

Epifytiska lavar på gran i naturligt fragmenterad naturskog

Epiphytic lichens on *Picea abies* in naturally fragmented old-growth forest

Ola Hammarström



Kandidatarbete 15 hp

Uppsala 2018

Självständigt arbete/Examensarbete / SLU, Institutionen för ekologi 2018:1

Epifytiska lavar på gran i naturligt fragmenterad naturskog

Epiphytic lichens on *Picea abies* in naturally fragmented old-growth-forest

Ola Hammarström

Handledare: Göran Thor, SLU,
Institutionen för ekologi
Bitr. handledare: Mari Jönsson, SLU,
ArtDatabanken
Examinator: Peter Redbo Torstensson, SLU,
Institutionen för ekologi

Omfattning: 15 hp

Nivå och fördjupning: G2E

Kurstitel: Självständigt arbete i biologi – kandidatarbete

Kurskod: EX0689

Program/utbildning: Naturvårdsbiologi/Ranger, kandidatprogram, Göteborgs universitet

Utgivningsort: Uppsala

Utgivningsår: 2018

Omslagsbild: Granlandets naturreservat. Foto: Mari Jönsson

Serietitel: Självständigt arbete/Examensarbete / SLU, Institutionen för ekologi

Löpnummer: 2018:1

Elektronisk publicering: <http://stud.epsilon.slu.se>

Nyckelord: epifytiska lavar, boreal skog, artrikedom, kanteffekter, skogsfragmentering

Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap
Institutionen för ekologi

Sammanfattning

Förlust och fragmentering av boreala naturskogar p.g.a. intensivt skogsbruk är idag ett av de största hoten mot biologisk mångfald i Sverige. För kunna ta välgrundade beslut inom naturvård och skogsbruk är det viktigt med kunskap om var artrikedomen finns och vilka parametrar som påverkar den. Föreliggande studie beskriver lavfloran på gran i ett område där grannaturskog uppträder på öar (0,17–8,88 ha) i ett myrkomplex. Studien analyserar om trädens egenskaper har betydelse för lavars artrikedom och antal naturvårdsintressanta lavar (rödlistade och signalarter). Studien analyserar även om och hur skogsfragments storlek och tillhörande kanteffekter påverkar epifytiska lavars artrikedom och hänglavars längd i ett naturligt fragmenterat skogslandskap. Data från 24 provytor och 242 träd analyserades genom poissonregressioner och linjära regressionsmodeller. Under inventeringen noterades i fält 74 lavararter och av dessa var 11 arter naturvårdsintressanta. Grenar hade högre artrikedom per träd än stammar, men artrikedomen var större på stammar bland naturvårdsintressanta arter. Östorlek och träddiameter visade positiv effekt för naturvårdsintressanta lavar. Östorlek hade också betydelse för längsta längd av hänglavar, då *Alectoria sarmentosa* var längre på stora öar och *Bryoria* spp. längre på små öar. Östorlekens inverkan på artrikedom och hänglavars längd kan förklaras med påverkan från kanteffekter. Hur kanteffekter påverkar lavar i fragmenterade skogar har betydelse för hur kantområden med ekologiska värden hanteras inom skogsbruket.

Nyckelord: epifytiska lavar, boreal skog, artrikedom, kanteffekter, skogsfragmentering

Abstract

The loss and fragmentation of boreal old-growth forest due to intensive forestry is one of the greatest threats to biodiversity in Sweden today. Knowledge about where species richness is high and which environmental factors that influence species richness is important in order to make informed decisions in forest conservation and management. The present study describes the lichen flora in an area where *Picea abies* old-growth forest appears on islands (0,17–8,88 ha) in a forest-mire mosaic. The study analyses whether tree properties affects the species richness of all lichens and lichen species of conservational value (red-listed and indicator species). The study also analyses if and how the size of forest fragments, and indirectly edge effects, influences the species richness of epiphytic lichens and the length of pendulous lichens in a naturally fragmented landscape. Data from 24 forest islands and 242 trees were analyzed through poisson regressions and linear regression models. During the inventory 74 species of lichen was found and of these 11 were of conservational value. Branches had greater total species richness per tree than trunks, but the species richness of species with high conservational values were greater for trunks. Island size and trunk diameter had a positive effect on the species richness of conservational value. Island size also explained the length of the longest thalli of pendulous lichens; where *Alectoria sarmentosa* was longer on larger islands and *Bryoria* spp. was longer on smaller islands. The effect of island size on species richness and length of pendulous lichens can be explained by influences from edge effects and the species differing aptitudes for coping with greater sun exposure and drying conditions, as typical of edge environments. The way forest fragments size and edge effects influence lichens in naturally fragmented forests has implications for the management of small forest set asides (i.e., tree retention patches, woodland key habitats).

Keywords: epiphytic lichens, boreal forest, species richness, edge effects, forest fragmentation

Innehåll

Sammanfattning	1
Abstract	1
1. Inledning	3
1.1. Bakgrund	3
1.2 Granlandet.....	5
1.3. Syfte.....	6
2. Metoder.....	6
2.1 Studieområde	6
2.2. Fältarbete	8
2.3. Statistiska analyser	8
2.4. Begrepp och nomenklatur.....	9
3. Resultat.....	9
3.1. Lavar i Granlandet	9
3.2. Artrikedomsmonster för epifytiska lavar	11
3.3. Längsta längden för hänglavar	13
4. Diskussion.....	14
4.1.Lavar i Granlandet	14
4.2. Artrikedomsmonster för epifytiska lavar	15
4.3. Längsta längden för hänglavar	17
4.4. Felkällor	18
5. Tack.....	18
6. Referenser	18
Appendix 1.....	21
Appendix 2.....	23

1. Inledning

1.1. Bakgrund

Sveriges produktiva skogsmark utgörs till 82 % av barrskog (Skogsdata 2017) som tillsammans med Norge bildar den europeiska taigans västliga gräns. Även om en stor andel av Sverige är bevuxen med boreal skog, är de skogliga strukturerna i merparten av landskapet kraftigt påverkade av de senaste 150 årens intensiva skogsbruk (Linder & Östlund 1992; Ecke m.fl. 2013). Idag utgörs mindre än 5 % av Sveriges skogsmark av naturskog med flerskiktade bestånd, lång trädkontinuitet, gamla träd och död ved i olika stadier och fraktioner (Johansson 2010; Bernes 2011). "Gamla träd" definieras här som träd som är äldre än vad som återfinns i kalhyggesbrukade skogar. Naturskog är i det boreala skogsekosystemet en förutsättning för en lång rad organismer (Holien 1996; Esseen m.fl. 1997; de Jong & Almstedt 2005; Sandström m.fl. 2015). Det nuvarande svenska skogslandskapet domineras av monokulturer med unga eller medelåldriga tall- och granbestånd med en begränsad mängd död ved. Den korta rotationstiden (80–130 år) gör att många viktiga skogsstrukturer inte hinner utvecklas (t.ex. Linder & Östlund 1992; Esseen m.fl. 1997; Santaniello m.fl. 2017) och därmed finns inte heller arter knutna till dessa strukturer. Vissa av naturskogens strukturer kan finnas kvar i brukad skog under ett par generationer, men eftersom processerna som ger upphov till dessa strukturer är störda eller avbrutna så är framtiden för dess tillhörande arter osäker (Rudholphi & Gustafsson 2011).

Ungefär hälften av alla Sveriges arter är skogslevande och av dessa är närmare 2 300 rödlistade (Sandström m.fl. 2015). Vissa av dessa återfinns även i andra miljöer, men för ca 1 800 rödlistade arter är skogen den huvudsakliga livsmiljön (Sandström m.fl. 2015). Många rödlistade arter är beroende av naturskogsstrukturer såsom gamla träd, stabilt mikroklimat, grov död ved, m.m. Därför bedöms den habitatförlust och fragmentering, som det storskaliga kalhyggesbruket innebär, vara det främsta hotet mot deras långsiktiga bevarande (Thor 1997; Esseen m.fl. 1997; Larsson 2011; Sandström m.fl. 2015).

Idag är ca 3 % av Sveriges produktiva skogsmark formellt skyddad från avverkning genom naturreservat, nationalpark, naturvårdsavtal och biotopskydd (Skogsdata 2017). Ytterligare ca 1,5 % (Nitare 2011) är identifierade som nyckelbiotoper, vilket innebär att många av dem undantagits från avverkning men att de inte har något långsiktigt juridiskt skydd. Mindre områden och enskilda element undantas även från avverkning inom ramen för skogsbrukets generella hänsyn. Formellt skyddade områden och frivilliga avsättningar är en hörnsten i det skogliga bevarandearbetet, men ytorna som åsidosätts är ofta små till arealen. Så är t.ex. de flesta nyckelbiotoper <1,5 ha (Nitare 2011). Naturskogslandskapet är idag starkt fragmenterat. Skogar med förutsättningar att hysa populationer av känsliga och rödlistade arter är ofta små, ligger långt ifrån varandra och påverkas av kanteffekter (Linder & Östlund 1992; Bernes 2011).

Öar är ett viktigt studieområde inom ekologisk forskning eftersom öars geografiska isolering gör det möjligt att studera principer för populationsdynamik och artrikedom. Detta har bäring på naturvårdsfrågor i ett fragmenterat landskap. Definitionen av öar är i detta fallet bred och inte begränsat till land i en vattenmassa (Harper m.fl. 2005), utan kan likväl utgöras av t.ex. avgränsad skog i ett öppet jordbrukslandskap eller, som i denna studie, skogbevuxna holmar i ett myrkomplex. Forskning har visat att det finns ett starkt positivt samband mellan area och artrikedom (Hamblen 2004). Förklaringen till detta samband är omdebatterad men två av de viktigaste skälen ges inom teori för habitatdiversitet och öbiogeografi. På stora öar är det större sannolikhet att det finns en större mångfald av olika habitat vilket innebär fler nischer och i slutändan fler arter (Hamblen 2004). Öbiogeografisk teori beskriver artrikedomen som en jämvikt mellan inflyttning och utdöende. Teorin beskriver hur det på större öar är större sannolikhet att spridning sker till ön. Det är också

mindre risk att arter dör ut på större öar, eftersom populationerna antas vara större p.g.a. att det finns mer habitat (MacArthur & Wilson 1967). Utöver öns storlek är även isoleringsgraden viktig för öars artrikedom. Öar som ligger långt ifrån source-populationer har ofta lägre artrikedom eftersom det är mindre sannolikhet att arterna sprids dit jämfört med öar som ligger närmare source-populationer (MacArthur & Wilson 1967). Den komplexa debatten om vilka principer som styr artrikedom på ett avgränsat område och om artrikedom bäst fångas in i ett stort eller flera små områden kallas generellt för SLOSS (single large or several small) och pågår än i dag.

Utöver att små öars artrikedom generellt är lägre p.g.a. spridningsbiologiska svårigheter så påverkas mindre avgränsade områden i större utsträckning även av kanteffekter än vad större gör (Hamblen 2004). I avgränsade skogsområden påverkas såväl abiotiska (ljusinsläpp, temperatur, luftfuktighet, etc.) som biotiska faktorer (trädslagsblandning, krontäckning, konkurrensförhållanden, etc.) som ett resultat av kanteffekter (Harper m.fl. 2005, 2015). I vissa naturliga kanter (ekotoner) ger övergångar mellan naturtyper en miljö som är positiv för biologisk mångfald (Hamblen 2004). Men många arter är anpassade för att leva i större obrutna miljöer där miljön inte störs av förändrade förhållande i kanter och ofta innebär mänskligt skapade kanter en negativ påverkan på biologisk mångfald i skogen (Laurence m.fl. 2000, Harper m.fl. 2000, 2015). Även om kanteffekters negativa påverkan är mindre i boreala skogsekosystem än i tropiska eller tempererade skogar, så påverkas ändå faktorer som krontäckning, antal stormfällan och föryngring av närhet till kanter (Harper m.fl. 2015). För många arter gör kanteffekter att ytan av kvalitativt habitat i redan små områden i realiteten blir ännu mindre (Esseen 1998, 2006; Hamblen 2004). Långtidsstudier i Amazonas har visat att kanteffekter kan påverka mikroklimat och skogliga strukturer (trädhöjd, krontäckning, etc.) upp till 100 m in i skogen från brynzonen (Laurence m.fl. 2000). Finska studier av kanteffekter i boreal skog har visat att lavdiversiteten är lägre i närheten av sydvända skogskanter än vad den är i miljöer längre in i skogen (Kivistö & Kuusinen 2000).



Bild 1. Grannaturskog i en av provytorna. Foto: Mari Jönsson

Omkring 27 % av Sveriges skogsareal (exkl. skyddade områden) domineras av gran (Skogsdata 2017). Granen är ett brand- och stormkänsligt trädslag, anpassad till en småskalig beståndsdynamik där föryngring vanligen sker i luckor efter störning (Nitare 2011). Grannaturskog växer i brandrefugiala lägen såsom vindskyddade lägen i dalgångar, nedre delen av branter eller, som i Granlandet, på myrholmar (Nitare 2011; Nilsson 1992). Ståndortsförhållanden tillsammans med granens täta grenverk ger en sluten miljö med hög och jämn luftfuktighet.

Lavar är, till skillnad från t.ex. kärlväxter, poikilohydriska vilket innebär att de saknar aktiva funktioner för att bibehålla och reglera vattennivåerna i bålen (Palmqvist 2000). Förmågan att ta upp och bibehålla vatten regleras istället genom morfologiska egenskaper såsom olika vävnaders tjocklek och form (Gauslaa & Coxson 2011; Gauslaa 2014; Esseen m.fl. 2015) eller speciella morfologiska strukturer, t.ex. hypothallus (en ansamling algfria hyfer som hos vissa arter breder ut sig under och kring bålen) (Gauslaa & Solhaug 1998). Därför är lavar beroende av vattentillgång i sin direkta närhet, genom nederbörd, dagg eller luftfuktighet (Gauslaa 2014), för att gasutbyte och fotosyntes ska fungera. Vattenreglerande anpassningar i lavars morfologi har visat sig vara en avgörande faktor i lavars utbredningsmönster, i såväl stor skala (regioner och landskap) som liten skala (bestånd och enskilda träd) (Gauslaa 2014). Vissa arter har högt ställda krav på en mycket hög och jämn luftfuktighet (Holien 1996) och många av dessa arter är idag rödlistade eller klassificerade som signalarter (Nitare 2000). Grannaturskog uppvisar ofta ståndortsfaktorer som bidrar till en hög luftfuktighet vilket ger att många känsliga arter som är knutna till gran också är anpassade till en miljö med hög luftfuktighet (Sandström m.fl. 2015). Detta gör dem särskilt känsliga för påverkan av kanteffekter (Essen 1998). Det är t.ex. väl känt att många lavararter påverkas negativt av förändrade ljus- och fuktförhållanden vid närliggande avverkningar (Johansson 2010; Bernes 2011). Den numera från Sverige utdöda laven *Erioderma pedicellatum* antas ha försvunnit från sin sista svenska lokal p.g.a. avverkning av omkringliggande skog (Thor & Arvidsson 1999).

Föreliggande studie behandlar den epifytiska lavfloran på gran inom naturreservatet Granlandet i Norrbottens län. Artrikedom hos skorplavar (Kruys & Jonsson 1997; Berglund & Jonsson 2001, 2003) och kanteffektens påverkan på knappåslavar och liknande svampar (Moen & Jonsson 2003) samt på *Alectoria sarmentosa* (Esseen 2006) har tidigare studerats i Granlandet. Dock har inga detaljerade inventeringar av lavar på både grenar och stammar utförts för hela artsamhällen (inkluderat blad-, busk- och skorplavar). Sådana studier behövs som referens för att förstå effekten av habitatstorlek och isolering i mänskligt fragmenterade skogslandskap.

1.2 Granlandet

Granlandet, såsom det definierats av Grundsten m.fl. (1991), är ett 28 400 ha stort område ca 30 km SO om Nattavaara (Fig. 1). Merparten av området är skyddat som naturreservat sedan 1997 och sedan 2007 även som Natura 2000-område. Naturreservatet sköts i sin helhet genom fri utveckling (Länsstyrelsen i Norrbottens län 1997). Naturmiljön i det studerade området utgörs av ett moränbacklandskap med en mosaik av myrar, barrskogar och skogbeklädda myrholmar (Nilsson 1992; Länsstyrelsen i Norrbottens län 2016). Omkring 40 % av Granlandet består av myrmark och skogen domineras av grannaturskog i sen succession med visst inslag av tall, björk, sälg och asp. Fältskiktet i skogen utgörs till stor del av blåbär och viss del lingon.

Granlandet har aldrig varit varaktigt bebott och även om det förekommit mänsklig aktivitet, t.ex. genom myrslätter, sjösänkningar och renbete ter sig landskapet som mycket opåverkat (Nilsson

1992). Eftersom timmerflottning varit besvärlig i de grunda vattendragen har avverkning av skog skett i mycket liten utsträckning och enbart i utkanterna av reservatet (Nilsson 1992). Delar av



Bild 2. Utsikt över Granlandets naturreservat. Foto: Mari Jönsson

Granlandet skyddades som domänreservat redan 1955 och området är helt förskonat från modernt skogsbruk.

1.3. Syfte

Syftet med studien är att (i) beskriva lavfloran i Granlandet för stammar respektive grenar och (ii) analysera om trädets egenskaper (stamdiameter, barkstruktur, vitalitet och andel kjolgrenar) har betydelse för lavars artrikedom och antal naturvårdsintressanta lavar. Syftet är också att (iii) analysera om och hur skogsfragments storlek och tillhörande kanteffekter påverkar epifytiska lavars diversitet och hänglavars längd på öar med grannaturskog i ett naturligt fragmenterat skogslandskap.

Studieområdet utgör ett unikt referensområde av ett mosaikartad myr- och naturskogslandskap, där granskog uppträder på 0,17–8,88 ha stora öar spridda bland myrmarkerna (Nilsson 1992).

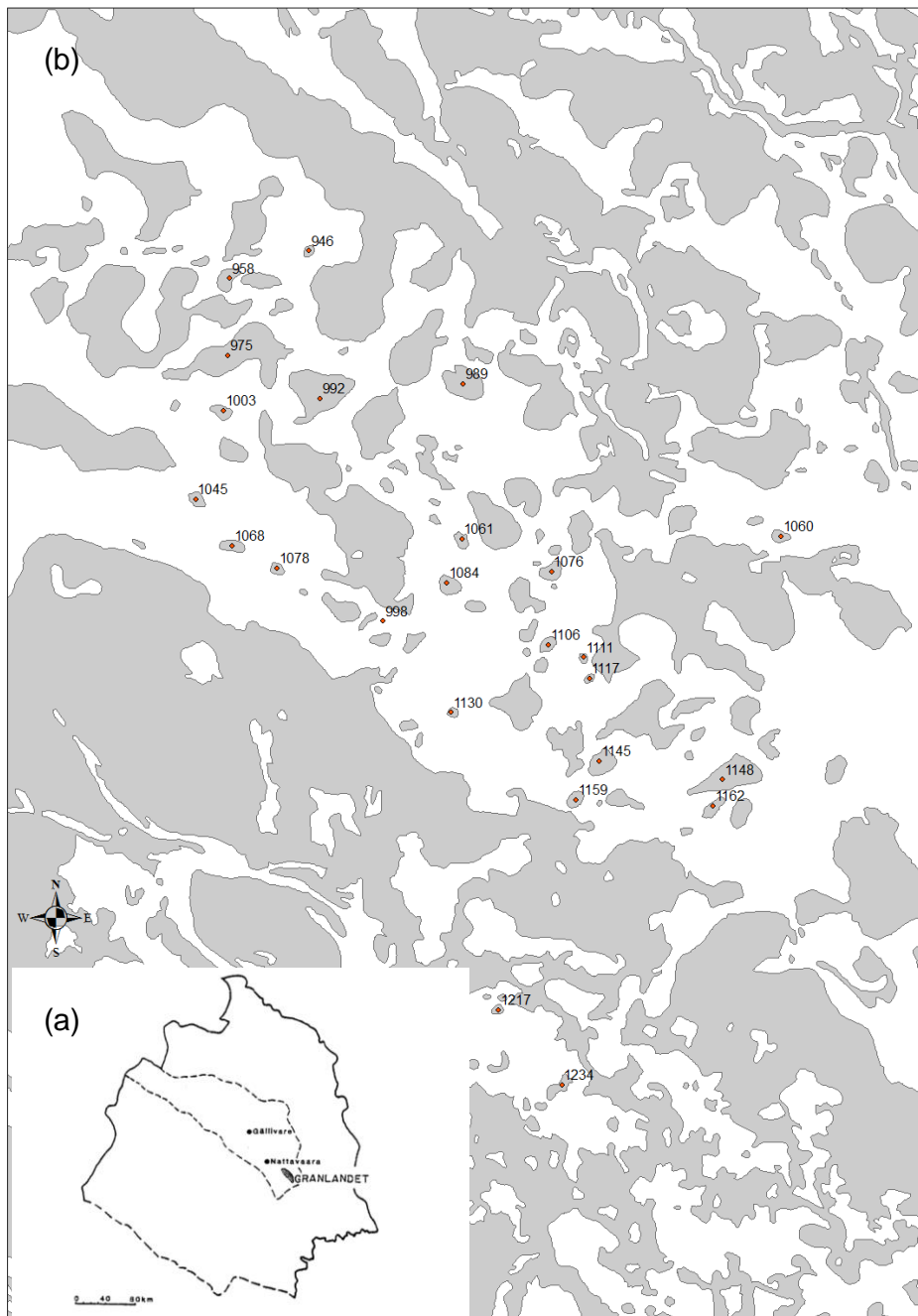
Skogsöarna är naturligt avgränsade och opåverkade av skogsbruk vilket gör området lämpligt för studier av kanteffekter.

2. Metoder

2.1 Studieområde

Studien utfördes på provytor i 24 skogbeväxta myrholmar i södra delen av Granlandets naturreservat i Norrbottens län. Inom ramen för tidigare studier (Berglund & Jonsson 2001) har

permanenta provytor etablerats på 46 skogbeväxta myrholmar (hädanefter öar) inom Granlandet och i 32 omkringliggande nyckelbiotoper. Utav dessa valdes 24 provytor på öar inom Granlandet ut. Urvalskriterierna var varierande östorlek (0,17 – 8,88 ha) samt fysisk tillgänglighet. Öar i norra delen av Granlandet inventerades inte. Urvalet av provytorna som behandlas i denna studie utfördes inom en parallell inventering som undersöker vedsvampar i Granlandet (Mari Jönsson, Sveriges Lantbruksuniversitet). Varje provyta var cirkulär med en radie på 17,8 m (ca 0,1 ha) och mittpunkten är sedan 2001 markerad med en metallpinne. Alla öar domineras av gran i trädskiktet och är av fuktig till frisk marktyp (Hägglund & Lundmark 1987).



Figur 1. Granlandets läge i Lule Lappmark, norra Norrland (a) och de 24 provytornas placering inom centroiderna av Granlandets grannaturskogsöar (b).

2.2. Fältarbete

Lavinventeringen skedde under september 2017 och utfördes av Göran Thor och Ola Hammarström. Varje provytas yttergräns mättes ut med måttband. Provyornas ytterkant markerades ut med färgade snitslar inom ramen för den parallellt genomförda vedsvampsinventeringen. I varje provyta noterades på alla granar med brösthöjdsdiameter ≥ 25 cm:

- Brösthöjdsdiameter, 130 cm ovan mark (cm)
- Barkstruktur (1 = slätbark, 2 = grov med mindre barkflagor, 3 = grov med större barkflagor, 4 = grov med större barkflagor och barksprickor som på grov ek)
- Andel kjolgrenar som når mark (%). Med kjolgrenar menas här lågt sittande grenar som sträcker sig mot marken.
- Vitalitet (1 = död, 2 = levande)
- Lavarter på stam ≤ 2 m höjd
- Lavarter på grenar ≤ 2 m höjd
- Längd på längsta hänglav av garnlav *Alectoria sarmentosa*, tagellavar *Bryoria* spp. och skägglavar *Usnea* spp. ≤ 5 m höjd (mm)

Lavar som inte kunde bestämmas i fält samlades in för senare bestämning m.h.a. stereolupp, mikroskop och TLC (tunnskiktskromatografi).

2.3. Statistiska analyser

I denna studie analyseras enbart de arter vilka gick att bestämma i fält. Data sammanställdes för antalet grova granar, artantalet lavar (på grenar, stammar och totalt), artantalet av naturvårdsintressanta lavar (rödlistade arter och signalarter) (på grenar, stammar och totalt), och hänglavbållarnas längsta längd för varje provyta. Dessa beskrivande data presenteras i Tabell 1.

Det totala artantalet lavar och artantalet av naturvårdsintressanta arter hos grenar respektive stammar analyserades i relation till östorlek och tr addediameter med poissonregressioner. Poissonregression är en lämplig modell om man har en beroende variabel (här artantal) som är en "count variable", en variabel som antar icke-negativa heltalsvärden med liten variation och inte är normalfördelad. För de inventerade trädvariablerna så var det för lite variation i barkstruktur (83 % av träden hade grov barkstruktur med större barkflagor), vitalitetsklass (97 % levande träd) och andel kjolgrenar (för 77 % nådde mindre än en tredjedel av grenarna till marken) för att statistiskt analysera dessa variabler. Det totala artantalet lavar på träd där färre (< 50 %) eller fler (> 50 %) än hälften av trädets kjolgrenar nådde mark undersöktes dock visuellt med hjälp av låddiagram, så kallade boxplottar.

Artackumuleringskurvor ("rarefaction") för det totala antalet lavarter sammanställdes också för grenar respektive stammar. En artackumuleringskurva är en graf över antalet arter som en funktion av antalet prov (här undersökning av grenar respektive stammar per träd). En brant lutning som inte planar av till höger indikerar att en stor andel av artrikedomen återstår att upptäcka. Om kurvan närmar sig vågrätt till höger, har ett rimligt antal enskilda prover tagits och provtagning av fler provtytor kommer sannolikt inte att ge många fler arter. Vid framtagande av artackumuleringskurvor användes programmet Past (version 2.17) som finns tillgängligt gratis via Internet (Hammer m.fl. 2001).

Hänglavar av släktet *Usnea* hade för få förekomster för att statistiskt analysera gruppens längsta bällängd, men se Tabell 1 för beskrivande statistik för arten. Den längsta bällängden av *Alectoria*

sarmentosa och *Bryoria* spp. analyserades med linjära regressionsmodeller, där residualerna (felen) för modellerna var normalfördelade och hänglavarna var frekvent förekommande på träden (Fig. 9).

Relationen mellan bålens längsta längd för *A. sarmentosa* och *Bryoria* spp. (sannolikt främst *B. capillaris*, *B. fuscescens* och *B. implexa*) analyserades i förhållande till östorlek och tr addediameter med linjära regressionsmodeller. För att testa inverkan av samvariation beroende av datasetets nästade struktur (träd nästade inom provytor samt grenar och stammar från samma träd), så analyserades även nästade hierarkiska regressionsmodeller med provyta och träd tillhörighets som "random effects". Resultaten från de hierarkiska modellerna stämde väl överens med resultaten från de icke-nästade regressionsmodellerna (Appendix 2), men då dessa modeller är betydligt mer komplexa och svårtolkade så fokuserar resultaten på de icke-nästade regressionerna.

Alla regressionsmodeller och plottar gjordes i statistikprogrammet R version 3.3.3 (R Development Core Team 2008). Modellkoefficienter presenteras i plottar som togs fram med "package" `coefplot` och övriga plottar gjordes med hjälp av "package" `ggplot2`. Hierarkiska nästade regressionsmodeller analyserades med "package" `lme4`.

2.4. Begrepp och nomenklatur

Naturvårdsintressanta lavar definieras här som rödlistade arter enligt ArtDatabanken (2015) och signalarter enligt Nitare (2000). Vetenskapliga namn på lavar följer den reguljärt uppdaterade databasen Santesson's checklista (Nordin m.fl. 2017). För namn på kärlväxter har svenska namn använts (Mossberg & Stenberg 2003).

3. Resultat

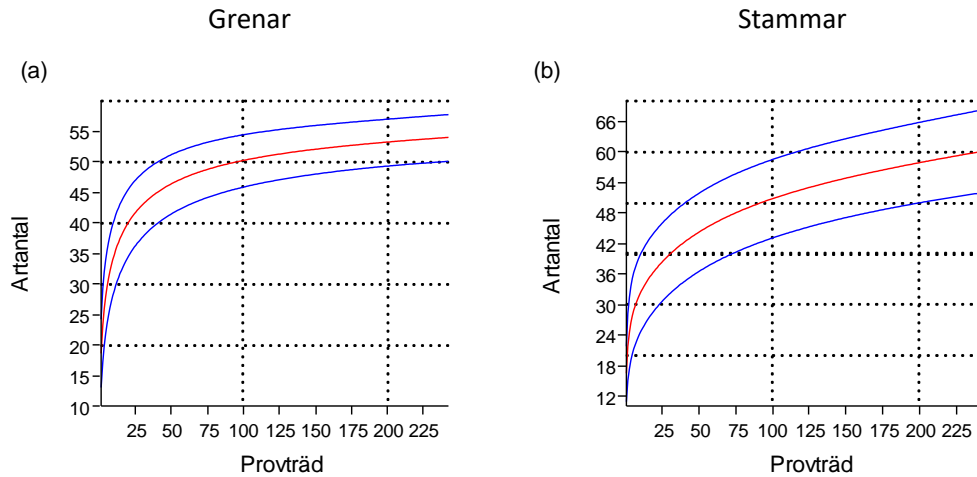
3.1. Lavar i Granlandet

Provtagning skedde i 24 provytor och sammanlagt inventerades 242 träd. Medelantalet träd per provyta var 10,08. Trädens brösthöjdsdiameter varierade mellan 25-60 cm och var i genomsnitt 31,15 cm. Under inventeringen noterades i fält 74 arter av lavar. Utav dessa fanns 60 på stammar och 54 på grenar. 11 arter var naturvårdsintressanta och utav dem var sex rödlistade och fem signalarter. En sammanställning av data visas nedan i Tabell 1. En fullständig artförteckning och arternas fördelning på stam och gren presenteras i Appendix 1. Endast arter som kunde bestämmas i fält är inkluderade i studien. En mer komplett analys, där även de arter som samlats in för senare bestämning är inkluderade, är planerad att utföras vid senare tillfälle.

Tabell 1. Beskrivande statistik från inventering.

Provyta	Antal träd	Antal arter: stam		Antal arter: gren		tot.	Antal arter: stam		Antal arter: gren		arter: tot.	Längsta hänglav: <i>A. sarmentosa</i> (mm)	Längsta hänglav: <i>Bryoria</i> sp. (mm)	Längsta hänglav: <i>Usnea</i> sp. (mm)	Östorlek (ha)
		stam	gren	stam	gren		arter: gren	arter: tot.							
946	7	23	23	32	32	1	1	1	2	224	181	43	0,25		
958	9	27	29	39	44	2	1	1	2	435	245	41	0,89		
975	15	32	30	44	44	3	3	3	5	500	160	-	8,88		
1003	11	30	30	41	41	3	1	1	3	495	310	-	0,59		
1045	4	30	28	39	39	2	1	1	2	260	220	67	0,48		
998	11	34	30	43	43	4	2	2	5	310	290	-	5,86		
989	14	34	32	45	45	4	1	1	4	400	180	75	2,61		
992	14	33	32	46	46	3	2	2	4	480	175	185	5,43		
1078	19	33	34	48	48	3	2	2	4	400	310	79	0,33		
1068	10	30	31	43	43	4	1	1	4	440	250	-	0,63		
1130	4	23	26	33	33	2	1	1	3	295	270	-	0,21		
1145	13	29	28	40	40	3	3	3	4	500	213	-	1,37		
1159	8	30	27	38	38	4	1	1	4	500	250	104	0,53		
1106	15	30	30	40	40	4	1	1	4	450	300	-	0,49		
1111	7	27	32	39	39	3	1	1	3	350	290	50	0,17		
1117	9	29	30	40	40	3	1	1	3	250	290	81	0,17		
1084	14	36	37	48	48	4	2	2	5	450	500	213	0,84		
1061	7	29	29	39	39	2	2	2	3	450	250	-	0,43		
1076	10	25	27	39	39	2	1	1	2	400	330	-	0,82		
1234	13	32	32	43	43	3	2	2	3	550	300	50	0,75		
1217	5	22	24	32	32	1	1	1	1	448	399	130	0,23		
1060	6	29	33	40	40	3	2	2	4	430	392	-	0,45		
1148	9	27	40	43	43	3	3	3	4	430	268	155	3,79		
1162	8	31	35	44	44	3	1	1	3	500	192	109	0,64		
Summa	24	60	54	73	73	9	4	4	11	279	167	82	1,54		
Medel	10,08	30,60	31,32	40,75	40,75	3,12	1,64	1,64	3,68	279	167	82	1,54		
Max.	19	36	40	48	48	4	3	3	5	550	500	213	8,88		
Min.	4	23	23	32	32	1	1	1	1	25	35	11	0,17		

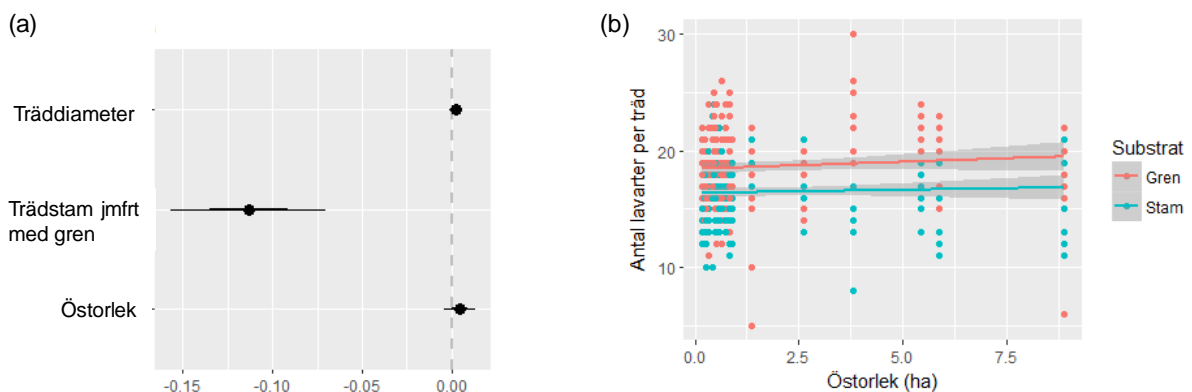
Artsackumuleringskurvorna för grenar (Fig. 2a) och stammar (Fig. 2b) visade att artsamhällena hade fångats upp relativt väl, men också att det kan vara nödvändigt att inventera fler provytor för att fånga upp artrikedomen på stammar jämfört med grenar (kurvan för trädstammar planar inte av lika väl). Ingen analys presenteras här, men artsammansättningen skiljde sig åt mellan grenar och stammar (se Appendix 1 för arter).



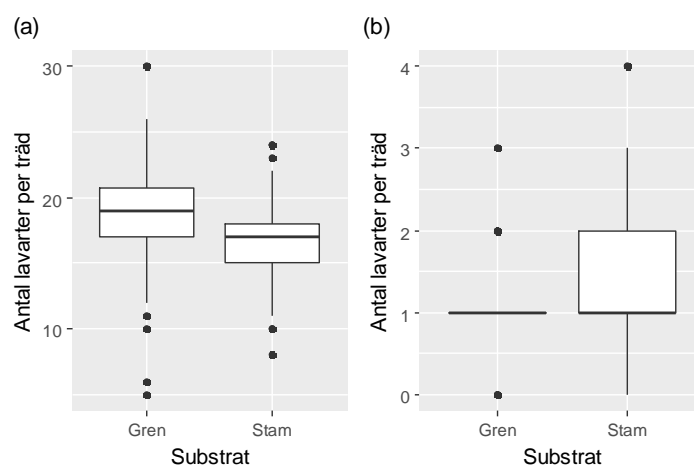
Figur 2. Artackumuleringskurvor över antalet epifytiska lavararter på granars grenar (a) och stammar (b) i Granlandets naturreservat. Kurvorna visar övre och nedre 95 % konfidensintervaller (blå linjer) för en genomsnittlig ökning (röd linje) av antalet lavararter då stickprovtagningen ökar.

3.2. Artrikedomsmonster för epifytiska lavar

Resultaten från poissonregression visade att artrikedomen av lavar per träd var högre på grenarna jämfört med stammarna. Analysen visar även att det inte fanns någon signifikant effekt för att artantalet ökade med trädets diameter eller öns storlek (Fig. 3 och 4a). Resultaten för de hierarkiska analyserna stämde överens med de icke-hierarkiska (Appendix 2).

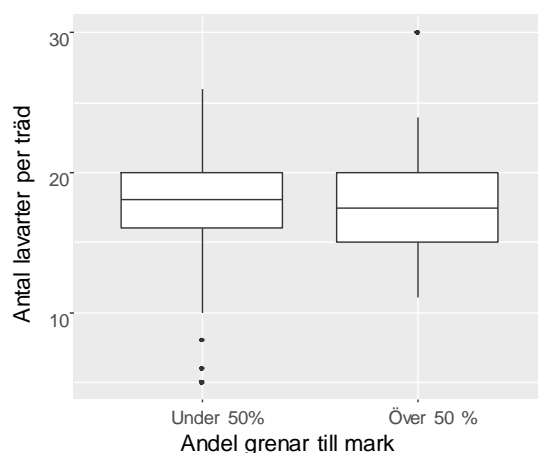


Figur 3. Regressionskoefficienter och 95 % konfidensintervaller (horisontella linjer) för totalt artantal lavar i relation till träddiameter, substrat och östorlek (a). Konfidensintervaller som överlappar nollan är icke-signifikanta. Figuren till höger visar det icke-signifikanta sambandet mellan totalt artantal per träd i relation till grannaturskogarnas storlek, för grenar respektive stammar (b).



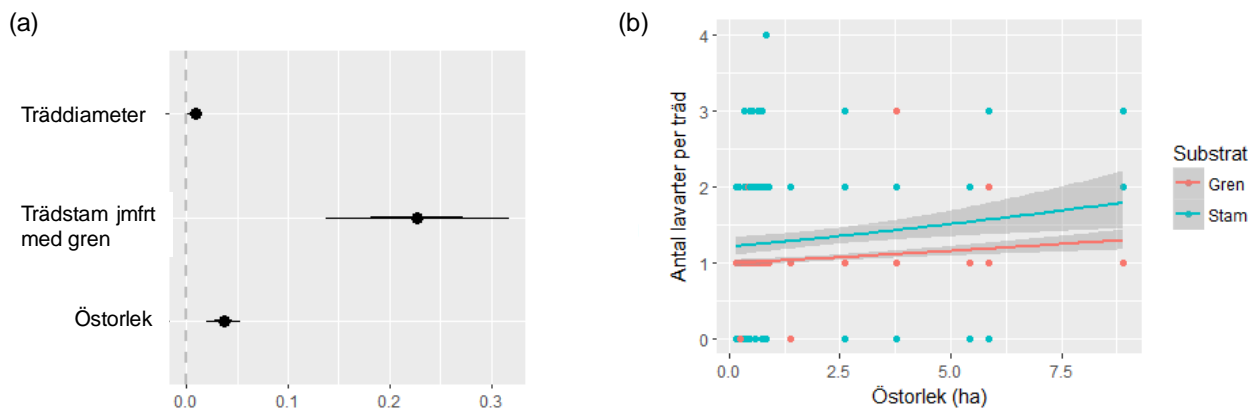
Figur 4. Låddiagram för artantal för lavar totalt (a) och naturvårdsintressanta lavar (b) per träd fördelat över substraten gren och stam. Låddiagrammen visar fem beskrivande statistiska variabler; medianvärdet som mörk heldragen linje, boxens gräns representerar första och tredje kvartilen, de vertikala linjerna representerar 95 % konfidensintervallerna och punkterna är avvikande datapunkter (så kallade "outliers").

Det var ingen tydlig skillnad i artrikedom för träd där mer än hälften av grenarna nådde ned till marken (Fig. 5).



Figur 5. Låddiagram för artantal lavar totalt för träd mer eller mindre än hälften av grenarna mot marken, så kallade kjolgrenar.

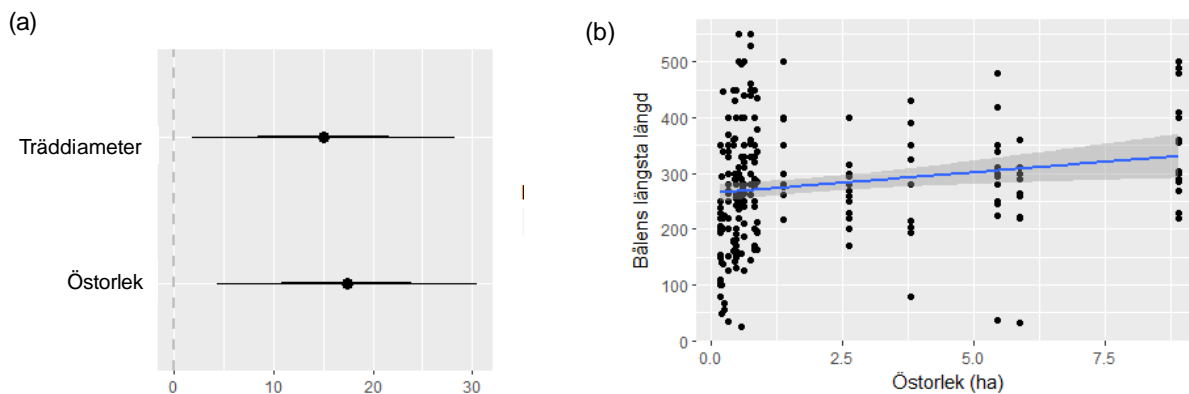
Till skillnad från resultaten för total artrikedom, så var antalet naturvårdsintressanta lavar per träd högre på stammarna jämfört med grenarna (Fig. 6b) samt ökade med trädets diameter och öns storlek (Fig. 6). Substratet (stam jämfört med gren) hade den största positiva effektstorleken på artantalet naturvårdsintressanta arter per träd, sedan öns storlek och minst effekt hade trädets diameter (Fig. 6a). Resultaten för de hierarkiska analyserna stämde i stort överens med de icke-hierarkiska, förutom att effekten för tr addediameter blev icke-signifikant när man tog hänsyn till den nästade datastrukturen (Appendix 2).



Figur 6. Regressionskoefficienter och 95 % konfidensintervaller (horisontella linjer) för artantal naturvårdsintressanta lavar per träd i relation till trädiameter, substrat och östorlek (a). Konfidensintervaller som överlappar nollan är icke signifikanta. Figuren till höger visar det signifikanta positiva sambandet mellan artantalet naturvårdsintressanta arter i relation till grannaturskogarnas storlek, för grenar respektive stammar (b).

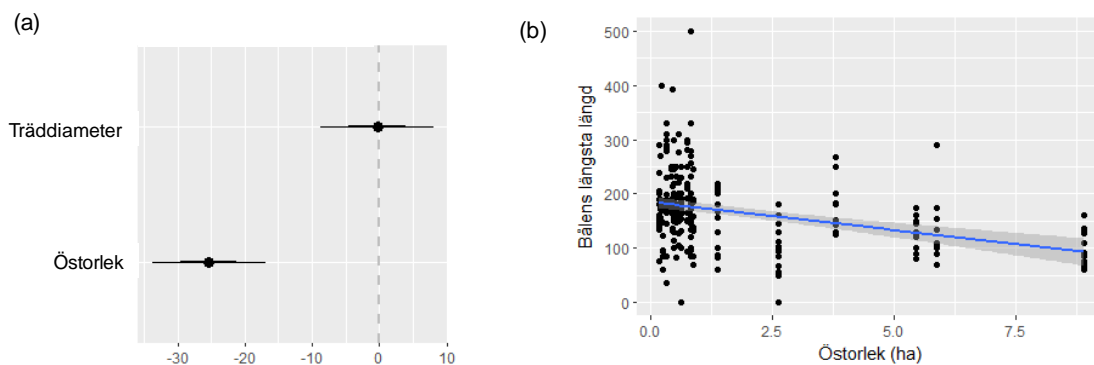
3.3. Längsta längden för hänglavar

Resultaten för de linjära regressionsmodellerna visade att längsta längden för *Alectoria sarmentosa* ökade med trädets diameter och öns storlek (Fig. 7).



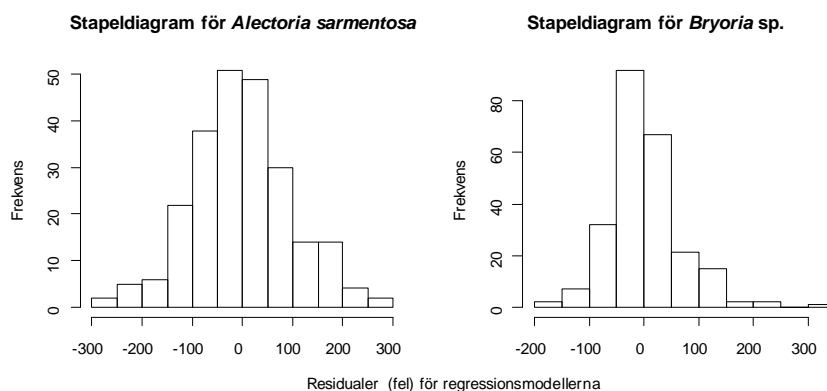
Figur 7. Regressionskoefficienter och 95 % konfidensintervaller (horisontella linjer) (a) samt sambandet mellan bälens längsta längd och östorlek (b) för garnlav *Alectoria sarmentosa*.

Resultaten för de linjära regressionsmodellerna visade att längsta längden för *Bryoria* spp. inte var beroende av trädets diameter och minskade signifikant med öns storlek (Fig. 8).



Figur 8. Regressionskoefficienter och 95 % konfidensintervaller (horisontella linjer) (a) samt sambandet mellan bålens längsta längd och östorlek (b) för *Bryoria* spp.

Residualerna (felen) för de linjära regressionsmodellerna var normalfördelade (Fig. 9).



Figur 9. Residualer för de linjära regressionsmodellerna för hänglavarna *A. sarmentosa* och *Bryoria* spp.

De hierakiska nästade analyserna för träd inom provytor visade samma resultat som de linjära modellerna för både *Alectoria sarmentosa* och *Bryoria* spp. (Appendix 2).

4. Diskussion

4.1. Lavar i Granlandet

Resultatet av inventeringen ger en bild av artinnehållet i en nordligt boreal grannaturskog (se Appendix 1). Sammanlagt inventerades 242 träd och artackumuleringskurvorna (Fig. 9) visar att det är tillräckligt för att fånga in merparten av lavarnas artrikedom. Av 73 funna arter var 6 rödlistade. Om man betänker att inventeringen inte var riktad specifikt mot rödlistade arter och enbart innefattade epifytiska arter på gran på en sammanlagd yta av 2,4 ha (0,1 ha x 24 provytor), är detta ett högt antal. Av de 11 naturvårdsarterna var flertalet typiska naturskogsarter som understryker att området är en naturskog där många strukturer som är viktiga för biologisk mångfald är närvarande (Tabell 2).

Sju arter var nya för Lule Lappmark; *Arthonia spadicea*, *Arthothelium scandinavicum*, *Lepraria jackii*, *Lopadium disciforme*, *Loxospora elatina*, *Ochrolechia brodoi*, och *Pertusaria pupillaris* (Nordin m.fl.

2017). Notera att dessa arter är artbestämda i fält och kan behöva konfirmeras genom tunnskiktskromatografi och/eller mikroskopering.

4.2. Artrikedomsmonster för epifytiska lavar

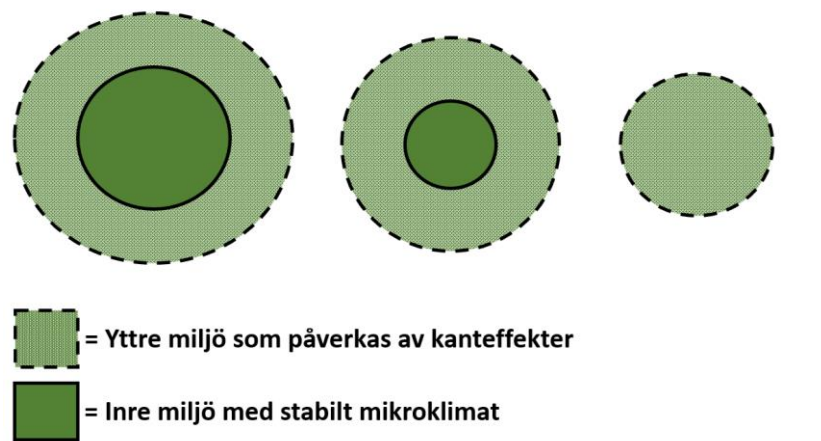
Även om det fanns fler lavararter på stammar (60 st.) än på grenar (54 st.) så visar resultatet att artrikedomen/träd är signifikant större på grenar än stammar (Fig. 3 & 4a). Det är dock värt att notera att detta inte gäller för naturvårdsintressanta arter där stammarna har både högre antal arter och signifikant större artrikedom/träd. Även tidigare studier har visat en stor artrikedom på grangrenar (Holien 1997; Marmor m.fl. 2013). På grund av att grenar många gånger inte är inom räckhåll utan stege läggs ofta fokus på stammar vid lavinventeringar. Resultatet visar att det finns all anledning att i större utsträckning inkludera grenar som substrat för att täcka in en större del av artrikedomen vid lavinventering. Att gran ofta har en stor andel lågt sittande grenar underlättar ett sådant arbete.

Död ved är ett viktigt substrat för många lavar och en bristvara i det brukade skogslandskapet (De Jong & Almstedt 2005). Studier av boreala skogar i södra Sverige har visat att döda grenar som sitter kvar på levande träd utgör en mycket stor andel (ca 50 %) av den totala ytan av död ved i barrskog (Svensson m.fl. 2014). Samma studie konstaterar dock att döda grenar på levande träd inte utgör ett viktigt substrat för obligat vedlevande lavar utan att en stor andel av arterna på döda grenar utgörs av barklevande generalister. Detta återspeglas även i vårt resultat då inga av arterna som hittades på grenar är vedlevande specialister.

Gamla, grova träd är ett viktigt substrat för många lavararter (Holien 1996; Esseen 1997) och Lie m.fl. (2009) har tidigare visat ett samband mellan stamdiameter och artrikedom. Vår studie visade inte effekt för detta samband gällande den totala artrikedomen (Fig. 3a). En förklaring kan vara att studieområdet ligger långt norrut i den nordligt boreala vegetationszonen, där granarna kan vara senvuxna och gamla utan att ha vuxit sig grova. Om flertalet träd är gamla och har förutsättningar för en hög artrikedom, påverkas inte artrikedomen av stamdiameter i samma utsträckning som i bestånd med en mer heterogen åldersspridning där klenare träd inte har utvecklat grova grenar, skrovlig bark, etc. Studieområdets relativa homogenitet märks i fördelningen av inventerad barkstruktur, där 83 % av träden hade grov bark med större barkflagor (klass 3). Vid tidigare inventering av samma provytor var andelen 73 % (data från Håkan Berglund, Sveriges Lantbruksuniversitet). Det kan också spela roll att träden som mättes höll sig inom diameterspannet 25-60 cm. Om även träd <25cm hade tagits med i analysen är det möjligt att effekten för traddiameter hade varit tydligare. Studien visade dock att det finns större artrikedom på träd med större stamdiameter bland de naturvårdsintressanta arterna (Fig. 6a). Detta kan förklaras med att naturvårdsintressanta arter ofta har mycket specifika habitatkrav och i hög grad är beroende av substrat relaterade till grova träd. Därför ser vi också en större artrikedom med stigande stamdiameter bland dessa arter. Grova stammar har en värmeållande förmåga som gör att daggbildning om morgonen blir försenad. Detta gör att uttorkningskänsliga skorplavar som sitter tätt på stammen av grova träd kan utnyttja fukt från daggbildning senare under dagen då den uttorkande middagssolen annars är en begränsande faktor (Gauslaa 2014).

De statistiska analyserna visade inget signifikant samband mellan artrikedom och östorlek (Fig. 3). Tidigare studier i Granlandet har visat denna effekt för grupperna skorplavar (Berglund & Jonsson 2001), knappåslavar och liknande svampar (Kruys & Jonsson 1997; Moen & Jonsson 2003) och det är oklart varför inget utslag gavs för lavar som helhet. Möjligen kommer resultatet att förändras när insamlade ännu inte artbestämda arter inkluderas i analysen. Signifikant samband mellan artrikedom

och östorlek kunde däremot visas för naturvårdsintressanta lavararter (Fig. 6). Detta förklaras med att mängden kvalitativa habitat för arter med höga krav på stabilt mikroklimat minskar med östorlek p.g.a. kanteffekter. Även om inga skogsavverkningar har skett i anslutning till de studerade områdena påverkas de naturligt fragmenterade öarna likväl av vind- och ljusinsläpp i kanterna. Det innebär att större öar i större utsträckning har en inre miljö med stabilare mikroklimat som mindre öar saknar (Fig. 10). Tidigare studier har i Granlandet inte kunnat visa någon skillnad i artrikedom mellan öar p.g.a. isolering (Berglund & Jonsson 2001). Därför antas att skillnader i isoleringsgrad mellan öarna inte påverkar arternas utbredning och inte förklarar skillnader i artrikedom.



Figur 10. Schematisk bild över hur mängden kvalitativt habitat förändras med östorlek.

Tabell 2 visar att 10 av 11 naturvårdsintressanta arter lyfts fram i litteraturen som beroende av hög luftfuktighet och naturskogsförhållanden. Det är alltså tydligt att arterna vars artrikedom svarar på skillnad i östorlek gynnas av en inre miljö som i högre grad skyddas från uttorkande vind och solljus.

Tabell 2. Naturvårdsintressanta arter som noterades och något om deras miljökrav.

Art	Hög luftfuktighet	Naturskog	Källa
<i>Alectoria sarmentosa</i> (vid ymniga förekomster)	X	X	(Ahlner 1948; Esseen & Renhorn 1998; Esseen 2006; Nitare 2000; Thell & Moberg 2011)
<i>Acolium karelicum</i>	X	X	(Tibell 1992; Ahti m.fl. 1999; Thor & Arvidsson 1999; Nitare 2000; Hermansson m.fl. 2008;)
<i>Arthonia spadicea</i>	X		(Nitare 2000; Hermansson 2008)
<i>Chaenotheca brachypoda</i>	X		(Nitare 2000; Foucard 2001)
<i>Chaenotheca chlorella</i>	X	X	(Ahti m.fl. 1999; Thor & Arvidsson 1999; Nitare 2000; Foucard; 2001; Hermansson m.fl. 2008)
<i>Chaenotheca phaeocephala</i>			
<i>Chaenotheca subrosida</i>	X	X	(Ahti m.fl. 1999; Nitare 2000; Foucard; 2001; Hermansson m.fl. 2008)
<i>Chaenothopsis viridialba</i>	X	X	(Tibell 1992; Ahti m.fl. 1999; Thor & Arvidsson 1999; Nitare 2000; Foucard 2001; Hermansson m.fl. 2008)
<i>Hypogymnia austerodes</i>	X	X	(Thor & Arvidsson 1999)
<i>Lopadium disciforme</i>	X	X	(Nitare 2000)
<i>Sclerophora coniothaea</i>	X	X	(Tibell 1992; Ahti m.fl. 1999; Thor & Arvidsson 1999; Nitare 2000; Foucard 2001; Hermansson m.fl. 2008)

Resultatet indikerar att kanteffekternas inverkan på mängden kvalitativt habitat är en bidragande faktor till naturvårdsintressanta lavararters utbredning, vilket stämmer väl överens med tidigare forskning (Kruys & Jonsson 1997; Berglund & Jonsson 2001, 2003; Moen & Jonsson 2003).

Kanteffekters inverkan på naturvårdsintressanta lavar har betydelse i fråga om skogsbruk och skydd av skog. Resultatet visar att naturvårdsintressanta lavararter inte förekommer i lika stor utsträckning på mindre öar som på större. När områden undantas från avverkning p.g.a. biologiska värden inom

ramen för den generella hänsynen, för att områden utpekats som nyckelbiotop eller för att de skyddats formellt (naturreservat, biotopskydd, etc.) och omkringliggande skog avverkas, tar sparade skogsområden formen av öar. Kanteffekter påverkar även öar som uppkommit genom mänskligt inducerad fragmentering. Om syftet med att undanta områden från avverkning är att skydda lavararter som är beroende av intakta naturskogshabitat med hög luftfuktighet är det också viktigt att beakta hur avverkning i omkringliggande skog kan komma att påverka dessa arter. Det är tänkbart att man skulle kunna ge bättre förutsättningar för dessa arter att fortleva i ett fragmenterat landskap om man lämnar en skyddszon kring sparade avsnitt av grannaturskog.



Bild 2 och 3. *Hypogymnia austerodes* (t.v.) och *Sclerophora coniophaea* (t.h.).

4.3. Längsta längden för hänglavar

Våra resultat visar att längsta bål av *Alectoria sarmentosa* är signifikant längre på större öar (Fig. 7) och att längsta bål av *Bryoria* spp. är signifikant längre på mindre öar (Fig. 8). Uttorkning tillsammans med starkt solljus kan leda till skador på den fotosyntetiserande funktionen hos hänglavar.

Anpassningar för att bättre klara av stress från starkt solljus inkluderar syntetisering av olika solskyddande pigment som reflekterar bort ljus (t.ex. usninsyra hos *A. sarmentosa*) eller absorberar ljus (t.ex. melaniner hos *Bryoria* spp.) (Solhaug & Gauslaa 2012). Olikheter i pigment kan förklara skillnaderna i längsta längd hos hänglavarna eftersom melaniner har visat sig vara ett mer effektivt skydd mot starkt solljus än vad usninsyra är (Färber m.fl. 2014). Kanteffekter gör att mindre öar är starkare påverkade av högt ljusinsläpp vilket gynnar ljusståliga *Bryoria* spp. *A. sarmentosa* däremot missgynnas av större ljusinsläpp och växer sig längst på större öar som i större utsträckning har en inre, mer skyddad miljö. Att *Bryoria* spp. gynnas av exponerade lägen och att *A. sarmentosa* är i behov av mer skyddade miljöer har visat sig stämma för den vertikala fördelningen av arterna i trädskronor (Coxson & Coyle 2003). Att *A. sarmentosa* påverkas negativt av kanteffekter har tidigare visats av Esseen & Renhorn (1998) och Esseen (2006). Vidare visade resultatet också signifikant samband mellan längsta *A. sarmentosa* och stamdiameter (Fig. 7), men inte för *Bryoria* spp. (Fig. 8).

4.4. Felkällor

Utöver de arter som bestämdes i fält (se Appendix 1) så samlades ytterligare lavar in för noggrann artbestämning med hjälp av sterolupp och mikroskop. Dessa kollektioner är ännu ej artbestämda och därför inte inkluderade i studien. Bl.a. finns flera *Cladonia* spp. och *Chaenothecopsis* spp. i detta material. Det är tänkbart att tillkomst av ytterligare arter skulle påverka analyserna.

Ytterligare en felkälla rör mätning av högt sittande hänslavar. Längsta hänslav noterades ≤ 5 m höjd och eftersom ingen stege eller dylikt medtogs uppskattades längden av vissa högt sittande exemplar med ögonmått. Denna uppskattning är naturligtvis något osäker, men bör ändå vara tillräckligt noggrann utifrån syftet att studera variationen av hänslavars längd.

5. Tack

Stort tack till Göran Thor för handledning och gott fältsällskap. Tack till Mari Jönsson för goda råd och stor hjälp med statistiska analyser. Även tack till Lars Arvidsson och Lennart Gustafson för all inspiration, förr och nu. Tack till Stiftelsen Extensus för finansiering av studien.

6. Referenser

- Ahlner, S. 1948. Utbredningstyper bland nordiska barrträdslavar. *Acta Phytogeographica Suecica* 22.
- Ahti, T., Jørgensen, P. M., Kristinsson, H., Moberg, R., Søchting, U. & Thor, G. (red.) 1999. *Nordic Lichen Flora Vol. 1*. Bohuslän '5, Uddevalla.
- ArtDatabanken 2015. *Rödlistade arter i Sverige 2015*. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Berglund, H. & Jonsson, B. G. 2001. Predictability of plant and fungal species richness of old-growth boreal forest islands. *Journal of Vegetation Science* 12: 857-866.
- Berglund, H. & Jonsson, B. G. 2003. Nested plant and fungal communities; the importance of area and habitat quality in maximizing species capture in boreal old-growth forests *Biological conservation* 112: 319-328.
- Bernes, C. 2011. *Biologisk mångfald i Sverige*. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Coxson, D. S., & Coyle, M. 2003. Niche partitioning and photosynthetic response of alectorioid lichens from subalpine spruce–fir forest in north-central British Columbia, Canada: the role of canopy microclimate gradients. *The Lichenologist* 35: 157–175.
- De Jong, J. & Almstedt, M. (red.) 2005. *Död ved i levande skogar – Hur mycket behövs och hur kan målet nås?* Rapport 5412 – Naturvårdsverket, Stockholm.
- Ecke, F., Magnusson, M. & Hörnfeldt, B. 2013. Spatiotemporal changes in the landscape structure of forests in northern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 28: 651-667.
- Essen, P.-A. 2006. Edge influence on the old-growth forest indicator lichen *Alectoria sarmentosa* in natural ecotones. *Journal of Vegetation Science* 17: 185–194.
- Essen, P.-A., Ehnström, B., Ericsson, L. & Sjöberg, K. 1997. Boreal forests. *Ecological Bulletin* 46: 16-47.
- Esseen, P.-A., Olsson, T., Coxson, D. & Gauslaa, Y. 2015. Morphology influences water storage in hair lichens from boreal forest canopies. *Fungal ecology* 18: 26–35.
- Esseen, P.-A. & Renhorn, K.-E. 1998. Edge effect on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation biology* 12: 1307-1317.
- Foucard, T. 2001. *Svenska skorplavar – och svampar som växer på dem*. Interpublishing, Stockholm.
- Färber, L., Solhaug, K. A., Esseen, P.-A., Bilger, W. & Gauslaa, Y. 2014. Sunscreening fungal pigments

- influence the vertical gradient of pendulous lichens in boreal forest canopies. *Ecology* 95: 1464–1471.
- Gauslaa, Y. 2014. Rain, dew, and humid air as drivers of morphology, function and spatial distribution in epiphytic lichens. *The Lichenologist* 46: 1–16.
- Gauslaa, Y. & Coxson, D. 2011. Interspecific and intraspecific variations in water storage in epiphytic old forest foliose lichens. *Botany* 89: 787–798.
- Gauslaa, Y. & Solhaug, K. A. 1998. The significance of thallus size for the water economy of the cyanobacterial old forest lichen *Degelia plumbea*. *Oecologia* 116: 76–84.
- Grundsten, C., Häggbom, J. & Lilja, T. 1991. *Områden av riksintresse för naturvård och friluftsliv*. Rapport 3771 – Naturvårdsverket, Stockholm.
- Hambler, C. 2004. *Conservation*. Cambridge University Press, New York.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., & P. D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9.
- Harper, K. A., Macdonald, E. S., Burton, P. J., Chen, J., Brososfske, K. D., Saunders, S. C., Euskirchen, E. S., Roberts, D. Jaiteh, M. S. & Esseen, P.-A. 2005. Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. *Conservation Biology* 19: 768–782.
- Harper, K. A., Macdonald, E. S., Mayerhofer, M. S., Biswas, S. R., Esseen, P.-A., Hylander, K., Stewart, K. J., Mallik, A. U., Drapeau, P., Jonsson, B.-G., Lesieur, D., Kouki, J. & Bergeron, Y. 2015. Edge influence on vegetation at natural and anthropogenic edges of boreal forests in Canada and Fennoscandia. *Journal of Ecology* 103: 550–562.
- Hermansson, J., Bratt, L. & Oldhammer, B. 2008. *Hotade och sällsynta växter i Dalarna, del 2 – lavar och mossor*. Dalarnas Botaniska Sällskap, Lindsberg.
- Holien, H. 1996. Influence of site and stand factors on the distribution of crustose lichens in of the Caliciales of the suboceanic spruce forest area in central Norway. *The Lichenologist* 28: 315-330.
- Holien, H. 1997. The lichen flora on *Picea abies* in a suboceanic spruce forest area in Central Norway with emphasis on the relationship to site and stand parameters. *Nordic Journal of Botany* 17: 55-76.
- Hägglund, B. & Lundmark, J. 1987. *Bonitering, Definitioner och anvisningar (del 1)*. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Johansson, P. 2010. *Störningskänslighet hos lavar i barrskogar*. Rapport 9: 2010 – Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Kivistö, L. & Kuusinen, M. 2000. Edge Effects on the Epiphytic Lichen Flora of *Picea Abies* in Middle Boreal Finland. *The lichenologist* 32: 387-398
- Kruys, N. & Jonsson, B. G. 1997. Insular patterns of calicioid lichens in a boreal old-growth forest-wetland mosaic. *Ecography* 20: 605–613.
- Larsson, A. (red.) 2011. *Tillståndet i skogen – rödlistade arter i ett nordiskt perspektiv*. ArtDatabanken Rapport 9. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Laurance, W., Vasconcelos, H. & Lovejoy, T. 2000. Forest loss and fragmentation in the Amazon: Implications for wildlife conservation. *Oryx* 34(1): 39-45.
- Lie, M. H., Arup, U., Grytnes, J.-A. & Ohlson, M. 2009. The importance of host tree age, size and growth rate as determinants of epiphytic lichen diversity in boreal spruce forests. *Biodiversity & Conservation* 18: 3579–3596.
- Linder, P. & Östlund, L. 1992. *Förändringar i Sveriges boreala skogar 1870–1991*. Rapporter och uppsatser Nr. 1, 1992. Avdelningen för skoglig vegetationsekologi, Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå.
- Länsstyrelsen i Norrbottens län 1997. *Naturresevatet Granlandet, Gällivare kommun – Beslut*. Dnr. 2312-13479-96 25 02 124.

- Länsstyrelsen i Norrbottens län 2016. *Granlandet SE0820298. Bevarandeplan Natura 2000-område*. Dnr. 511-9214-2016.
- MacArthur, R. H. & Wilson E. O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.
- Marmor, L., Törra, T., Saag, L., Leppik, E. & Randlane, T. 2013. Lichens on *Picea abies* and *Pinus sylvestris*. *The Lichenologist* 45: 51–63.
- Moen, J. & Jonsson, B. G. 2003. Edge Effects on Liverworts and Lichens in Forest Patches in a Mosaic of Boreal Forest and Wetland. *Biological conservation* 17: 380-388.
- Mossberg, B. & Stenberg, L. 2003. *Den nya nordiska floran*. Wahlström & Widstrand, Tangen.
- Nilsson, T. 1992. *Granlandet*. Examensarbete, 10p. Umeå Universitet.
- Nitare, J. 2000. *Signalarter – Indikatorer på skyddsvärd skog*. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Nitare, J. 2011. *Barrskogar – Nyckelbiotoper i Sverige*. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Nordin, A., Moberg, R., Tønsberg, T., Vitikainen, O., Dalsätt, Å., Myrdal, M., Snitting, D. & Ekman, S. 2017. Santesson's checklist of Fennoscandian lichen-forming and lichenicolous fungi. <http://130.238.83.220/santesson/home.php> [Hämtad den 27 november 2017].
- Palmqvist, K. 2000. Carbon economy in lichens. *New Phytologist* 148: 11–36.
- R Development Core Team (2008). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Rudolphi, J. & Gustafsson, L. 2011. Forests Regenerating after Clear-Cutting Function as Habitat for Bryophyte and Lichen Species of Conservation Concern. *PLoS ONE* 6(4), e18639. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0018639> [Hämtad den 14 december 2017].
- Sandström, J., Bjelke, U., Carlberg, T. & Sundberg, S. 2015. *Tillstånd och trender för arter och deras livsmiljöer – rödlistade arter i Sverige 2015*. ArtDatabanken Rapporterar 17. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Santaniello, F., Djupström, L. B., Ranius, T., Weslien, J., Rudolphi, J. & Thor, G. 2017. Large proportion of wood dependent lichens in boreal pine forest are confined to old hard wood. *Biodiversity & Conservation* 26: 1295–1310.
- Solhaug, K. A., & Gauslaa, Y. 2012. Secondary lichen compounds as protection against excess solar radiation and herbivores. *Progress in Botany* 73:283–304.
- Skogsdata. 2017. *Aktuella uppgifter om de svenska skogarna från Riksskogstaxeringen*. Inst. f. skogligresurshushållning, Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå.
- Svensson, M., Dahlberg, A., Ranius, T. & Thor, G. 2014. Branches on living trees constitute a large part of the dead wood in managed boreal forests, but are not important for wood-dependent lichens. *Journal of Vegetation Science* 25: 819–828.
- Thell, A. & Moberg, R. (red.) 2011. *Nordic Lichen Flora Vol. 4*. Zetterqvists tryckeri, Göteborg.
- Thor, G. 1997. Red-listed lichens in Sweden: habitats, threats, protection, and indicator value in boreal coniferous forests. *Biodiversity & Conservation* 7: 59–72.
- Thor, G. & Arvidsson, L. (red.) 1999. *Rödlistade lavar i Sverige – Artfakta*. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Tibell, L. 1992. Crustose lichens as indicators of forest continuity in boreal coniferous forests. *Nordic Journal of Botany* 12: 427-50.

Appendix 1

Tabell 1. Samtliga lavararter som noterades under inventeringen samt fördelning på stam och gren.

*Signalart (Nitare 2000)

**Rödlistad art, rödlistekategori inom parantes (ArtDatabanken 2015)

Art	Antal på	
	stam	Antal på gren
<i>Acolium karelicum</i> ** (VU)	3	0
<i>Alectoria sarmentosa</i> ** (NT)	169	237
<i>Arthonia spadicea</i> *	1	0
<i>Arthothelium scandinavicum</i>	58	64
<i>Biatora albohyalina</i>	0	14
<i>Biatora chrysantha</i>	22	31
<i>Biatora efflorescens</i>	13	1
<i>Bryoria capillaris</i>	4	4
<i>Bryoria fuscescens</i>	235	242
<i>Buellia arborea</i>	0	4
<i>Calicium glaucellum</i>	169	4
<i>Calicium salicinum</i>	0	1
<i>Calicium viride</i>	127	9
<i>Cetraria sepincola</i>	2	28
<i>Chaenotheca brachypoda</i> *	1	0
<i>Chaenotheca brunneola</i>	1	0
<i>Chaenotheca chlorella</i> *	1	0
<i>Chaenotheca chrysocephala</i>	151	11
<i>Chaenotheca ferruginea</i>	6	0
<i>Chaenotheca furfuracea</i>	6	0
<i>Chaenotheca phaeocephala</i> *	2	0
<i>Chaenotheca stemonea</i>	6	0
<i>Chaenotheca subroscida</i> ** (NT)	101	0
<i>Chaenotheca trichialis</i>	172	19
<i>Chaenotheca xyloxena</i>	3	0
<i>Chaenothecopsis consociata</i>	8	0
<i>Chaenothecopsis viridialba</i> ** (NT)	38	3
<i>Coenogonium pineti</i>	1	0
<i>Fuscidea pusilla</i>	4	209
<i>Frutidella furfuracea</i>	63	76
<i>Hypocnomyce scalaris</i>	6	0
<i>Hypogymnia austerodes</i> ** (VU)	1	10
<i>Hypogymnia physodes</i>	238	239
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	1	210
<i>Imshaugia aleurites</i>	1	6
<i>Japewia subaurifera</i>	192	191
<i>Japewia tornoënsis</i>	77	82
<i>Lecanora circumborealis</i>	12	23
<i>Lecanora hypoptella</i>	80	30
<i>Lecanora symmicta</i>	0	1
<i>Lecidea leprarioides</i>	27	1
<i>Lecidea nylanderii</i>	162	202
<i>Lepraria aff. jackii</i>	215	10
<i>Lopadium disciforme</i> *	0	5
<i>Loxospora elatina</i>	1	0
<i>Melanohalea olivacea</i>	0	38
<i>Micarea prasina</i>	1	0
<i>Microcalicium disseminatum</i>	89	11
<i>Mycocalicium subtile</i>	1	0
<i>Mycoblastus alpinus</i>	193	230
<i>Mycoblastus sanguinarius</i>	58	183
<i>Ochrolechia androgyna</i>	166	235

<i>Ochrolechia brodoi</i>	4	71
<i>Ochrolechia microstictoides</i>	5	112
<i>Ochrolechia pallescens</i>	0	2
<i>Parmelia sulcata</i>	12	231
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	240	232
<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	123	156
<i>Pertusaria amara</i>	0	29
<i>Pertusaria borealis</i>	7	155
<i>Pertusaria ophthalmiza</i>	1	38
<i>Pertusaria pupillaris</i>	0	13
<i>Placynthiella icmalea</i>	18	10
<i>Platismatia glauca</i>	213	203
<i>Pycnora sorophora</i>	194	32
<i>Rinodina subparieta</i>	0	2
<i>Sclerophora coniophaea**</i> (NT)	3	0
<i>Toensbergia leucococca</i>	0	86
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>	0	6
<i>Tuckermannopsis chlorophylla</i>	196	216
<i>Usnea hirta</i>	0	36
<i>Vulpicida pinastri</i>	79	221
<i>Xylopsora friesii</i>	2	0
Totalt: 73 arter	60 arter	54 arter
	på stam	på gren

Appendix 2

Resultat från de hierarkiska nästade regressionsmodellerna.

Totalt artantal epifytiska lavar

```
Generalized linear mixed model fit by maximum likelihood (Laplace Approximation) ['glmerMod']
Family: poisson (log)
Formula: Artantal totalt ~ Östorlek + Substrat + Träddiameter + (1|Provyta ID) + (1|TrädID)
      AIC      BIC    logLik deviance df.resid
 2532.1  2557.2 -1260.0  2520.1     478

Scaled residuals:
      Min       1Q   Median       3Q      Max
-3.16059 -0.43917  0.04012  0.40665  2.58474

Random effects:
  Groups      Name      Variance Std.Dev.
  TrädID      (Intercept) 0.0000000 0.00000
  Provyta     (Intercept) 0.0009758 0.03124
Number of obs: 484, groups:  TrädID, 230; Provyta, 24

Fixed effects:
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)   2.84529    0.06309  45.10 < 2e-16 ***
Östorlek      0.01143    0.01305   0.88  0.381
SubstratStam -0.12462    0.02173  -5.73 9.81e-09 ***
Träddiameter  0.01307    0.01096   1.19  0.233
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

Artantal epifytiska naturvårdsintressanta lavar

```
Generalized linear mixed model fit by maximum likelihood (Laplace Approximation) ['glmerMod']
Family: poisson(log)
Formula: Artantal naturvård ~ Östorlek + Substrat + Träddiameter + (1|Provyta ID)+(1|TrädID)
      AIC      BIC    logLik deviance df.resid
 1147.7  1172.8  -567.8  1135.7     478

Scaled residuals:
      Min       1Q   Median       3Q      Max
-1.23277 -0.21238 -0.02117  0.05749  1.87300

Random effects:
  Groups      Name      Variance Std.Dev.
  TrädID      (Intercept) 0          0
  Provyta     (Intercept) 0          0
Number of obs: 484, groups:  TrädID, 230; Provyta, 24

Fixed effects:
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)  -0.28978    0.23212  -1.248  0.21189
Östorlek     0.08916    0.03867   2.305  0.02115 *
SubstratStam 0.22706    0.08394   2.705  0.00683 **
Träddiameter  0.04837    0.03994   1.211  0.22583
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

Bådens längsta längd för *Alectoria sarmentosa*

Linear mixed model fit by REML ['lmerMod']

Formula: *Alectoria.sarmentosa* ~ Östorlek + Träddiameter + (1 | Circle.no)

REML criterion at convergence: 2830.7

Scaled residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.7698	-0.6394	-0.0666	0.5105	2.6288

Random effects:

Groups	Name	Variance	Std.Dev.
Circle.no	(Intercept)	1549	39.36
	Residual	8957	94.64

Number of obs: 237, groups: Circle.no, 24

Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	t value
(Intercept)	196.872	37.369	5.268
Östorlek	19.371	10.979	1.764
Träddiameter	11.370	6.422	1.771

Bådens längsta längd för *Bryoria* spp.

Linear mixed model fit by REML ['lmerMod']

Formula: *Bryoria.sp* ~ Östorlek + Träddiameter + (1 | Circle.no)

REML criterion at convergence: 2669.3

Scaled residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.8049	-0.5505	-0.1651	0.4513	5.4172

Random effects:

Groups	Name	Variance	Std.Dev.
Circle.no	(Intercept)	477.7	21.86
	Residual	3775.4	61.44

Number of obs: 241, groups: Circle.no, 24

Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	t value
(Intercept)	184.5558	23.7324	7.777
Östorlek	-25.0602	6.4289	-3.898
Träddiameter	0.1417	4.1303	0.034