kan vara ett hot mot funktionen och den biologiska mångfalden i Arktis. Vegetationen ökar dock inte överallt. I många områden kan inga som helst vegetationsförändringar observeras, och i andra områden har vegetationen eller en viss typ av växter minskat. Att förstå dessa förändringar är avgörande för att förutspå vilka förändringar som kommer att ske i framtiden. En stor del av Arktis och nästan hela svenska fjällvärlden är betade av renar. Det är därför viktigt att förstå hur renar påverkar vegetationen. Tidigare studier har visat att renar kan påverka dessa ekosystem, exempelvis genom att ändra vegetationens sammansättning, artrikedomen, näringscirkulation i marken, albedo och kolinlagringen. Exakt hur både påverkan och förändringarna ter sig varierar dock kraftigt mellan studier, troligtvis beroende på skillnader i betesregim, vegetationstyp samt studiernas metod och längd. Det är därför utifrån tidigare studier svårt att generellt beskriva vilken påverkan renar har.

I det här projektet har vi inventerat alla hägn vi kunnat hitta som är mellan 15 och 25 år gamla och där tydlig dokumentation om den ursprungliga vegetationen finns. Alla hägn inventerades med samma metod. Vi lyckades med dessa kriterier identifiera 56 hägn med placerade i hela den Skandinaviska fjällkedjan. Vi kan därför svara på frågan hur annorlunda dagens fjällvegetation skulle ha varit om vi inte haft några renar under de senaste 20 åren. Studierna visar att vi i genomsnitt får mer vegetation i hägnen. Studien visar också att förändringarna är relativt små i lätt betade områden och stora i hårt betade områden. Vegetationen i hägnen förändrades i olika riktningar beroende på ursprunglig vegetationstyp och betesregim. Dock kan man ändå generellt säga att lövfällande buskar och ris, samt lavar gynnas när renar utestängs, framförallt på tundran. Städsegröna ris ökade i hägnen, och graminoider minskade i hägnen, men bara i skogen. Mossor minskade i hägnen på tundran men ökade i hägnen i skogen. Effekten av att utestänga renar på artrikedomen varierade beroende på områdets produktivitet. I produktiva områden minskade artrikedomen i hägnen, förmodligen som en följd av en ökad konkurrens mellan växterna. I lågproduktiva områden där konkurrensen inte är lika stark, ökade artrikedomen när renar utestängts.

Vår systematiska undersökning i många områden ger en tydlig bild över hur renar påverkar vegetationens sammansättning och artrikedomen i fjällen, och utgör därför en bas för att förstå hur dagens rennäring påverkar vegetationen. Denna rapport kan vara en värdefull vetenskaplig bas för framtida strategier för att uppnå miljökvalitetsmålet *En Storslagen Fjällmiljö*, och för att utforma den framtida förvaltningen av våra fjällområden.

2. Summary

The vegetation in the Arctic is currently changing in response to ongoing climate change. Species are spreading to higher altitudes and latitudes, and the already established vegetation is expanding. Especially shrubs are currently increasing in abundance. These vegetation responses are probably one of the reasons for the circumpolar greening of the Arctic that has been observed in many places, and this increased biomass could be a threat to diversity and functioning of Arctic ecosystems. But the vegetation is not increasing everywhere. In many places, no change or a decrease in vegetation or specific plant growth forms have been observed. Understanding all of these changes is crucial to predict future changes in the Arctic. A large part of the Arctic, and almost the whole Swedish tundra is grazed by reindeer. It is thus important to understand how reindeer influence the vegetation. Reindeer grazing and trampling is known to alter species composition, species richness, nutrient cycling, carbon storage, and the albedo of Arctic ecosystems, but the impact can vary depending on grazing regime, vegetation type or the method and length of the experiment. It has thus been difficult to provide a general description on how reindeer influence Arctic ecosystems.

In this project, we have inventoried all available exclosures that fulfill our criteria of being 15-20 years old and to all have documented original vegetation data from the start of the experiments. All exclosures and control plots were then inventoried with the same method. We identified 56 exclosures distributed throughout the Scandinavian mountain region. Using this method, we can investigate how different the mountain vegetation would have been if it would not have been grazed by reindeer for the last two decades. This study reveal that it would have been more vegetation in the Scandinavian mountains if it would not have been grazed by reindeer during the last two decades. It also shows that the effects are fairly small in lightly grazed areas and larger in heavily grazed areas. The composition of the vegetation did, however, change along different successional trajectories depending on grazing regime and vegetation composition. Some effects were general, including an increase of deciduous shrubs, deciduous dwarf-shrubs, and lichens in exclosures. Other responses depended on the habitat. For instance, evergreen dwarf shrubs increased while graminoids decreased in exclosures in the forest only. Mosses decreased in exclosures in the forest but increased in exclosures in the tundra. The effect of excluding reindeer on the species richness depended on the productivity of the area; species richness increased in exclosures in low productive areas and decreased in exclosures in productive areas.

Our systematic re-inventory of all existing exclosures in the Scandinavian mountains reveal how reindeer presently influence plant community composition and richness across Fennoscandia. It thus serves as an excellent base for understanding future strategies for the environmental quality goal *A Magnificent*

Mountain Ecosystem and future strategies for the management of the Swedish mountain region.

3. Inledning

I Naturvårdsverkets Förslag till en strategi för miljö kvalitetsmålet Storslagen fjällmiljö (Naturvårdsverket 2014) spelar rennäringen en central roll. För att stärka arbetet med att nå miljö kvalitetsmålen föreslår Naturvårdsverket etappmål med tillhörande åtgärder för tre centrala områden, varav ett är att skapa *”förutsättningar för ett betespräglat fjällandskap”*. Mer exakt föreslår Naturvårdsverket *”För att upprätthålla det betespräglade, storslagna landskapet och därigenom bidra till den biologiska mångfalden och kulturmiljövärden föreslås följande etappmål: År 2020 finns förutsättningar för ett hållbart renbete i fjällområdet.”* Renbete bedöms i ovan nämnda rapport (Naturvårdsverket 2014) som avgörande för att uppfylla miljö kvalitetsmålet eftersom rennäring bedrivs i nästan hela fjällkedjan, och renbetet anses bidra till fjällandskapets höga natur- och kulturvärden.

Ett för svagt, eller i framtiden minskat, betestryck i vissa regioner pekas även ut som ett av problemen för att uppnå miljömålet, eftersom ett lågt betestryck bidrar till en förbuskning av fjällekosystemet, speciellt i ett varmare klimat (Naturvårdsverket 2014). Vidare preciseras det att *”Speciellt viktigt är ett högt betestryck på närings- eller kalkrika, ofta gräs- eller örtdominerade marker (ängsvegetation i växtgeografisk mening), eftersom dessa är rika på arter som gynnas av att ett högt betestryck som håller tillbaka konkurrenskraftiga arter, inklusive buskar och träd.”* och att *”Tillräckligt bete är en förutsättning för gynnsam bevarandestatus för många i fjällen förekommande naturtyper listade i Annex 1 i EU:s art- och habitatdirektiv. Framförallt för de stora arealerna av kalffjällsnaturtyperna 4060 (alpina rishedar, särskilt kalkrika varianter, så kallade Dryashed), 6150 (alpina silikatgräsmarker) och 6170 (alpina kalkgräsmarker) kan etappmålet ha stor betydelse.”* Det konstateras därför att *”Det finns ett behov av att komplettera etappmålet om förutsättningar för ett betespräglat landskap med riktade insatser som tryggar betet i områden med särskilda betesbehov.”*

Det ställs därför stora förhoppningar till att renbete skall vara med och bidra till uppfyllandet av miljö kvalitetsmålet *”En Storslagen Fjällmiljö”*. En viktig fråga är då vilken vetenskaplig grund det finns för att renar verkligen kan bidra med dessa ekosystemtjänster. Det finns ganska många studier som har undersökt hur renar påverkar fjällekosystemen. Studier längs gränsstängsel har visat att ett hårt bete under flera decennier kan leda till dramatiska vegetationsförändringar. I dessa hårt betade områden har den lågproduktiva tundran ersatts med näringsrika gräsmarker (Olofsson *et al* 2001, Olofsson *et al* 2004, Väisänen *et al* 2014). Vi vet också från ett antal studier att renar minskar förekomsten av marklavor (Olofsson *et al* 2001, Bernes *et al* 2015, van der Wal 2006), och lövfällande buskar och träd (Olofsson *et al* 2009, Pajunen *et al* 2011, Pajunen *et al* 2012, Biuw *et al* 2014, Vowles *et al* 2017) i stora områden. Småskaliga experiment visar att renbete har potential att förhindra vissa effekter av klimatförändringar. Renbete kan förhindra att värmegynnade örter (Kaarlejärvi *et al* 2013, Kaarlejärvi & Olofsson 2014) och lövfällande buskar (Olofsson *et al* 2009) ökar som en följd av ett varmare klimat.

Renbete kan därigenom bidra till att skydda den lokala artdiversiteten (Olofsson J & Shams 2007, Eskelinen *et al* 2017) och speciellt ovanliga och rödlistade arter (Olofsson & Oksanen 2005). Renar har dessutom potentialen att bromsa den framtida uppvärmningen genom att den minskade förekomsten av buskar som en följd av bete leder till en ökad albedo och därför en högre reflektion av solenergi (te Beest *et al* 2016).

Om vi skall kunna använda renbete som ett verktyg till att uppnå miljö kvalitetsmålet *En Storslagen Fjällmiljö* och reducera de oönskade effekterna av ett varmare klimat räcker det inte att veta potentiella effekter i vissa lokaler, vi måste också förstå när och hur de blir realiserade och hur effekterna varierar över hela fjällkedjan. Här är kunskapen mycket mer begränsad. I en översiktsartikel som sammansällt all tillgänglig litteratur kring hur renar påverkar vegetationens sammansättning fann man statistiskt stöd för att renar minskar abundansen av marklavar (Bernes *et al* 2015). Effekten av renbete på artrikedomen var positiva i områden med hög årsmedeltemperaturer och negativa i områden med låg årsmedeltemperaturer (Bernes *et al* 2015). Effekterna på örter, gräs, buskar och mossor var svaga och inte statistiskt signifikanta, även om många individuella studier visade på starka effekter (se ovan), och tillgänglig information var inte tillräcklig för att avgöra under vilka omständigheter dessa positiva och negativa effekter realiserades, fr a eftersom metodiken varierade starkt mellan olika studier (Bernes *et al* 2015).

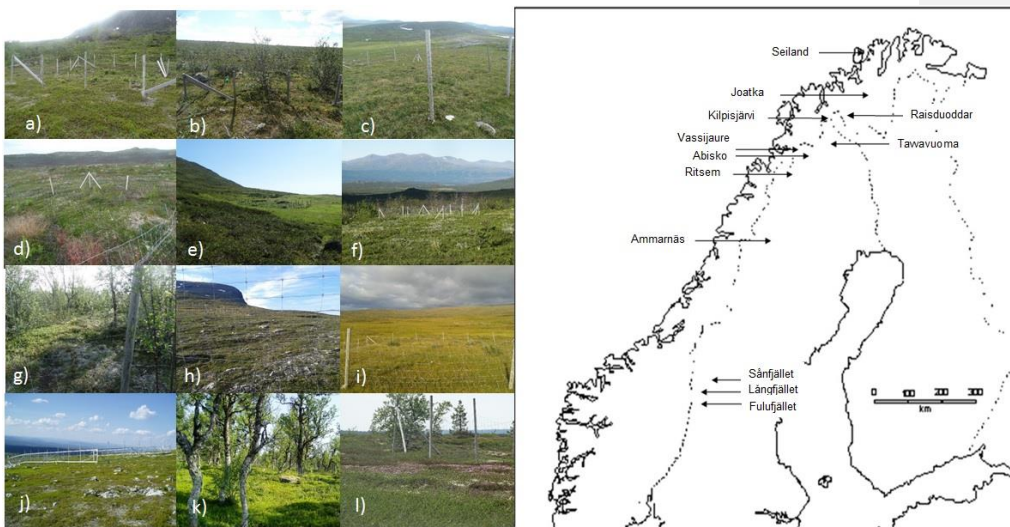
Den här studien har därför en unik möjlighet att bidra med information om hur stor effekt renarna verkligen har på vegetationen idag, och hur effekten varierar med de olika betesregimer och miljöförhållanden som finns i fjällvärden, eftersom vi har använt samma metodik i alla områden. För att svara på dessa frågor har vi inventerat alla tillgängliga hägn som utestänger renar i den skandinaviska fjällkedjan på ett systematiskt och enhetligt sätt. Alla hägnen skall uppfylla vissa i förväg bestämda kriterier som att de skall vara tillräckligt stora, replikerade på varje lokal, minst 15 år gamla och att data på ursprungsvegetation när hägnen byggdes skall vara tillgänglig. Med dessa kriterier har vi hittat 56 hägn som alla inventerades under 2014 och 2015. Med hjälp av dessa hägn kan vi på ett adekvat sätt svara på hur fjällvegetationen skulle ha sett ut om den inte hade betats av renar under de två senaste decennierna. Dessa resultat kan utgöra en grund för att diskutera vad som karakteriserar ett betespräglat landskap, och hur effekten av renar på vegetationen beror på faktorer som vegetationens sammansättning och produktivitet, betetrycket av renar och klimat.

4. Metod

4.1 Vegetationsanalys

I denna studie genomfördes en inventering av totalt 56 hägn och dess parade kontrolltytor spridda över 13 lokaler i Sverige, Norge och Finland (Figur 1, Tabell 1). All datainsamling skedde under juli-augusti 2014, förutom en analys av betetryck på alla lokaler samt inventeringar av hägn och kontroller i Fulufjället som genomfördes under sommaren 2015. Hägnen är av varierande storlek och alla utestänger renar och andra större djur såsom älg. De etablerades mellan 1995 och 1999 och är placerade i både skog och tundra och i flera olika vanliga vegetationstyper i den skandinaviska fjällkedjan (Tabell 1). På flertalet av lokalerna förekom det tre replikat av varje behandling, förutom i Ammarnäs, Tavvavuoma Kilpisjärvi, Raisduoddar och Seiland där endast två eller ett replikat av varje behandling fanns tillgänglig beroende på vegetationstyp (Tabell 1).

Figur 1. Hägn som utesluter renar från vegetationen vid varje lokal inom denna studie (a-l) och karta över de 13 lokaler där hägn har rests mellan 1995-1999. a. Seiland, b. Joatka, c. Raisduoddar, d. Vassijaure, e. Kilpisjärvi f. Abisko, g. Tavvavuoma h) Ammarnäs i) Ritsem j. Sånfjället, k. Långfjället, l. Fulufjället.



4.2 Vegetationsanalys

Vegetationen analyserades i småtytor i varje provyta (dvs ett hägn eller dess parade kontrolltyta) och datat för varje enskild småtyta användes för att beräkna ett medelvärde för varje mätning för hela provytan (se Tabell 1 för antal småtytor som använts i varje provyta). Vegetationens sammansättning och artantal mättes med punktfrekvensanalys. Denna metod innebär att arters abundans och förekomst i

varje småyta mäts genom analys av det totala antalet gånger vegetationen träffas av 50 nålar, där 10 nålar med 5 cm mellanrum fästa på en 50 cm lång ram sänks ner mot vegetationen fem gånger i varje småyta (förutom i Ammarnäs där 100 nålar användes). Därefter beräknades det totala antalet träffar per 100 nålar i varje småyta genom att punktfrekvensdata per 50 nålar multiplicerades med två. Med dessa punktfrekvensdata beräknades även abundans som totalt antal träffar per 100 nålar för specifika funktionella grupper av växter. De arter i varje småyta som inte träffades av en nål noterades och lades ihop med de arter som träffats av nålen för att uppnå det totala artantalet för varje yta.

Vegetationens bladyteindex (LAI), som är ett mått på hur mycket ljus som når ner till marken under vegetationen och därmed ger en skattning av hur mycket vegetation som finns i varje yta, uppmättes i varje småyta med en Accupar LP-80 (Decacon Devices). LAI beräknades efter att två mätningar av PAR (Photosynthetically active radiation; $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) ovanför vegetationen och tre mätningar av PAR under vegetationen genomfördes med hjälp av en stav (84 cm) som totalt innehåller åtta PAR sensorer och där antalet sensorer anpassats till småytans storlek. I varje småyta mättes även vegetationens grönhet (NDVI) där sensorer, placerade på en handhållen stav 2 m ovan marken, mäter inkommande och reflekterat ljus från vegetationen (2-kanals sensorer - SKR 1800D/SS2, SKR 1800ND/SS2, och en SKL 925 SpectroSense2+ logger, Skye Instruments). Både LAI och NDVI kan därför tolkas som ett mått på biomassa.

4.2 Miljövariabler

I varje småyta i varje hägn och kontroll mättes markfukt som VWC (Volumetric Water Content, %) på tre olika ställen, och dessa tre mätvärden användes för att beräkna ett medelvärde för varje småyta. Tio stycken slumpmässigt tagna jordprov insamlades från humuslagret från varje hägn och kontrollyta med hjälp av en 4 cm diameter jordprovstagare. Djupet på det organiska lagret noterades för varje enskilt prov och alla tio prover från varje provyta slogs samman i en och samma plastpåse för att uppnå ett representativt jordprov för hela provytan. Efter insamlandet av jordprov förvarades de i kylan inför framtida extraktion och analys av koncentrationer av minerala näringsämnen (ammonium, nitrat och fosfat). Varje jordprov homogeniserades genom att det fick passera genom en sil (4 mm) där större rötter och andra partiklar sorterades bort. Därefter extraherades minerala näringsämnen ifrån ett delprov (5 g färskvikt) från varje enskilt jordprov i en 80 ml 1 M KCl lösning. Koncentrationer av ammonium, nitrat och fosfat mättes därefter genom kolometri på en AutoAnalyser III (SEAL Analytical, Kontram OmniProcess AB) och presenteras som mg g^{-1} torrsvikt.

För att erhålla ett jämförbart mått på betestryck och habitatanvändning av ren i området i anslutning till varje hägn lades en 20 x 1 m transekt ut vid varje hägn och antal renspillningar mättes inom varje transekt. Årsmedeltemperatur och nederbörd (MAT och MAP) för åren 1995-2013 beräknades för varje enskild lokal utifrån klimatdata från SMHI (luftwebb.se) och www.senorge.no.

NATURVÅRDSVERKET RAPPORT 0000
Vad karakteriserar ett betespräglat landskap

NATURVÅRDSVERKET RAPPORT 0000
Vad karakteriserar ett betespräglat landskap

Tabell 1. Information om år för etablering, miljöfaktorer, antal samt storlek på provytor (H=hägn, K= kontroll) och småytor inventerade vid varje vid varje lokal *M* = med mossor, *L* = med lavar, *H* = med högrört, *Ö* = med örter

Lokal	Land	Lat/Long	Etablerad, år	Vegetationstyp	Höjd (m ö h)	Storlek	Antal provytor	Antal småytor	Storlek
						provytor (m)	(H + K)	per provyta	småytor (m)
Långfjället	Sverige	62°N, 12°E	1995	Rished	840	25 x 25	3 + 3	20	1x 1
				Gräshed	1010	25 x 25	3 + 3	20	1x 1
				Björkskog <i>M</i>	800	25 x 25	3 + 3	20	1x 1
Fulufjället	Sverige	61°N, 12°E	1995	Rished	930	25 x 25	3 + 3	20	1x 1
				Björkskog <i>L</i>	860	25 x 25	3 + 3	20	1x 1
				Björkskog <i>M</i>	880	25 x 25	3 + 3	20	1x 1
Sänfjället	Sverige	62°N, 13°E	1995	Rished	910	25 x 25	3 + 3	20	1x 1
				Björkskog <i>M</i>	940	25 x 25	3 + 3	20	1x 1
Ammarnäs	Sverige	66°N, 16°E	1996	Rished	800	100 x 100 ¹	2 + 2	30	0,7 x 0,3
				Björkskog <i>H</i>	600	100 x 100 ¹	1 + 1	30,13 ²	0,7 x 0,3
Ritsem	Sverige	67°N, 17°E	1995	Rished	840	25 x 25	3 + 3	20	1 x 1
				Äng	820	25 x 25	3 + 3	20,8 ³	1 x 1
Abisko	Sverige	68°N, 18°E	1998	Rished	600	8 x 8	3 + 3	8	0,5 x 0,5
				Björkskog <i>L</i>	600	8 x 8	3 + 3	8	0,5 x 0,5
Vassijaure	Sverige	68°N, 18°E	1998	Rished	500	8 x 8	3 + 3	8	0,5 x 0,5
				Björkskog <i>Ö</i>	500	8 x 8	3 + 3	8	0,5 x 0,5
Tavvavuoma	Sverige	68°N, 21°E	1995	Björkskog <i>M</i>	520	25 x 25	2 + 2	20	1x 1
				Björkskog <i>L</i>	460	25 x 25	1 + 1	20	1x 1
Kilpisjärvi	Finland	69°N, 20°E	1999	Äng	600	10 x 30	2 + 2	6,8 ⁴	0,5 x 0,5
Raisduoddar	Norge	69°N, 20°E		Äng			2 + 2	8	1 x 1
Joatka	Norge	69°N, 24°E	1998	Rished	600	8 x 8	3 + 3	8	0,5 x 0,5
				Björkskog <i>L</i>	600	8 x 8	3 + 3	8	0,5 x 0,5
Seiland	Norge	70°N, 23°E	1998	Rished	600	8 x 8	2 + 2	8	0,5 x 0,5

¹Mätningar genomfördes i en 50 x 100 m stor yta varje hägn- och kontrollyta. ²LAI och NDVI genomfördes på 30 småytor inom varje hägn och kontroll och vegetationsanalys av arter och dess abundans genomfördes på 13 småytor. ³LAI och NDVI genomfördes på 20 småytor inom varje hägn och kontroll och vegetationsanalys av arter och dess abundans genomfördes på 8 småytor.

⁴Vegetationsmätningar gjordes på 6 småytor i ett hägn + kontroll-par, och i 8 småytor i det andra paret.

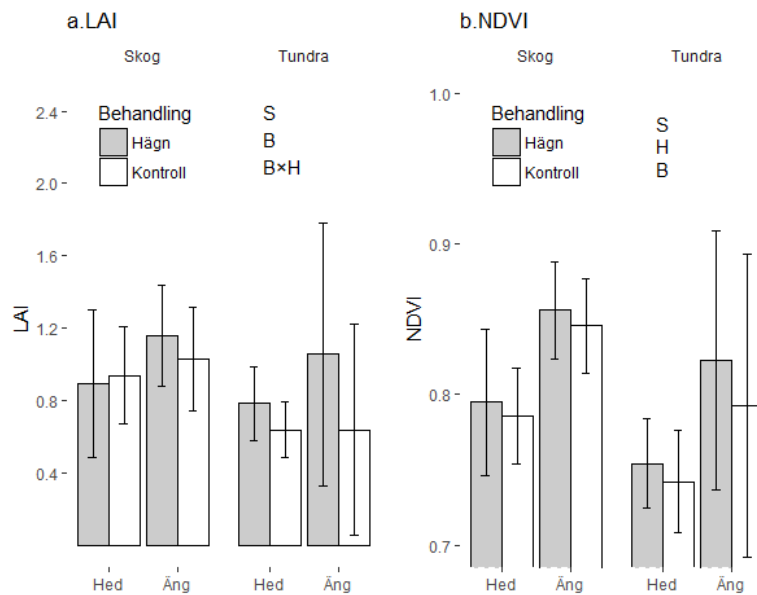
Statistik

Effekten av att utestänga renar på abundansen av olika funktionella grupper, och artrikedom testades med ANOVA (linear mixed effect model, med par av hägn och kontroller som random block). Att alla modeller uppfyllde antagandena för modellerna kontrollerades, och datat logtransformerades när det behövdes för att undvika heteroskedastisitet. Ordinationen utfördes som en NMDS i två axlar. Stress-värden kontrollerades så att modellerna var robusta. All statistik genomfördes i det statistiska programmet R (R Core Team 2017).

5. Resultat

Utestängning av renar i ungefär två decennier har resulterat i en högre abundans av växter, både om vi mäter det som bladyteindex (LAI, Figur 2a, Tabell 2) och om vi mäter det som vegetationens grönhet (NDVI, Figur 2b, Tabell 2). Ökningen av LAI i hägnen är statistiskt signifikant och större i ängsartad vegetation än i hedartad vegetation. Vi ser motsvarande ökning av NDVI i hägnen, men här är det ingen statistiskt signifikant skillnad mellan vegetationstyper. Skillnaden mellan de två indexen beror förmodligen på att NDVI blir mättat i produktiva områden, och därför inte är lika känsligt för att detektera vegetationsökningar i hägnen i de mest produktiva ängarna.

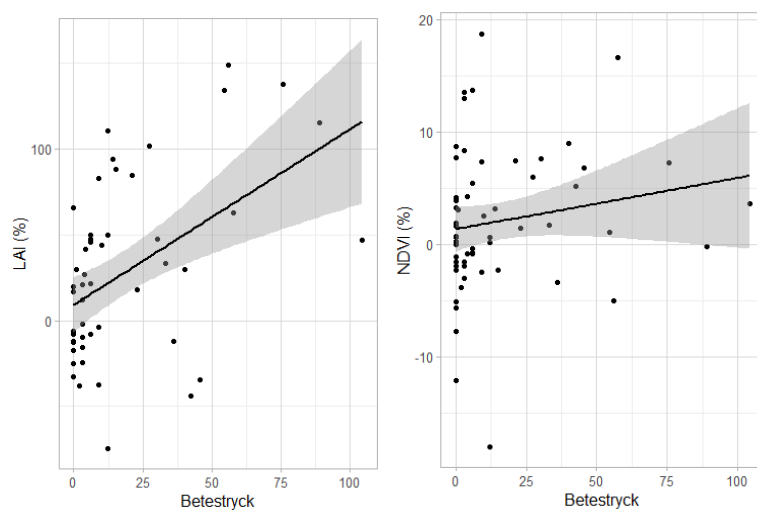
Figur 2. Effekt av att utestänga renar på fjällvegetationen mätt som a. Bladyteindex (LAI) och b. vegetationens grönhet (NDVI). Signifikanta effekter och interaktioner anges med första bokstaven för respektive faktor i figuren nedan (S:Skog/tundra, H:Hed/Äng och B:Behandling). Exakta F och P värden återfinns i Tabell 2.



Effekten av att utestänga renar på LAI och NDVI beror inte bara på vegetationstypen utan också på hur ett område utnyttjas av renar. Effekten av att utestänga renar på LAI är större vid högre rentätheter (Fig 3a, $F_{1,49}=15.0$, $P<0.001$). Vid lågt betestryck är det ingen effekt av att utestänga renar, men vid höga tätheter har LAI mer än fördubblats i hägnen på 20 år. Effekterna på NDVI liknar i stort

effekterna på LAI, men sambandet är svagare och inte statistiskt signifikant (Figur 3b, $F_{1,57}=1.7$, $P=0.200$). Även här beror skillnaden mellan dessa index förmodligen på att NDVI mätas i produktiva områdena, och att det finns ett positivt samband mellan betestryck och produktivitet.

Figur 3. Effekt av att utestänga renar på fjällvegetationen vid olika betestryck mätt som Bladyteindex (LAI) och vegetationens grönhet (NDVI). I figuren presenteras % skillnad mellan hägn och kontroll.



Om vi tittar separat på varje lokal och habitat så ser vi att utestängning av renar bara påverkar LAI i tre lokaler (Tabell 3). LAI är mer än dubbelt så högt i hägnen som i de betade kontrollerna i ängarna vid Ritsem, och är också tydligt högre i hägnen än i kontrollerna i Tavvavuoma. Dessutom var LAI högre i de betade kontrollerna än i hägnen i Långfjället (Tabell 3). NDVI var högre i hägnen på heden i Ritsem och i kontrollytorna i Långfjället. Tittar man bara på medelvärden ser man att LAI och NDVI är högre i hägnen än i de betade kontrollerna i nästan alla områden, och att skillnaderna ofta är ganska stora, men att den låga styrkan i analyserna, som en följd av få replikat, gör att få av de trenderna var statistiskt signifikanta (Tabell 3).

Kommenterad [JM1]: Vi måste tydliggöra eller diskutera nästan varför Långfjället avviker.

Tabell 3. Effekten av att utestänga renar på bladtyeindex (LAI), vegetationens grönhet (NDVI) och artantal/0.25m². Fetmarkerad text indikerar statistiskt signifikant skillnad mellan kontroller (K) och hägn (H) vid P ≤ 0.05.

Lokal		LAI	NDVI	Artantal	Vegetationstyp	Provytor
Långfjället	K	0.52±0.11	0.68±0.01	14.9±0.3	Rished+Gräshed	6 + 6
	H	0.62±0.18	0.69±0.01	14.5±0.5		
	K	1.16±0.02	0.80±0.01	12.9±0.6	Björkskog med mossor	3 + 3
	H	0.96±0.04	0.78±0.01	12.1±0.6		
Fulufjället	K	-	0.76±0.01	12.0±0.1	Rished	3 + 3
	H	-	0.77±0.01	11.8±0.6		
	K	-	0.77±0.02	12.2±0.4	Björkskog	6 + 6
	H	-	0.79±0.02	11.8±0.5		
Sånfjället	K	0.53±0.02	0.61±0.02	12.2±0.4	Rished	3 + 3
	H	0.49±0.02	0.65±0.04	12.6±0.6		
	K	1.04±0.17	0.81±0.04	10.5±0.6	Björkskog med mossor	3 + 3
	H	0.99±0.05	0.81±0.01	10.8±0.1		
Ammarnäs	K	0.60±0.12	0.76±0.03	17.6±1.2	Rished	2 + 2
	H	0.92±0.28	0.74±0.02	17.0		
	K	1.37	0.76	22.9±1.1	Björkskog med högört	1 + 1
	H	1.78	0.77	19.5		
Ritsem	K	0.21±0.02	0.67±0.01	28.8±0.7	Rished	3 + 3
	H	0.27±0.09	0.75±0.01	26.8±5.8		
	K	0.54±0.05	0.72±0.02	33.5±0.3	Äng	3 + 3
	H	1.12±0.11	0.80±0.01	37.2±5.1		
Abisko	K	0.96±0.03	0.86±0.02	10.2±1.2	Rished	3 + 3
	H	1.40±0.25	0.86±0.02	10.3±0.9		
	K	1.13±0.14	0.86±0.02	7.7±0.3	Björkskog med lavar	3 + 3
	H	1.42±0.25	0.90±0.02	7.3±0.5		
Vassijaure	K	0.92±0.30	0.87±0.02	10.9±1.3	Rished	3 + 3
	H	1.03±0.23	0.85±0.01	9.7±1.0		
	K	1.33±0.23	0.89±0.01	7.4±0.5	Björkskog med örter	3 + 3
	H	1.52±0.09	0.91±0.01	8.3±0.4		
Tavvavuoma	K	0.60±0.02	0.84±0.01	9.2±0.3	Björkskog	3 + 3
	H	0.69±0.03	0.85±0.02	9.2±0.3		
Kilpisjärvi	K	1.33±0.63	0.92±0.01	19.2±0.1	Äng	2 + 2
	H	1.91±0.41	0.93±0.01	14.3±0.5		
Raisduoddar	K	0.09±0.02	0.73±0.11	28.4±4.5	Äng	2 + 2
	H	0.13±0.04	0.78±0.10	22.7±3.6		
Joatka	K	0.41±0.10	0.75±0.02	14.0±0.8	Rished	3 + 3
	H	0.53±0.07	0.81±0.03	16.0±0.5		
	K	0.52±0.11	0.72±0.01	12.2±0.3	Björkskog med lavar	3 + 3
	H	0.30±0.07	0.70±0.06	13.0±0.5		
Seiland	K	1.28±0.29	0.79±0.01	10.2±0.2	Rished	2 + 2
	H	1.45±0.48	0.79±0.01	10.4±0.5		

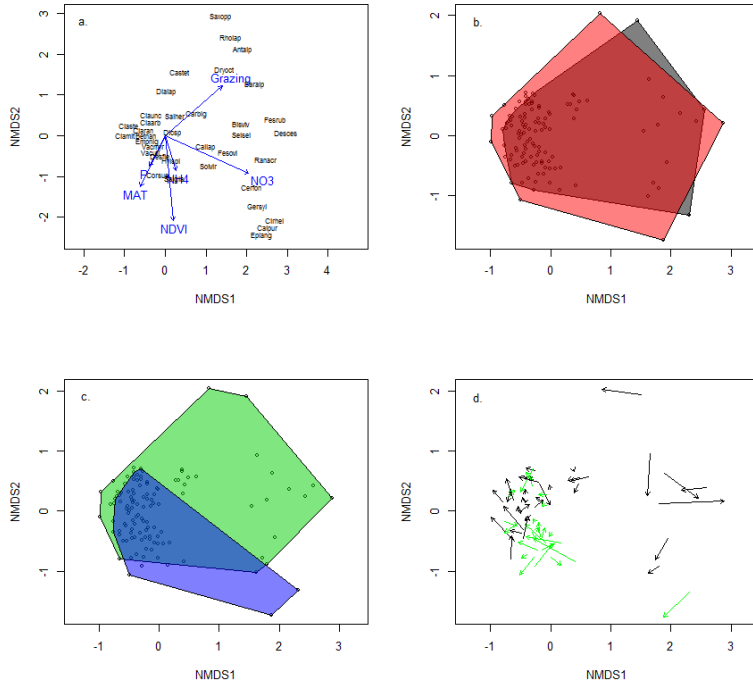
När man mer i detalj analyserar vegetationens sammansättning ser man att responserna på att utestänga renar kan vara väldigt heterogena. I en ordinationsanalys (NMDS)

Kommenterad [JM2]: Behöver man kort förklara nånans hur man tolkar en ordination? I metoddelen kanske?

av vegetationen kan man se att vegetationen fördelar sig längs två axlar där den första (NMDS1) inte korrelerar med någon av våra miljövariabler men utifrån artsammansättningen förmodligen i huvudsak förklaras av lokal topografi; arter som växer i fuktigare svackor tenderar att återfinnas till höger i grafen medan växter som ofta finns i torrare områden ligger till vänster. NMDS2 förklaras av områdets produktivitet och näringstillgänglighet, och växter associerade med ökande NDVI och ammoniumkoncentrationer återfinns längre ner i grafen (Figur 4a). Vissa kombinationer av artsammansättning var specifika för hägnen, dvs. områden som täcks av den röda polygonen men inte av den gråa polygonen (Figur 4b). Betydligt färre ytor hade en artsammansättning som man bara hittar i betade kontroller men inte i hägn, dvs. områden som täcks av den gråa polygonen men inte av den röda hexagonen (Figur 4b). Det var dock ett mycket stort överlapp mellan den röda hexagonen och den gråa polygonen, vilket betyder att de flesta ytor hade en artsammansättning som kan finnas både i hägn och i betade kontroller. Även om vissa vegetationstyper bara återfinns i öppna tundran (gröna polygonen) så är det ett stort överlapp i vegetationen på tundran och fältskicksvegetationen i skogen (blåa polygonen, Figur 4c). Slutligen, om man drar pilar mellan vegetationen i en kontollyta och det parade hägnet (Figur 4d) så ser man att de flesta ytor i vänstra delen av ordinationen rör sig snett uppåt mot en mer lavrik vegetation när renar utestängs (Figur 4d). I högra delen av figuren tenderar de flesta pilar att peka snett ner åt vänster mot en mer örtrik vegetation (Figur 4d). Man ser dock att det finns en hel del variation i hur vegetationen svarar på att utestänga renar, eftersom både riktning och längd på pilarna varierar kraftigt även mellan närliggande ytor.

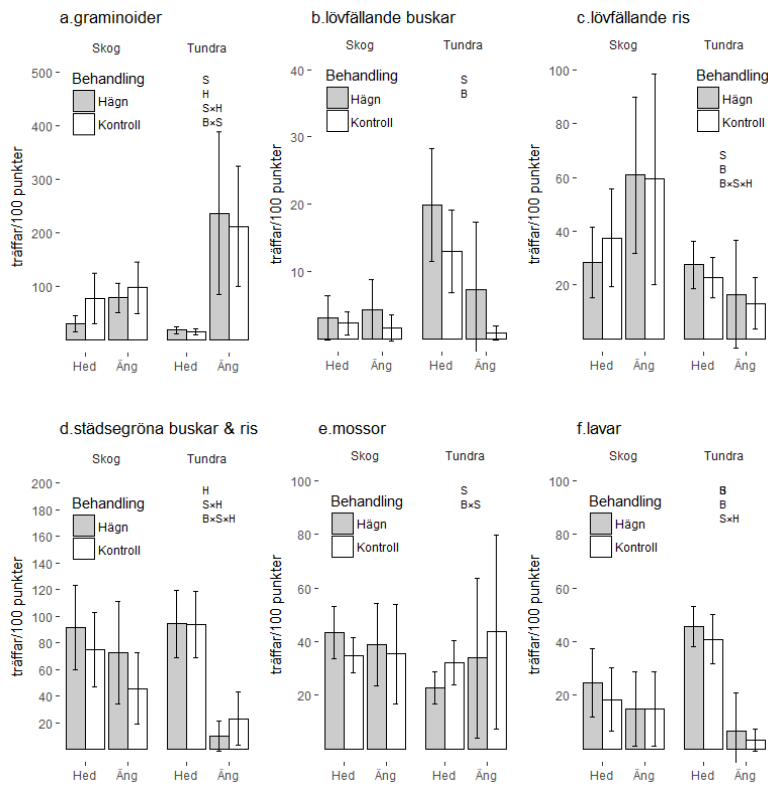
Figur 4. Vegetationens sammansättning i en ordinationsanalys (NMDS). a. Vegetationens sammansättning inom hela studieområdet och dess association till miljövariabler. Figuren visar förkortade namn av ett urval av representativa arter. Antalp=*Antennaria alpina*, Baralp=*Bartia alpina*, Betnan=*Betula nana*, Bisviv=*Bistorta vivipara*, Callap=*Calamagrostis lapponica*, Calpur=*Calamagrostis purpurea*, Carbig=*Carex bigelowii*, Castet=*Cassiope tetragona*, Cerfon=*Cerastium fontanus*, Cirhel=*Cirsium helenoides*, Claarb=*Cladina arbuscula*, Clamit=*Cladina mitis*, Claran=*Cladina rangiferina*, Claste=*Cladina stellaris*, Claunc=*Cladina uncialis*, Corsue=*Cornus suecica*, Desces=*Deschampsia cespitosa*, Desfle=*Deschampsia flexuosa*, Dialap=*Diapensia lapponica*, Dryoct=*Dryas octopetala*, Empnig=*Empetrum nigrum* spp. hermaphroditum, Epiang=*Epilobium angustifolium*, Fesovi=*Festuca ovina*, Fesrub=*Festuca rubra*, Gersyl=*Geranium sylvaticum*, Hylspl=*Hylocomnium splendens*, Ranacr=*Ranunculus acris*, Rholap=*Rhododendrum lapponicum*, Salgla=*Salix glauca*, Salher=*Salix glauca*, Saxopp=*Saxifraga oppositifolia*, Selsel=*Selaginella selaginoides*, Solvir=*Solidago virgaurea*, Vacmyr=*Vaccinium myrtillus*, Vaculi=*Vaccinium uliginosum*. MAT=Mean annual temperature (Årsmedeltemperatur), Grazing=betetrycksindex, P=fosfatkoncentration i marken, NH4+=ammoniumkoncentration i marken, NO3-=nitratkoncentration i marken, NDVI=vegetationens grönhetsindex. b. artsammansättningen som återfinns i hägn (röd polygon) och artsammansättning som återfinns i betade kontroller (grå polygon). c. artsammansättning som återfinns i skog (blå polygon) och artsammansättning som återfinns i tundra (grön polygon). d. vegetationsförändring när renar utestängts i nästan två decennier. Pilarna går från den betade kontrollen till det parade obetade hägnet.

NATURVÅRDSVERKET RAPPORT 0000
Vad karakteriserar ett betespräglat landskap



Om man analyserar vegetationen som funktionella grupper, ser man vissa generella mönster. Lövfällande buskar (Figur 5b, Tabell 2) och lavar (Figur 5f, Tabell 2) är vanligare i hägnen än i de betade kontrollerna. Lövfällande ris (Figur 5c, Tabell 2) är också vanligare i hägnen men bara på tundran, och städsegröna ris och buskar (Figur 5d, Tabell 2) är vanligare i hägnen men bara i skogen. Det finns färre graminoider (Figur 5a, Tabell 2) i hägnen i skogen, och att utestänga renar verkar ha en positiv effekt på mossor i skogen och en negativ effekt på tundran (Figur 5e, Tabell 2).

Figur 5. Effekt av att utestänga renar på olika funktionella grupper av växter registrerat med punktfrekvensanalys. a. graminoider, b. lövfällande buskar, c. lövfällande ris, d. städsegröna buskar och ris, e. mossor och f. lavar. Signifikanta effekter och interaktioner anges med första bokstaven för faktorn i figuren nedan (S:Skog/tundra, H:Hed/Äng och B:Behandling). Exakta F och P värden återfinns i tabell 2.



Tabell 2. ANOVA tabell med F värden från statistiska test för effekten av att utestänga renar på olika funktionella grupper av växter. Statistiskt signifikanta effekter är markerade i fetstil och med *, (*P<0.05, **P<0.01, ***P<0.001).

	Skog/Tundra	Hed/Äng	Behandling	S*H	B*S	B*H	B*S*H
df	1,55	1,55	1,55	1,55	1,55	1,55	1,55
LAI	4,3*	1,2	8,9**	0,0	2,4	4,4*	0,2
NDVI	8,1**	7,6**	4,9*	0,0	0,3	0,5	0,4
Örter	0,0	34,9**	0,3	8,8**	0,7	2,1	0,0
Graminoider	9,1**	40,4***	3,1	9,3**	8,8**	1,6	2,6
Lövfällande buskar	9,9**	2,5	5,7*	7,1	0,3	2,7	0,1
Lövfällande ris	7,5**	0,0	0,0	5,1*	0,6	0,1	4,9*
Städsegröna buskar och ris	0,1	25,0***	0,3	5,4*	3,7	2,3	4,4*
Mossor	5,6*	0,4	0,0	2,1	8,2**	0,7	1,3
Lavar	9,6**	30,3***	7,2**	24,5***	1,0	2,9	0,0

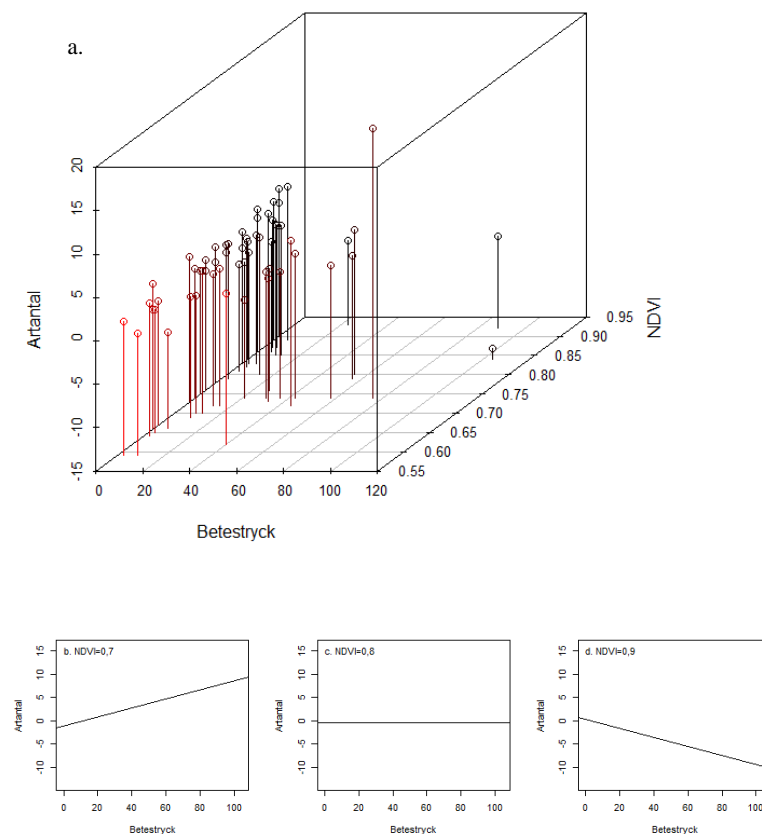
Om man analyserar varje lokal och vegetationstyp separat ser man att det finns responser på utestängandet av renar på de flesta lokaler, men ytterst få är statistiskt signifikanta. Det beror helt enkelt på ett lågt antal hägn i varje lokal, och att styrkan i varje enskilt test därför är låg. De enda skillnader som är statistiskt signifikanta är att lövfällande ris är vanligare i hägnen än i kontrollerna på tundran i Joatka, att städsegröna ris är vanligare i hägnen på tundran i Abisko och att lavar är vanligare i hägnen i skogen i Joatka (Tabell 4).

NATURVÅRDSVERKET RAPPORT 0000
Vad karakteriserar ett betespräglat landskap

Tabell 4. Effekten av att utestänga renar på abundansen av olika funktionella grupper av växter mätt med punktfrekvensanalys. Värdena anges som träffar/100 punkter (medel±standardfel). Statistiskt signifikanta skillnader är markerade i fet stil. K=kontroll, H=hägn.

Lokal	Lövfällande buskar	Lövfällande ris	Städsel-gröna ris	Gräs	Örter	Mossor	Lichens
Långfjället							
Skog K	0.2±0.1	71.1±7.5	146.2±19.9	173.4±39.5	5.1±0.1	42.3±0.9	1.3±0.3
Skog H	1.6±0.8	45.6±3.1	155.2±2.4	57.2±6.8	4.3±0.6	58.0±1.3	5.0±1.2
Tundra K	7.3±1.8	8.0±1.0	178.7±9.3	6.5±0.8	0.1±0.0	22.4±2.9	51.5±2.7
Tundra H	13.0±2.6	14.6±2.0	155.1±8.1	13.5±2.4	0.3±0.1	14.6±1.1	58.5±1.2
Fulu fjället							
Skog K	2.1±0.6	17.1±2.2	59.4±3.3	38.0±6.6	2.5±0.7	28.6±1.5	32.3±4.8
Skog H	2.4±0.7	17.1±2.3	64.4±2.6	20.7±2.4	1.1±0.4	36.7±2.8	28.5±3.9
Tundra K	13.0±1.1	3.2±0.8	47.8±2.3	8.3±0.4	0.0±0.0	13.4±1.8	77.4±1.7
Tundra H	8.1±1.1	1.6±0.2	62.5±0.5	8.2±0.6	0.1±0.1	12.3±2.4	66.8±5.3
Sånfjället							
Skog K	1.2±0.6	128.9±15.5	76.8±15.6	133.0±36.0	2.5±0.7	28.8±3.7	9.6±3.3
Skog H	2.3±0.7	110.1±12.4	134.9±4.0	53.2±5.4	1.1±0.4	44.7±2.7	11.2±1.2
Tundra K	0.0±0.0	41.4±4.3	108.3±7.5	22.2±5.9	0.0±0.0	9.4±0.8	63.3±2.5
Tundra H	8.4±4.8	64.1±12.4	67.6±4.9	14.5±3.1	0.2±0.2	12.1±2.4	46.5±4.4
Ammarnäs							
Skog K	0.3	4.0	2.1	69.4	131.1	22.8	0.0
Skog H	0.2	10.2	0.8	83.7	151.5	21.1	0.1
Tundra K	29.3±13.3	56.9±4.8	55.0±20.5	55.5±19.8	2.7±1.7	61.0±12.4	30.9±1.4
Tundra H	64.0±8.7	31.7±8.2	84.5±6.5	56.7±12.6	6.1±3.7	44.9±5.1	29.5±3.0
Ritsem							
Hed K	2.2±0.5	27.3±4.5	17.2±0.9	23.9±0.6	11.5±1.3	48.5±2.1	27.8±0.1
Hed H	13.3±7.5	38.9±2.4	17.9±5.8	30.7±4.1	12.5±1.2	37.5±2.5	41.3±2.6
Äng K	0.8±0.5	7.3±2.2	33.4±10.2	21.8±10.0	42.1±4.8	82.2±0.2	2.7±0.6
Äng H	13.4±5.2	6.7±3.6	2.6±1.0	223±31.8	72.6±7.1	49.3±9.6	1.9±0.6
Abisko							
Skog K	2.3±1.3	55.8±14.6	72.1±3.6	113.0±19.7	3.8±1.2	45.8±2.5	3.5±1.1
Skog H	7.2±4.1	37.8±15.1	135.8±13.5	49.3±7.9	2.2±0.7	55.9±5.2	8.7±2.1
Tundra K	28.6±4.6	22.2±3.8	112.2±12.9	16.3±1.5	0.2±0.1	19.2±4.2	17.2±5.1
Tundra H	40.6±6.8	16.3±2.7	177.6±19.9	13.2±5.0	0.2±0.1	3.3±1.4	31.8±6.8
Vassijaure							
Skog K	3.1±1.6	45.8±1.6	16.8±4.5	82.3±16.4	65.8±20.3	15.6±2.6	7.5±2.4
Skog H	11.2±2.6	61.8±5.5	36.3±16.3	116.8±11.7	63.7±17.4	19.0±3.8	4.7±1.1
Tundra K	20.2±7.8	40.8±8.8	97.5±19.5	12.4±1.5	6.3±1.8	42.4±9.3	17.4±6.6
Tundra H	15.6±4.6	40.7±6.6	85.7±23.8	32.0±8.8	1.5±0.2	32.9±5.3	32.5±6.2
Tavvuoma							
K	1.2±0.7	21.6±1.7	57.4±3.7	86.6±20.9	0.2±0.1	65.9±8.6	32.6±9.6
H	1.0±0.6	27.5±6.4	70.3±5.6	64.6±15.0	0.8±0.3	58.8±7.2	34.2±9.3
Kilpisjärvi							
K	1.0±0.7	8.6±0.1	8.9±3.2	350.6±21.9	60.8±1.0	6.0±4.2	0.0
H	5.3±0.7	3.8±2.2	3.0±1.2	428.8±5.3	79.0±4.7	7.9±4.5	0.0
Raisduoddar							
K	0.9±0.6	26.7±3.4	21.8±4.3	64.8±26.9	20.9±8.7	23.5±15.9	8.2±3.2
H	0.1±0.1	44.2±10.3	27.1±1.9	51.6±22.0	12.0±3.7	36.5±24.6	14.4±21.2
Joatka							
Skog K	5.0±0.9	19.9±2.0	17.2±0.9	10.8±3.9	0.0±0.0	27.7±5.3	27.5±3.5
Skog H	1.8±0.5	20.8±1.2	17.9±5.8	3.3±1.3	0.0±0.0	27.0±4.0	53.2±3.6
Tundra K	22.2±7.2	13.1±2.9	28.7±2.6	2.7±1.1	0.0±0.0	51.1±1.6	45.8±5.0
Tundra H	30.9±5.9	32.3±5.2	23.6±5.8	4.3±1.4	1.0±0.6	35.9±3.0	60.0±5.7
Seiland							
K	2.1±1.0	18.4±4.3	102.5±4.8	7.4±3.8	5.3±1.8	46.4±1.5	13.8±1.2
H	0.4±0.3	18.9±5.0	117.9±26.4	2.6±0.8	0.6±0.3	27.5±10.8	16.0±1.2

Figur 6. Effekten av renbete och produktivitet på artrikedomen. a. skillnaden i artrikedomen mellan hägn och kontroll påverkas av vegetationens produktivitet (NDVI) och betestryck. Eftersom figuren är lite svår att tolka bifogar vi prediktioner av den statistiska modellen vid b. låg produktivitet, c. medelhög produktivitet (NDVI=0.8), och hög produktivitet (NDVI=0.9).



Effekten av att utestänga renar på artrikedomen påverkas av områdets produktivitet och betestryck (Anova, $\text{Betestryck} \times \text{NDVI}$, $P > 0.001$). I områden med låg produktivitet ökar artrikedomen om man utestänger renar (Figur 6b), i områden med medelhög produktivitet är artrikedomen oförändrad om man utestänger renar (Figur 6c), och i områden med hög produktivitet minskar artrikedomen om man utestänger renar.

6. Diskussion

Som förväntat förändrades vegetationen när renar utestängdes i nästan två decennier. Om vi mäter förändringen i växternas abundans genom generella vegetationsindex så ser vi en ganska tydlig effekt. LAI (bladyteindex) är ett mått på hur mycket vegetation man har och som mäts genom att man registrerar hur mycket ljus som kan penetrera vegetationen. LAI är generellt 50% högre i hägn än i kontroller på ängsartad tundravegetation, medan utestängning av ren hade en betydligt mindre effekt i områden med hedartad vegetation och i skog. Detta indikerar därför att renar minskar abundansen av växter framförallt i näringsrika områden med örtdominerad vegetation. Mönstret skiljer sig lite om man istället mäter vegetationens abundans med NDVI. NDVI är ett mått på hur mycket ljus i det fotosyntetiska aktiva spektra som växterna tar upp. Även här ser man att vegetation ökar när man utestänger renar, men NDVI var bara ungefär 2% högre i hägnen än i kontrollerna, oberoende av vegetationstyp. Anledningen att effekten av renar skiljer sig på de två olika vegetationsindexerna är att de mäter olika saker. LAI mäter framförallt hur mycket blad det finns, medan NDVI mäter hur mycket exponerad bladyta och klorofyll det finns. Om vegetationen betas ner och blir lägre minskar LAI, men inte nödvändigtvis NDVI. Dessutom har NDVI en tendens att mätas i produktiva områden (Gu *et al* 2013) och i de rikaste ängarna kan därför inte en vegetationsökning i hägnen registreras eftersom NDVI är nära sitt maxvärde i kontrollerna. Effekten av renar beror på vilket betetryck vi har. I områden med mycket låga tätheter har utestängning av renar ingen effekt på vegetationen. I de hårdast betade områdena som vi inkluderat i den här studien har LAI dubblats på två decennier när renar utestängts. Även om en 2% ökning av NDVI kan tyckas vara liten är den relativt stor i förhållanden till de förändringar som har registrerats under de senaste decennierna cirkumpolärt vilket har startat en diskussion om att delar av Arktis har blivit grönare som en respons på ett varmare klimat (Xu *et al* 2013). Både förändringarna i LAI och NDVI är tillräckligt stora för att ha betydelse för den cirkumpolära kolomsättningen (Metcalf & Olofsson 2015).

Effekterna av renar på vegetationens sammansättning är dock betydligt svårare att ge en generell bild av. Även om vegetationen skiljer sig mellan hägn och kontroller i de flesta lokaler är både storleken och riktningen av förändringen ganska variabel. För funktionella grupper av växter, hittar vi dock några tydliga och generella resultat. I överensstämmelse med de flesta tidigare studier (Bernes *et al* 2015) gynnas lavar när renar utestängs, åtminstone i områden där det finns lavar från början. Lövfällande buskar gynnas också av utestängandet av renar, precis som vi förväntat oss baserat på resultaten på tidigare studier i enskilda lokaler (Olofsson *et al* 2009, Pajunen *et al* 2011, Pajunen *et al* 2012). I sin översiktsartikel kunde däremot Bernes *et al* (2015) inte detektera en statistiskt signifikant effekt av renar på lövfällande buskar. Den huvudsakliga anledningen till att vi kan detektera en effekt som inte hittades i översiktsartikeln är att både behandlingen (hägnens

storlek och ålder) och registreringen (metoden för vegetationsanalys) var densamma i vår studie, medan metoderna i originalarbetena som analyserades av Bernes et al. varierade starkt. Detta visar på betydelsen av ett gemensamt provtagningsprotokoll vid undersökningar av storsliga förändringar. Effekten av renar på lövfällande buskar är ganska stor och renbetetrycket de senaste två decennierna har därför haft en avgörande betydelse för att motverka förbuskningen i fjällen under de senaste decennierna, och det är rimligt att tro att vilken renbetesregim vi har i fjällvärlden i framtiden kommer att ha en avgörande betydelse för hur mycket mer buskar och träd som kommer att växa där.

Effekten av att utesluta renar på funktionella grupper av växter skiljer sig mellan olika habitat. När renar utestängdes ökade lövfällande ris på tundran medan städsegröna ris och mossor ökade i skogen. Gräs och andra gräsartade växter minskade i skogen när renar utestängdes. Den här studien ger en indikation på hur dessa funktionella grupper svarar på olika renbetesregimer, men resultaten kan vara beroende på exakt de habitat där de studerade hägnen har stått. Ytterligare studier i fler habitat är nödvändiga för en mer fullständig förståelse av renars påverkan på vegetationen som helhet. Den här studien ger dock som helhet en mer nyanserad, detaljerad och generell förståelse för hur renar påverkar vegetationen. Detta kan vara ett viktigt vetenskapligt underlag för att formulera vetenskapligt baserade strategier för att uppnå miljökvalitetsmålet *En Storslagen Fjällmiljö*.

Renar påverkar artrikedomen av kärlväxter, mossor och lavar (arter/0.25m²), men effekten beror på betetryck och områdets produktivitet. I lågproduktiva områden ökade artantalet i hägnen och i högproduktiva områden minskade artantalet i hägnen. Det är precis i linje med vad vi skulle förvänta oss baserat på ekologisk teoribildning (Milchunas *et al* 1988) och stämmer med vad man har hittat i andra ekosystem (Proulx & Mazumder 1998, Borer *et al* 2014). De stämmer också överens med resultaten från översiktsartikeln av Bernes et al (2015), som hittade positiva effekter av renbete på artrikedomen i varma områden och negativa effekter i kallare områden. Det verkar därför som att vi har en generell förståelse för i vilka områden och habitat renbete gynnar respektive missgynnar artrikedomen av kärlväxter, mossor och lavar. Det finns dock flera aspekter av detta som vi skulle behöva ha en bättre förståelse för. Effekter av bete på artrikedomen kan skilja sig fundamentalt mellan olika rumsliga skalor (Whittaker et al 2001), så även om artrikedomen ökar på provytanivå behöver inte det nödvändigtvis resultera i artrikare landskap. Det andra problemet är att skattningar av den totala artrikedomen inte beskriver vad som händer med enskilda ovanliga arter. Tidigare forskning har visat att renbete gynnar typiska fjällarter och rödlistade arter även när de inte påverkar totala artrikedomen (Olofsson & Oksanen 2005). I det två hägnen som ingår i den här studien där vi har ovanliga arter, dvs det två hägnen i Raisduoddar, ser vi att artrikedomen har minskat från 32.9 arter/0.25m² i kontrolllytorna till 19.1 arter/0.25m² när renar har utestängts i ett hägn på en artrik lågörsäng, eftersom ett tjockt mosslager, dominerat av få konkurrensstarka arter, dominerar i hägnen. I ett närliggande hägn på en exponerad ås minskade artantalet

från 23.9 arter/0.25m² till 18.8 arter/0.25m². I båda dessa hägn hade ovanliga arter som *Pedicularis flammea* och *Armeria scabra* minskat. Dessa hägn är inte replikerade så vi kan inte med säkerhet säga hur dessa arter svarar på bete men det visar att responsen på enskilda lokaler kan avvika från det generella mönstret eftersom såväl artrikedom som förekomst av ovanliga arter gynnas av bete i detta område.

Som vi beskrivit i introduktionen, har man stora förhoppningar till att renbete skall vara med och bidra till uppfyllandet av miljö kvalitetsmålet *En storslagen Fjällmiljö* (Naturvårdsverket 2014). Den här rapporten ger ett mycket bättre vetenskapligt underlag för att utvärdera om det är möjligt än vi haft tidigare eftersom vegetationen är registrerad med samma metoder i hela fjällkedjan. Vad vi undersökt i den här studien är hur annorlunda fjällvegetationen hade sett ut om den inte varit betad av renar under de senaste två decennierna jämfört med om den varit betad med nuvarande betestryck. Även om detta är en ganska specifik fråga att besvara, ger den ändå en generell förståelse av effekten av renbete som kan utgöra grunden för en vetenskapligt baserad förvaltning av fjällekosystemen. Den första viktiga slutsatsen är att generell är effekterna ganska små. Även om vegetationen ökar när renar utestängs har inte helt nya vegetationstyper bildats. Andra herbivorer som sorkar och lämlar (Olofsson *et al* 2012, Hoset *et al* 2014) och utbrott av fjällbjörkmätare (Olofsson *et al* 2013, Biuw *et al* 2014) har mycket större effekt. Dock visar ändå den här studien, i linje med många tidigare studier (Olofsson *et al* 2009, Biuw *et al* 2014, Bernes *et al* 2015) att renar bidrar till att förhindra att buskar och träd expanderar i fjällen. Den här studien visar dock att denna effekt endast är betydelsefull vid ett ganska högt betestryck, och stödjer därför slutsatserna i Naturvårdsverkets strategi för miljö kvalitetsmålet *Storskogen Fjällmiljö* (Naturvårdsverket 2014) att många områden är underbetade om målet är att begränsa det pågående förbuskningen.

Våra resultat stödjer också slutsatserna i strategin för Storslagen fjällmiljö att det är speciellt viktigt med ett högt betestryck på näringsrika och örtdominerade marker, eftersom renar här gynnar artrikedomen genom att hålla tillbaka dominanta och konkurrensstarka arter. Våra observationer stödjer också att det är speciellt viktigt att upprätthålla betet på kalkrik vegetation, eftersom det här finns ett stort antal konkurrenssvaga arter som är väl anpassade till bete, och riskerar att konkurreras ut om hävden upphör. Även om den här studien innefattar många fler hägn än någon annan liknande studie återfinns de flesta hägnen fortfarande i några få dominerande vegetationstyper. Effekten av att utestänga bete förväntas dessutom vara starkt beroende av hur länge de har utestängts. Trots ett stort material har vi för lite data för att i detalj undersöka hur andra aspekter av betesregimen som t.ex. när på året ett område betas påverkar effekten av renar på vegetationen.

Att bygga fler hägn i habitat som för närvarande inte studerats och att underhålla de hägn som redan finns är därför avgörande för att få en bättre förståelse för hur renar påverkar vegetationen, och därmed ett ännu bättre underlag för hur olika

renbetesregimer påverkar vår fjällvärld och våra möjligheter att uppfylla miljö kvalitetsmålet En Storslagen Fjällmiljö.

7. Källförteckning

Bernes C, Bråthen KA, Forbes BC, Speed JDM & Moen J 2015 What are the impacts of reindeer/caribou (*Rangifer tarandus* L.) on arctic and alpine vegetation? A systematic review. *Environmental Evidence* **4**:4.

Biuw M, Jepsen JU, Cohen J, Ahonen SH, Tejesvi M, Aikio S, Wäli PR, Vindstad OPL, Markkola A & Ims RA 2014 Long-term impacts of contrasting management of large ungulates in the Arctic tundra-forest ecotone: Ecosystem structure and climate feedback. *Ecosystems* **17**:890-905.

Borer ET, Seabloom EW, Gruner DS *et al* 2014 Herbivores and nutrients control grassland plant diversity via light limitation. *Nature* **508**:517-520.

Eskelinen A, Kaarlejärvi E & Olofsson J 2017. Herbivory and nutrient limitation protect warming tundra from lowland species' invasion and diversity loss. *Global Change Biology* **23**:245-255.

Gu Y, Wylie BK, Howard DM, Phuyal KP & Lei J 2013. NDVI saturation adjustment: A new approach for improving cropland performance estimates in the Greater Platte River Basin, USA. *Ecological Indicators* **20**:1-6.

Hoset KS, Kyrö K, Oksanen T, Oksanen L & Olofsson J 2014 Spatial variation in vegetation damage relative to primary productivity, small rodent abundance and predation. *Ecography* **37**:894-901.

Kaarlejärvi E & Olofsson J 2014 Concurrent biotic interactions influence plant performance at their altitudinal distribution margins. *Oikos* **123**:943-952.

Kaarlejärvi E, Eskelinen A & Olofsson 2013 Herbivory prevents positive responses of lowland plants to warmer and more fertile conditions at high altitudes. *Functional Ecology* **27**:1244-1253.

Metcalf D & Olofsson J 2015 Distinct impacts of different mammalian herbivore assemblages on arctic tundra CO₂ exchange during the peak of the growing season. *Oikos* **124**:1632-1638.

Milchunas DG, Sala OE & Lauenroth WK 1988 A Generalized Model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist* **132**:87-106.

Naturvårdsverket 2014. Förslag till en strategi för miljö kvalitetsmålet Storslagen fjällmiljö: Redovisning av ett regeringsuppdrag. NV-04173-13.

- Olofsson J & Oksanen L 2005 Effects of Reindeer Density on Vascular Plant Diversity on North Scandinavian Mountains'. *Rangifer* **25**:5–18.
- Olofsson J & Shams H 2007 Determinants of plant species richness in an alpine meadow. *Journal of Ecology* **95**:916-925.
- Olofsson J, Kitti H, Rautiainen P, Stark S & Oksanen L 2001 Effekt of summer grazing by reindeer on composition of vegetation, productivity and nitrogen cycling. *Ecography* **24**:13-24.
- Olofsson J, Stark S & Oksanen L 2004 Reindeer influence on ecosystem processes in the tundra *Oikos* **105**:386-396.
- Olofsson J, Oksanen L, Callaghan T, Hulme PE, Oksanen T & Suominen O 2009 Herbivores inhibit climate-driven shrub expansion on the tundra. *Global Change Biology* **15**:2681-2693.
- Olofsson J, Tommervik H & Callaghan TV 2012 Vole and lemming activity observed from space. *Nature Climate Change* **2**:880-883.
- Olofsson J, te Beest M & Ericson L 2013 Complex biotic interactions drive long-term vegetation dynamics in a subarctic ecosystem. *Philosophical Transactions of the Royal Society B – Biological Sciences* **1624**:20120486.
- Pajunen AM, Oksanen J & Virtanen R 2011 Impact of shrub canopies on understory vegetation in western Eurasian tundra. *Journal of Vegetation Science* **22**:837-846.
- Pajunen A, Virtanen R & Roininen H 2012 Browsing-mediated shrub canopy changes drive composition and species richness in forest-tundra ecosystems. *Oikos* **121**:1544-1552.
- Proulx M & Mazumder A 1998 Reversal of grazing impact on plant species richness in nutrient-poor vs. nutrient rich ecosystems. *Ecology* **79**:2581-2592.
- R Core Team 2017 R: A language and environment for statistical computing. R Foundation fo Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- te Beest M, Sitters J, Menard CB & Olofsson J 2016 Reindeer grazing increases summer albedo by reducing abundances in Arctic tundra. *Environmental Research Letters* **11**:125013.

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

Väisänen M, Yläne H, Kaarlejärvi E, Sjögersten S, Olofsson J, Crout N & Stark S 2014. Consequences of warming on tundra carbon balance determined by reindeer grazing history. *Nature Climate Change* **4**:384-388.

Vowles T, Lovehø C, Molau U & Björk RG 2017 Contrasting impacts of reindeer grazing in two tundra grasslands. *Environmental Research Letters* **12**:034018

Whittaker RJ, Willis KJ & Field R 2001 Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography* **28**:453-470.

Xu L, Myneni RB, Chapin FS *et al.* 2013 Temperature and vegetation seasonality diminishment over northern lands. *Nature Climate Change* **3**:581-586.