



UPPSALA
UNIVERSITET

Inventering och transplantation av ringlav i Högbergsmossens naturreservat 2024



Foto: Viktor Lund

Viktor Lund

Masterprogram i biologi – Ekologi och naturvård, Uppsala universitet.

Projektarbete i biologi 15 hp, 2024.

Handledare: Cajsa Björkén, Upplandsstiftelsen och Erik Öckinger, Sveriges lantbruksuniversitet.

Innehållsförteckning

Innehållsförteckning	2
Sammanfattning	3
Inledning.....	3
Bakgrund	3
Ringlav	3
Tidigare inventeringar av ringlav	4
Högbergsmossens naturreservat.....	4
Granbarkborreangrepp.....	5
Transplantation som naturvårdsåtgärd i skyddade områden.....	5
Syfte och frågeställning	6
Metod	6
Inventering	6
Beräkning av förekomstarea	6
Inventering av provtytor	7
Transplantation.....	7
Statistisk analys	8
Dispensansökan och rapportering.....	8
Resultat och diskussion	8
Inventering av nuvarande förekomst.....	8
Transplantation.....	9
Felkällor och problem.....	9
Uppföljning	10
Slutsats	10
Tack.....	10
Referenser	11
Tryckta källor, artiklar och rapporter	11
Programvara	12
Källor från internet	12
Bilaga 1 – Kompletterande tabeller och figurer.....	

Sammanfattning

Ringlav (*Evernia divaricata*) hör till de många skogslevande lavar i Sverige som missgynnats kraftigt av ett rationaliserat skogsbruk. Högbergsmossens naturreservat i Uppland är en av få platser där arten tycks ha ökat de senaste 20 åren. Det moderna skogsbruket i kombination med klimatförändringar innebär även att insektsangrepp och extremväder blir vanligare och som många andra granskogar angreps också Högbergsmossens naturreservat av granbarkborre efter den torra sommaren 2018. Eftersom ringlaven i stor utsträckning lever på gran bedöms nu situationen för arten som osäker även här. Syftet med detta projekt var att noggrannare undersöka ringlavsförekomsten i Högbergsmossens naturreservat och att transplantera lavbålar till levande träd.

Förekomstarean av den centrala och största ringlavsförekomsten i Högbergsmossens naturreservat uppgick till cirka 3,4 ha utifrån en översiktlig inventering i ett rutnät och antalet bålar skattades till drygt 100 000 st på nästan 1700 träd baserat på noggrann inventering i 6 utslumpade provytor. Ungefär hälften av lavbålarna var vitala och en stor majoritet av lavbålarna hittades på gran, vilket också var det dominerande trädslaget i området och det trädslag med flest ringlavsbärande träd. Laven påträffades oftare och i något större antal på stående döda granar än på levande. Det är dock svårt att avgöra om grandöden i sig gynnar ringlaven eller om det finns ett samband mellan trädets lämplighet som ringlavssubstrat och risken för granbarkborreangrepp. Provyteinventeringen visade att sambandet mellan längsta bållängd och antal bålar på ett träd skulle kunna utnyttjas för att förenkla inventering av särskilt ringlavsrika träd.

Vid transplantationen användes lavbålar från marken och från döda träd, vilka fästes med garn, samt kvistar med fastsittande lavbålar från döda träd som fästes med garn och lim. Lavbålarna flyttades dels inom det ursprungliga förekomstområdet, dels till nya områden i naturreservatet och sammanlagt transplanterades drygt 600 lavbålar till över 90 träd. Merparten av bålarna monterades på gran men även andra trädslag testades. För att utvärdera transplantationen och bedöma ringlavspopulationens utveckling i Högbergsmossens naturreservat föreslås en uppföljande inventering om ungefär fem år.

Inledning

Bakgrund

Förlust av biologisk mångfald räknas till vår tids största miljöproblem och utgör ett allvarligt hot mot resiliensen och stabiliteten hos jordens ekosystem (Richardson m.fl. 2023). Den viktigaste orsaken till den ohämmade utarmningen (Ceballos m.fl. 2015) är både globalt och i Sverige förändring och förlust av habitat, framförallt genom rationaliseringen av jord- och skogsbruk (Bernes 2011). Skogsavverkning är enligt en sammanställning från ArtDatabanken vid SLU den påverkansfaktor som har stor negativ inverkan på flest rödlistade arter i Sverige (Eide m.fl. 2020). Särskilt missgynnade är bland andra de skogslevande lavar som är direkt beroende av själva träden (Bernes 2011). Hit hör den sällsynta ringlaven (*Evernia divaricata*) som under de senaste åren försvunnit från många lokaler i landet där den tidigare förekommit (Nitare 2020). Då arten sällan bildar vare sig soredier eller apothecier sker nyetablering huvudsakligen genom fragmentering varför dess spridningsförmåga troligen är begränsad (se exempelvis diskussion i Lidén m.fl. 2004). I svenska rödlistan klassas ringlav som *sårbar* (VU) utifrån A-kriteriet (minskningstakt) (SLU ArtDatabanken 2020) och den främsta orsaken till dess tillbakagång bedöms vara just kalavverkning (SLU ArtDatabanken, n.d.).

Ringlav

Ringlav är en blekt gulgrå till gröngrå hänglav främst påträffad på senvuxen gran, tall och en i ljusöppna men fukthållande kontinuitetsskogar av brandrefugial karaktär (Nitare 2020). Den vanligen omkring en decimeter långa lavbålen är påfallande mjuk och större bålar får ofta ett trassligt utseende. Arten gör således skäl för det norska namnet "mjuktjafs". Dess svenska namn kommer av att lavens bark bitvis spricker upp varpå den porösa mörken blottas i karaktäristiska ringlika segment. Denna egenskap underlättar förstas fragmentering av bålen, vilket utgör lavens huvudsakliga spridnings sätt (Ahlner 1948). Lavbålen är därtill rikligt försedd med korta sköra utskott som också lär fungera som klonala spridningsenheter.

Till värdrädets grenar, mer sällan stammen, fäster ringlav med korta sidogrenar och genom insnärjning (Ahlner 1948). Arten är sällsynt i vårt land men kan på vissa lokaler under goda förhållanden bli mycket talrik och då även uppträda på mer ovanliga substrat såsom björkar och alar eller direkt på sten. I skogsområdet Jelka i Norrbottens län som troligen hyser Sveriges största förekomst av arten finns uppskattningsvis 20 000 ringlavsbärande träd (Karström 1992). Ringlavens utbredning är i huvudsak östlig med flest förekomster i Lule lappmark, Hälsingland, Gästrikland och Dalarna. Därtill finns på Gotland flera något avvikande förekomster i hållmarkstallskogar (SLU ArtDatabanken, n.d.). Den otypiska förekomstmiljön här skulle kunna förklaras av ett mer maritimt klimat (Nitare 2020). Det finns också misstankar om genetiska skillnader mellan fastlandspopulationen och Gotlandspopulationen (Ahlner 1948). ArtDatabanken vid SLU skattade år 2020 antalet lokalområden i Sverige till 500-1000. I Norge och Finland är ringlav liksom i Sverige rödlistad som *sårbar* (SLU ArtDatabanken, n.d.). Utanför Norden förekommer ringlav cirkumborealt och alpint i centrala till östra delarna av Europa, i Asien samt i Nordamerika (Tønsberg m.fl. 1996).

Tidigare inventeringar av ringlav

Länsstyrelserna i Gävleborgs, Dalarnas och Gotlands län har övervakat ringlavsförekomster i provytor som återbesökts vid åtminstone tre tillfällen med ungefär tio års intervall med start kring millennieskiftet. I samtliga tre län har antalet lavbålar minskat på en stor majoritet av lokalerna mellan de två senaste inventeringstillfällena men även från övervakningens start till den senaste inventeringen (Erikers, 2022; Nordin m.fl. 2016; Henriksson 2019). Detta gäller också antalet ringlavsbärande träd i de fall detta redovisats (Nordin m.fl. 2016; Henriksson 2019). Under slutet av 90-talet till början av 00-talet (mellan det första och andra inventeringstillfället) uppmättes dock en tillfällig ökning av antalet ringlavsbärande träd och antalet lavbålar på flera lokaler (Jonsson, Nordin, och Kellner 2003; Henriksson 2009). Som möjliga orsaker till detta föreslår författarna gynnsamt väder, minskade luftföroreningar samt att några av lokalerna och dess omgivning skyddats från ingrepp på senare tid med gynnsam åtebeskogning som följd (Jonsson, Nordin, och Kellner 2003). Även osäkerheter i metoden misstänks spela in (Jonsson, Nordin, och Kellner 2003; Henriksson 2009).

I ett arbetsmaterial för övervakning av hänglavar framtaget av Naturvårdsverket 1996 föreslås att längden på den största bålen kan användas som proxy för den totala lavbiomassan på ett träd. Vid några av de länsvisa inventeringarna har korrelationen mellan längsta bålängd och antal bålar på träden (lavbiomassan är svår att mäta på ett icke-destruktivt sätt) undersökts. Korrelationen har varit ganska svag (Gotland: $r^2=0,068$, Gävleborg: $r^2=0,37$) varför räkning av samtliga bålar inom provytan rekommenderas om möjligt (Johansson 1996; Jonsson, Nordin, och Kellner 2003). Ringlavens skörhet, som innebär att bålarna fragmenteras lättare än många andra hänglavar, har lagts fram som förklaring till den svaga korrelationen just för ringlav (Jonsson, Nordin, och Kellner 2003). I rapporten för inventeringarna i Gävleborgs län 1996-2013 har istället korrelationen mellan längsta bålängd och totalt antal bålar per lokal undersökts, vilken tycks ha varit starkare. Här redovisas dock ingen teststatistik (Nordin m.fl. 2016).

Högbergsmossens naturreservat

Högbergsmossens naturreservat väster om sjön Vällen i Östhammars kommun utgörs mestadels av gammal naturskogsartad blåbärsgranskog med stort lövinslag på rikblockig, delvis kalkrik morän. Även våtmarkspartier och sumpskogar liksom tidigare brukade skogsbestånd samt i sydväst några åkrar förekommer inom det närmare 100 hektar stora reservatet. Området har en sällsynt artrikedom knuten till långvariga skogliga kontinuiteten och den stora mängden död veden (Länsstyrelsen Uppsala län 2005). Reservatets ringlavsförekomst är den största kända i den här delen av landet och verkar ha ökat sedan början av 2000-talet (Pär Eriksson och Gillis Aronsson, muntligen 2024). Lavens utbredning har sin tyngdpunkt på en grandominerad höjd väster om kärret Slätterna i reservatets centrala delar. Därtill finns två mindre förekomster längre österut i reservatet. Efter torrsommaren 2018 angreps alla tre bestånd där ringlav påträffats i reservatet av granbarkborre och många av de ringlavsbärande granarna är nu döda. Väster om våtmarken Högbergsmossen, som givit namn till reservatet, finns ett skogsbestånd som topografiskt och klimatologiskt påminner mycket om den ringlavrika skogen men med större inslag av tall (bilaga 1 figur B1). Här är ringlav inte påträffad. Granarna i detta bestånd har hittills skonats från granbarkborreangrepp och risken för framtida angrepp förblir troligen låg tack vare en mer blandad trädslagsfördelning i beståndet (Schroeder och Kärvemo 2015). Detta i kombination med dess likheter i övrigt

med den idag ringlavsrika skogen gör att vi anser detta område lämpligt som mållokal för naturvårdstransplantation av ringlav. Ytterligare en lämplig mållokal med stort ljusinsläpp och hög luftfuktighet har identifierats i reservatets nordvästra del nord Hjälmsetter. Denna består av luckig granskog med stort björkinslag på sandig morän och hållmark som sluttar svagt mot en alsumpskog i öst.

Granbarkborreangrepp

Sedan sommaren 2018 har stora arealer skog angripits av granbarkborre i södra Sverige med omfattande grandöd som följd. Såväl skyddade som brukade skogar har angripits (Naturvårdsverket 2023) och orsaken till utbrotten är nedsatt motståndskraft hos träden till följd av långvarig sommartorka (Schroeder 2019). Störningar som denna har blivit vanligare på grund av ett förändrat skogsbruk och klimat (Schelhaas, Nabuurs, och Schuck 2003) och trenden bedöms också fortsätta på grund av klimatförändringarna (Seidl m.fl. 2014). Ringlaven lever epifytisk på sitt värdträd och nyttjar detta enbart som substrat och värdträdets död betyder således inte nödvändigtvis att dess lämplighet som substrat omedelbart upphör. Tvärtom kan döda grenar möjligen till och med utgöra ett bättre substrat på grund av högre stabilitet och minskad utsöndring av exudat (se diskussion Andersson 2000). Däremot innebär granbarkborreangreppen att en brist på substrat kan uppstå allteftersom träden faller. Ringlavens skörhet medför därtill att bålur lätt blåser ner vid ökad genombläsning (Ahlner 1948) vilket vi också observerat i Högbergsmossens naturreservat.

Granbarkborren angriper emellertid inte alla träd utan oftast angrips grupper av grövre försvagade granar (Hedgren och Gunnarsson 2014). En del döda granar kan också komma att stå under lång tid innan de faller (Storaunet och Rolstad 2002). Således kan det finnas flera kvarstående träd med ringlav på efter ett angrepp men om dessa är få till antalet blir populationen känslig för slumpmässiga utdöenden. Lavarna skulle även kunna påverkas av de miljöförändringar som följer av att granar i omgivningen dör. Detta innefattar ökad ljusexponering, förstärkta temperaturfluktuationer, ökad genombläsning och minskad luftfuktighet (Swanson m.fl. 2011). I en experimentell studie där nio lavar utsattes för ökad ljusexponering i labb kunde fotoinhibering i fotosystem II påvisas hos ringlav. Förmågan till rehabilitering efter experimentet var sämre hos ringlav än hos många av de andra arterna och verkade stagnera på omkring 80% av utgångsvärderna (Gauslaa och Solhaug 1996). Lidén m.fl. (2004) har visat att vitaliteten hos ringlavsbålar transplanterade till hyggeskanter är något lägre (87,5%) 1 år efter transplantation jämfört med hos ringlavsbålar som transplanterats till gammelskog (97,5%) och inom ursprungsbeståndet (90%). Vidare visar Andersson (2000), som studerat ringlav i områden med olika störningsgrad, att medelvärdet för de längsta bålarna på respektive träd (använt som en proxy för total lavbiomassa) i ett område är negativt korrelerat till områdets stubbtäthet ($R^2=0,787$; $p=0,045$) och stamtäthet ($R^2=0,855$; $p=0,024$), vilka använts som mått på störning.

Transplantation som naturvårdsåtgärd i skyddade områden

IUCN definierar naturvårdstransplantation som avsiktligt förflyttande av organismer i syfte att uppnå mätbara naturvårdande effekter på populations-, ekosystem- eller artnivå (IUCN/SSC 2013). Naturvårdstransplantation bör inte betraktas som ett kostnadseffektivt alternativ till habitatinriktade naturvårdsåtgärder som har potential att gynna många arter samtidigt, såsom skydd och restaurering av biologiskt värdefulla områden. Däremot kan metoden användas som ett komplement för att optimera ett redan skyddat områdes positiva effekter på en art genom att öka storleken eller förekomstarean för populationen och därmed minska risken för slumpmässiga utdöenden (Lidén 2009). Överlevnadsutsikterna för en transplanterad population förbättras med ökat antal transplanterade individer, vilket förstås måste vägas mot den störning på källpopulationen som uttaget av individer kan innebära (IUCN/SSC 2013).

Från att tidigare mest ha utförts i syfte att experimentellt studera olika miljöfaktorers påverkan på arter har transplantation av lavar alltmer kommit att genomföras i direkta naturvårdssyften. Antalet välde signerade och uppföljda faunatransplantationer har ökat de senaste 20 åren (IUCN/SSC 2013) men tyvärr finns fortfarande stora kunskapsluckor inom transplantation av lavar (Smith 2014). Just bristen på långsiktig uppföljning är ett uppmärksammat problem också inom naturvård i stort (Lindenmayer, Lavery, och Scheele 2022). Bland de transplantationsmetoder som har dokumenterats anser Smith (2014) att tillvägagångssätt där hela lavbålar och dess substrat flyttas tillsammans borde vara de minst skadliga för den transplanterade lavbålen. Samtidigt finns flera lyckade försök där den ursprungliga lavbålen har fragmenterats till flera bålur inför transplantationen i syfte

att hushålla med lavmaterialet och dessa metoder förespråkas därför om möjligt vid transplantation av mycket sällsynta arter (Smith 2014; Hallingbäck 1990). Transplantation med fragment av ringlav har tidigare testats av Lidén (2004) med goda resultat på kort sikt (97,5 % överlevnad 12 månader efter transplantation). Uppgifter om utvecklingen på längre sikt saknas.

Syfte och frågeställning

Syftet med detta projekt är

- 1) att undersöka storlek och status på ringlavsförekomsten i Högbergsmossens naturreservat där en stor del av skogen angripits av granbarkborre efter sommaren 2018,
- 2) att flytta lavbålar från döda träd och marken till substrat och områden där överlevnadsutsikterna bedöms vara bättre och samtidigt öka populationens förekomstarea, och
- 3) att detta dokumenteras enligt en metod som möjliggör framtida uppföljning inventeringen och transplantationen.

Frågeställningarna för projektet är:

- Hur stor är ringlavsförekomsten i Högbergsmossens naturreservat sett till yta, antal ringlavsbålar och antal ringlavsbärande träd?
- Hur ser fördelningen av antalet bålar och proportionen ringlavsbärande träd ut mellan olika trädslag samt i förhållande till värdrädets status?
- Skiljer sig vitalitet på lavarna mellan levande granar, döda granar och granlåggor?
- Hur stark är korrelationen mellan antalet bålar och den längsta bålens längd på de ringlavsbärande träden?

Ytterligare frågor att besvara vid framtida uppföljningar är till exempel:

- Har valet av transplanteringsmetod någon effekt på de transplanterade bålarna med avseende på förändringar i vitalitet och bållängd?
- Är det någon skillnad med avseende på förändringar i vitalitet och bållängd mellan de bålar som enbart transplanterats inom beståndet och de bålar som transplanterats till annan plats?
- Hur utvecklar sig den transplanterade populationen jämfört med den ursprungliga med avseende på förändringar i ringlavens vitalitet, bållängd och antalet bålar?
- Finns det något samband mellan förändringar i grundyta och förändringar hos ringlaven inom provytorna?

Metod

Inventering

Beräkning av förekomstarea

Den centrala ringlavsförekomstens area (*area of occupancy*, AOO (IUCN Standards and Petitions Committee 2024)) beräknades genom att skapa ett rutnät i GIS i vilket rutorna om 14 x 14 meter ($\approx 200 \text{ m}^2$) inventerades med avseende på förekomst/ej förekomst av ringlav. För att lokalisera rutnätet i fält användes en mobil GIS-enhet med Field Maps (ESRI 2024). Lägesnoggrannheten för enhetens GPS är cirka 5 meter. I rutor där ett eller flera träd var mer eller mindre draperade med ringlav klassades förekomsten som riklig. Vid inventeringen utgick vi från de tidigare observationerna av ringlav och kring varje ruta med förekomst av ringlav inventerades samtliga angränsande rutor. I rutor där laven enbart påträffades på marken och där det var uppenbart att laven inte tidigare suttit på något av träden i rutan räknades denna ej som en förekomst. Inventeringen genomfördes den 22 och 26 mars 2024.

Inventering av provytor

Av rutorna med förekomst av ringlav valdes slumpmässigt 3 st av de mindre rikliga rutorna samt lika många av de rikliga rutorna till att utgöra permanenta provytor. Dessa lokaliserades i fält med hjälp av en mobil GIS-enhet och provytornas hörn fotodokumenterades och markerades med 90 cm bambukäppar samt märkfärg. Provytorna inventerades på liknande sätt som vid länsstyrelsernas övervakning av ringlav (Johansson 1996; Henriksson 2009; 2019; Jonsson, Nordin, och Kellner 2003; Nordin m.fl. 2016; Erikers 2022), enligt följande: för ringlavsbärande träd och samtliga träd större än 1 cm diameter i brösthöjd (eller över 50 cm höjd för enbuskar) noterades trädets status i klasserna: levande (barrträd med barr eller lövträd med knoppar), döda och lågor. Även brösthöjdsdiameter avrundat till närmsta centimeter (1,3 m från marken, dock 30 cm över marken för enbuskar) noterades, liksom trädslag. Trädets position i provytan dokumenterades också ungefärligt i en skiss (bilaga 2). De lavbålar som påträffades under 2 meters höjd (dock ej bålar med markkontakt, på ris eller på lösa grenar) undersöktes med avseende på vitalitet i ett klassificeringssystem med 3 klasser (bilaga 1 tabell B1), samt bällängd. Bällängd avser längsta fritt hängande segment mätt i vått tillstånd och avrundades till närmsta centimeter. En sprayflaska med vatten användes för att fukta lavarna vid torrt väder. Lavbålar utanför provytornas gränser undersöktes inte även om dess värdträd stod inom provytan. Omvänt noterades lavbålar inom provytornas gränser även i de fall värdträdet stod utanför provytan. Där jag funnit det nödvändigt har jag på vissa grenar och lågor markerat provytans gräns med ett häftstift. Slutligen uppskattades antalet lavbålar över 2 meters höjd för varje träd med hjälp av kikare. Denna höjd markerades permanent på träd med många lavbålar med ett häftstift i barken för att underlätta vid framtida uppföljningar.

Transplantation

De lavbålar som transplanterades i detta arbete insamlades antingen från marken eller från döda granar inom den centrala förekomsten frånsett de permanenta provytorna. Dessa bålar bedömdes vara de med lägst förväntad återstående livslängd och därmed lägst potential att utan transplantation bidra till populationens tillväxt och spridning. Vikten av att använda friska bålar för en lyckad transplantation har tidigare framhållits (Ericson och Esseen 1982) och i denna transplantation användes enbart vitala bålar, klass 2.

Tre transplantationsmetoder användes. Dels lösgjordes lavbålar/båldelar från döda granar och monterades på nya träd med två garnbitar knutna kring bål och gren på två ställen, dels gjordes motsvarande med bålar från marken. Därtill flyttades kvistar från döda träd (omkring 10-30 cm) med fastsittande ringlav. Kvisten med ringlav monterades sedan på det nya värdträdet med lim och garn i varje ända. Laven transplanterades till två nya områden inom reservatet; Högberget (transplantationsyta 1-3) och Hjälmstätter (transplantationsyta 4-6), samt inom ursprungsförekomsten (bilaga 1 figur B1). Vid Högberget och Hjälmstätter flyttades ringlav till tre permanent markerade 14 x 14 m provytor på respektive lokal med 10 levande värdträd inom varje transplantationsyta. På varje träd fästes ringlav på två grenar och på varje gren gjordes en transplantation med varje metod. Den inbördes placeringen av dessa varierades. Likaså varierades trädslaget som laven fästes på. Merparten av bålarna på varje lokal transplanterades dock till gran. Andra trädslag till vilka ringlav flyttades var en, ek och björk. Inom transplantationsytorna dokumenterades alla träd med trädslag, status, diameter i brösthöjd och position i en ungefärlig skiss (bilaga 2). Transplantationerna inom ursprungsförekomsten genomfördes på samma sätt till totalt 30 träd bortsett från att värdträden här inte var bundna till utmarkerade transplantationer. Varje nytt värdträd, både inom den ursprungliga förekomsten och i transplantationsytorna vid Högberget och Hjälmstätter, märktes med ett häftstift på stammens nordsida och dokumenterades med bild, koordinat, trädslag och diameter i brösthöjd. Vidare noterades den inbördes placeringen samt längden på bålarna på varje gren. Då ursprungspopulationen är så stor (se resultat från inventeringen i nästa avsnitt) begränsades antalet bålar som kunde transplanteras i detta projekt av tidsåtgången snarare än risken för att uttaget skulle innebära en betydande negativ påverkan på ursprungspopulationen. För att maximera naturvårdsnyttan transplanterades därför utöver det ovanstående ytterligare omkring 75 bålar till ytterligare två områden vid Högberget och ett vid Hjälmstätter (bilaga 1 figur B1). Här dokumenterades transplantationen enbart med bild på lokalen och koordinat. Transplantationerna genomfördes mellan den 2 och den 23 maj 2024. Insamling och montering av en given lavbål skedde alltid samma dag.

Statistisk analys

Den statistiska analysen genomfördes med R i RStudio (R Core Team 2023). Det totala antalet bålar inom den centrala förekomsten skattades utifrån de observerade antalet bålar per provyta. Här bedömdes att antal bålar i provytorna följer en lognormalfördelning varför beräkningarna gjordes på logaritmerade värden. Konfidensintervall och medelvärden beräknades separat för mindre rikliga respektive rikliga provytor och summerades därefter. Även det totala antalet ringlavsbärande träd skattades utifrån provyteinventeringarna.

ANOVA (kommandot *aov* i R) användes vid jämförelser av antal bålar mellan flera grupper (baserat på trädslag eller trädstatus). Vid jämförelser mellan två grupper användes t-test T-test (kommandot *lm* i R). I de fall ANOVA gav signifikant utfall utfördes Tukey HSD-test (kommandot *TukeyHSD* i R) som *post hoc*-test. Analyserna utfördes på logaritmen av antalet bålar inom gruppen. Innan logaritmering adderades 1 till antalet för att möjliggöra jämförelse med grupper där datapunkter för vilka antal bålar=0 förekommer.

Proportionerna ringlavsbärande träd jämfördes mellan olika grupper med X^2 -test (kommandot *chisq.test* i R). I dessa analyser exkluderades träd <1 cm diameter i bröst höjd eftersom dessa enbart noterades i de fall ringlav faktiskt förekom.

Korrelationen mellan antalet bålar och den längsta bålens längd på de ringlavsbärande träden analyserades med linjär regression (kommandot *lm* i R). Även här logaritmerades antalet bålar i analysen. Vi alla analyser på träd nivå behandlades data som oberoende trots att insamlingen varit klusterrandomiserad.

Dispensansökan och rapportering

Ansökan om dispens för transplantation av ringlav i Högbergsmossens naturreservat beviljades av Länsstyrelsen i Uppsala den 11 maj 2023. Utförda transplantationer och resultatet av inventeringen rapporterades den 21 maj 2024 och kompletterades den 28 maj 2024 i Artportalen under projektnamnet "Upplandsstiftelsen - Inventering och transplantation av ringlav i Högbergsmossens naturreservat 2024".

Resultat och diskussion

Inventering av nuvarande förekomst

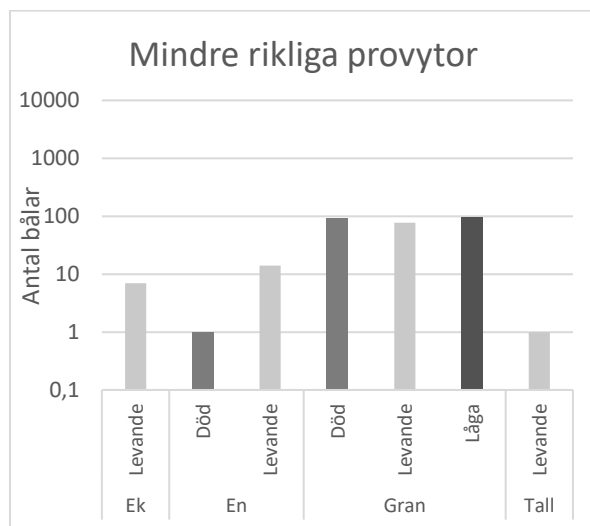
Under inventeringen påträffades ringlav i 172 14 x 14 m rutor i den centrala delen av Högbergsmossen, vilket ger en förekomstareal om totalt 3,371 ha i 14 m upplösning. Av 172 rutor klassades 25 rutor som rikliga förekomster. I de sex provytor som detaljinventerades uppgick antalet bålar till 19, 12 och 257 st i de mindre rikliga provytorna, respektive 3305, 3920 och 4687 st i de rikliga provytorna. Det totala antalet ringlavsbålar beräknades vara 103 973 st (95%-konfidensintervall: 81 518-156 784) och antalet ringlavsbärande träd skattades till 1694 st (95%-konfidensintervall: 539-2848). Utöver den centrala ringlavsförekomsten tillkommer de två förekomsterna i reservatets östra delar vilka ej inventerats systematiskt (bilaga 1 figur B1). Dessa verkar vara något mindre ringlavsrika.

Gran var det trädslag med överlägset flest ringlavsbålar både i de mindre ringlavsrika och i de rikligare provytorna (figur 1 och 2). Skillnaden i antal bålar per träd mellan de i provytorna förekommande trädslagen var signifikant i de rikliga provytorna $F_{7, 84}=1324$; $p<0,001$. Ett *post hoc*-test visade att gran i dessa provytor hade signifikant fler bålar per träd än asp ($p<0,001$), ek ($p<0,001$), rönn ($p<0,001$) och tall ($p=0,004$). I de mindre ringlavsrika provytorna saknar många granar ringlav och någon signifikant skillnad i genomsnittligt antal bålar mellan trädslagen kunde inte påvisas i detta fall $F_{5, 82}=0,396$; $p=0,850$. Även sett till antal ringlavsbärande träd var granen dominerande (bilaga 1 figur B2). Granen var emellertid också det dominerande trädslaget vid ringlavsförekomsten i Högbergsmossen och den statistiska analysen visade att skillnaden i andel ringlavsbärande träd mellan de olika trädslagen inte var signifikant i detta fall $X^2_{6, N=169}=10,327$; $p=0,112$. Granen var alltså vanligare än andra trädslag i de rikliga provytorna i och hade i genomsnitt fler bålar per träd. Ringlav förekom dock ungefär lika ofta på andra trädslag men inte i lika stora antal. Min uppfattning är därmed att granarna i dagsläget är det viktigaste och mest lämpliga substratet för ringlav i Högbergsmossens naturreservat, framförallt de i de rikligare rutorna. Tack vare

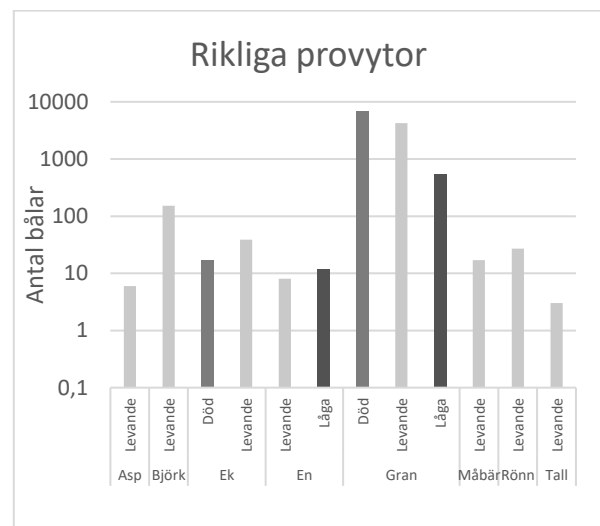
rikligheten blåser emellertid lavbålar ner på andra trädslag som i mindre antal finns inblandade bland granarna men som inte är lika lämpliga som substrat av det lägre genomsnittliga antalet lavbålar att döma.

En signifikant högre andel av de döda granarna var ringlavsbärande (70,7%) jämfört med av de levande granarna (45,5%) $\chi^2_{1, N=85}=4,567$; $p=0,033$. Även det genomsnittliga antalet bålar var större på de döda än på de levande granarna men utan att skillnaden är signifikant $t_{107}=2,287$; $p=0,107$. Samma trend har observerats på Gotland (Johansson 1996), men jämförelser mellan fastlandspopulationen och Gotlandspopulationen ska göras med försiktighet på grund av de klimatologiska och misstänkta genetiska skillnader som nämnts ovan. Från Gävleborg rapporteras ringlaven istället förekomma oftare på levande träd (Jonsson, Nordin, och Kellner 2003). Faktorer som talar för att döda träd utgör lämpligare substrat än levande granar är som tidigare nämnts minskad utsöndring av exudat och högre stabilitet, samt, menar Johansson (1996), ökat ljusinsläpp. Samtidigt är för stor ljusexponering bevisligen skadligt för ringlav (Gauslaa och Solhaug 1996). Jag menar dock att det är svårt att säga att det är grandöden i sig som gynnar ringlaven i Högbergsmossens fall utan att det lika gärna kan finnas ett samband mellan lämpligheten som substrat och utsattheten för granbarkborreangrepp. Till exempel företrar både granbarkborre och ringlav solbelysta träd (Wermelinger 2004). Oavsett hur orsakssambandet ser ut så pekar resultatet på att en stor del av ringlaven berörs av granbarkborreangreppen i Högbergsmossens naturreservat.

Trots att ringlaven flera gånger påträffades på ek under denna inventering har detta i den litteratur jag tagit del av bara rapporterats från File hajdar på Gotland tidigare (Johansson 1996). Förklaringen är nog att arternas huvudsakliga utbredningar endast överlappar i ett begränsat område, framförallt i Uppland och på Gotland.



Figur 1. Summan av antalet bålar på olika trädslag i de tre mindre rikliga provytorna.

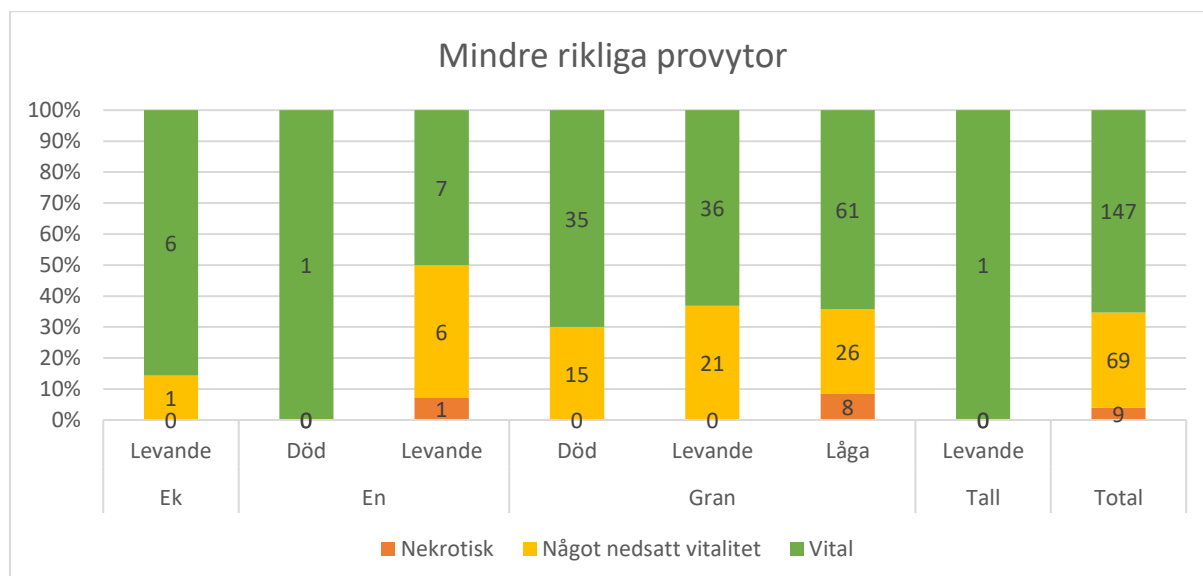


Figur 2. Summan av antalet bålar på olika trädslag i de tre rikliga provytorna.

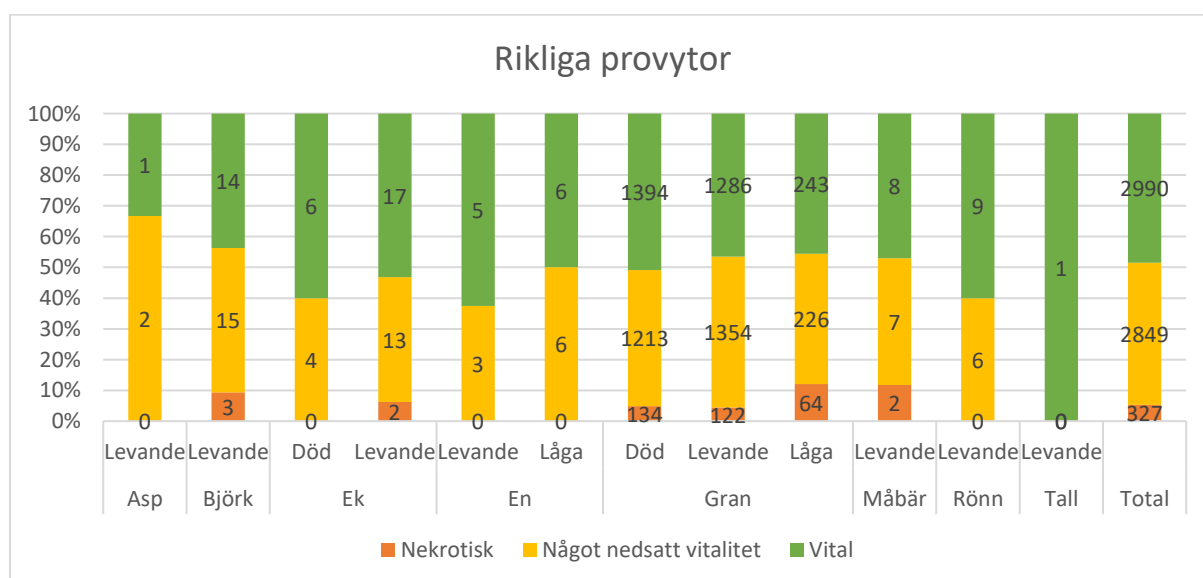
Av de bålar vars vitalitet bedömdes, alltså de under 2 m höjd, var nästan hälften vitala (49,1%). Något färre bålar hade något nedsatt vitalitet (45,7%) och 5,26% var nekrotiska. Vad gäller vitalitet i förhållande till trädslag var några slutsatser svåra att dra eftersom antalet datapunkter var få för alla trädslag utom gran (figur 3 och 4). Bland granarna fanns en signifikant skillnad i lavarnas vitalitet mellan döda träd, levande träd och lågor sett över samtliga provytor $\chi^2_{4, N=6238}=68,961$; $p<0,001$. Andelen vitala lavbålar var något högre på de döda stående granarna än på de levande. Återigen är det svårt att avgöra om grandöden i sig är orsaken till ökad vitalitet eller om granar med vitala bålar också i högre grad angrips av granbarkborre. Detta borde kunna klarläggas efter återkommande inventeringar. Jag vill också lyfta fram möjligheten att granbarkborreangreppet är så omfattande att miljön har påverkats på beståndsnivå och inte enbart på trädnivå, med den följderna att det enskilda värdträdets status inte längre är av någon större betydelse för ringlaven.

Granlågorna hyste en större andel nekrotiska bålar än de stående granarna. Det kan bero på att många bålar på lågorna hamnat i höjd med fältskiktet vilket ofta leder till nekros (Marlene Lidén, muntligen 2023). Det genomsnittliga antalet lavbålar på granlågorna var också mindre än på de stående granarna i Högbergsmossen vilket borde vara ett resultat av att många lavbålar lossnar och hamnar på marken vid fallet. Denna skillnad var

dock inte signifikant $t_{107}=0,702$; $p=0,404$. Under länsstyrelsens inventering på Gotland 2007 observerades en ringlavsbärande en nyligen ha avverkats och många av lavbålarna på denna beskrevs då verka döende (Henriksson 2009). Vid nästföljande inventering 2017 hade samtliga lavar försvunnit (Henriksson 2019). Många av lågorna i Högbergsmossen har fallit ganska nyligen, troligen senare än 2018, och hade vid inventeringen fortfarande en stor del av grenverket och förmågan att bära ringlav kvar. Det är möjligt att det finns en utdöendeskuld och att lavbålarna på dessa lågor kan överleva några år till men att de kommer ha försvunnit till nästa uppföljning.



Figur 3. Andelen och antalet ringlavsbålar i de olika vitalitetsklasserna på de ringlavsbärande träden uppdelade på trädstatus i de tre mindre rikliga provytorna.



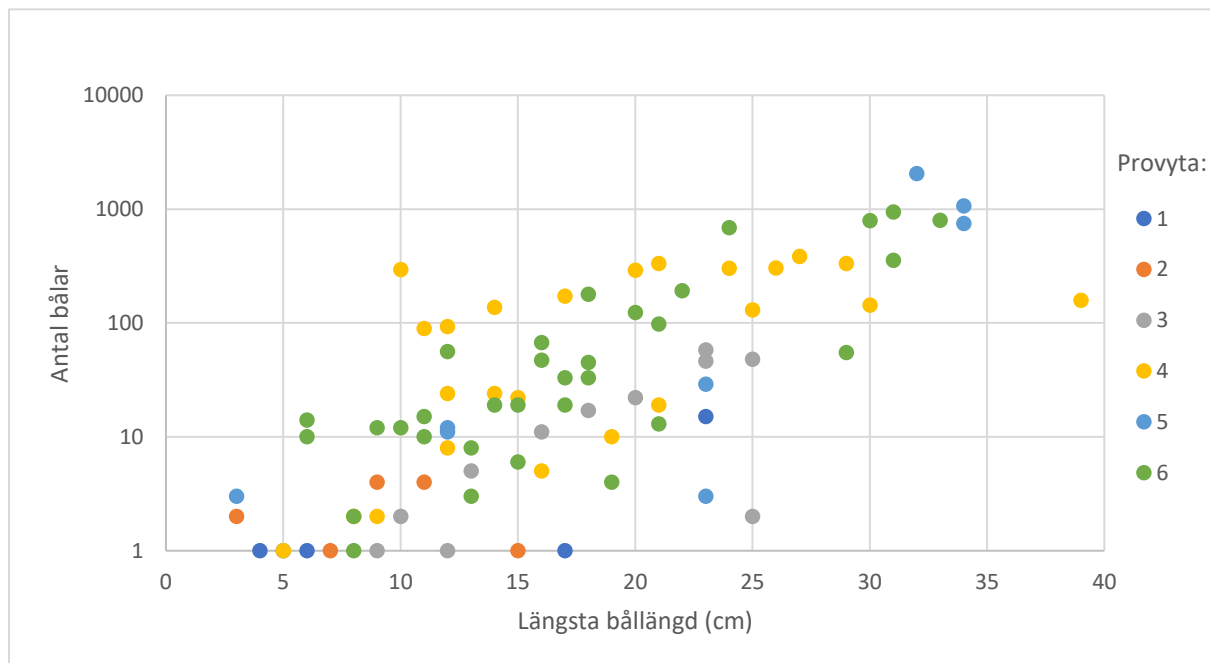
Figur 4. Andelen och antalet ringlavsbålar i de olika vitalitetsklasserna på de ringlavsbärande träden uppdelade på trädstatus i de tre rikliga provytorna.

Den linjära regressionsanalysen visade på en stark korrelation ($R^2=0,547$; $F_{1,83}=100,1$; $p<0,001$) mellan antal bålar och den längsta bållängden på de ringlavsbärande träden (ekvation 1 och figur 5). Förklaringsgraden ökade bara marginellt om summan av de två längsta bållarna användes som förklaringsvariabel istället för endast den längsta bållen ($R^2=0,586$; $F_{1,72}=101,7$; $p<0,001$). Korrelationen var således högre än vid tidigare inventeringar. En skillnad mellan analysen av inventeringen i Högbergsmossens naturreservat och analyserna av Nordin m.fl. (2016), jämfört med de analyser där svagare korrelation erhållits, är att man i de sistnämnda anpassat en linjär modell mot det faktiska antalet bålar direkt (Johansson 1996; Jonsson, Nordin, och Kellner 2003) istället för mot logaritmen av antalet bålar. Vidare har man vid de tidigare inventeringarna endast räknat antal lavar under 2-2,5

m höjd medan inventeringen av Högbergsmossens provytor även inkluderade lavar över 2 m höjd. Om bålar över 2 m höjd exkluderas i den linjära regressionsanalysen för inventeringarna i Högbergsmossens naturreservat blev förklaringsgraden ännu högre ($R^2=0,663$; $F_{1, 83}=163,1$; $p<0,001$) än då det totala antalet användes. Detta förklarar alltså inte skillnaderna i resultaten. Jag tror istället att den starkare korrelationen i analysen av inventeringen i Högbergsmossens naturreservat jämfört med på Gotland och i Gävleborg framförallt beror på att de ringlavsbärande träden i Högbergsmossens naturreservat har betydligt större antal bålar. Sambandet blir alltså troligen tydligare vid hög abundans av ringlav än vid låg. Detta styrks också av att Jonsson, Nordin och Kellner (2003) visat att förklaringsgraden ökar om de klenaste träden, som generellt har färre bålar, exkluderas. Resultatet innebär att man genom att använda den längsta bållängden på varje träd som proxy för antalet bålar skulle kunna rationalisera inventeringar av rikliga förekomster med ganska god noggrannhet.

$$\log(\text{antal bålar}) = -0,01955 + 0,08104 \times \text{längsta bållängd i cm.}$$

Ekvation 1.



Figur 5. Sambandet mellan längsta bållängden och antalet bålar på träden.

Transplantation

I detta projekt transplanterades 540 lavbålar till 90 träd och de transplanterade lavbålarna dokumenterades med bild, koordinat och uppgift om bållängd. Därtill transplanterades ytterligare cirka 75 bålar till tre områden med översiktlig dokumentation i form av koordinat och bild på transplantationsområdet. Av de träd som ringlavar transplanterats till med noggrann dokumentation var 70% (63 st) gran, 12% (11 st) ek, 10% (9 st) en och 8% (7 st) björk. Längden på de transplanterade bålarna varierade mellan 2 och 30 cm med en medellängd om 11,5 cm.

Felkällor och problem

Undre inventeringen blev det tydligt att metoden lämnar stort utrymme för subjektivitet vid bedömningen av bållängd, antal bålar och vitalitet. Vid uppföljning ska därför betydelsen av små förändringar inte överdrivas. Bedömningen av vad som är en enskild bål var inte alltid enkel och vid en av de tidigare inventeringarna där liknande metod använts föreslås att förändringar av antalet bålar på mindre än 20% är att betrakta som inom metodens felmarginal (Jonsson, Nordin, och Kellner 2003). Ytterligare en felkälla var att den uppmätta bållängden för en given lavbål till stor del berodde på hur bålen satt på grenen eftersom längsta fritt hängande segment mättes och inte den totala bållängden, vilket hade varit svårare att mäta. Rimligen är förhållandet mellan längsta fritt hängande segment och den totala bållängden i medeltal konstant vilket ändå gör det möjligt att dra slutsatser om förändringar i total bållängd utifrån längsta uppmätta fritt hängande segment.

Ett problem med permanenta provytor som diskuterats i en av rapporterna för inventeringarna i Gävleborgs län är att ringlavspopulationens utbredningsmässiga tyngdpunkt sannolikt förflyttas över tid till följd av skogens naturliga dynamik (Nordin m.fl. 2016). Förändringar i provytorna återspeglar således inte nödvändigtvis förändringar på populationsnivå. För att minimera risken för detta och upptäcka sådan dynamik föreslås att inventeringen av förekomsten i rutnät görs om efter en tid, även om jag inte anser detta nödvändigt vid tidiga uppföljningar.

Uppföljning

Återkommande uppföljningar krävs för att utvärdera de olika transplantationsmetoderna och valet av transplantationsområden samt för att bedöma ringlavspopulationens utveckling i Högbergsmossens naturreservat. Alla noggrant dokumenterade transplantationer av lavbålar bör följas upp och undersökas med avseende på bålängd och vitalitet. Transplantationsytorna och de permanenta provytorna bör också återinventeras enligt samma metod som använts vid första inventeringen. Inventeringen av de rikligaste träden kan eventuellt förenklas genom att utnyttja sambandet mellan längsta bålängd och totalt antal bålar. Naturvårdsverket (1996) menar att hänglavar kan uppvisa stora mellanårsvariationer och förordar årlig uppföljning. Vid länsstyrelsernas övervakning av ringlav gjordes återinventeringar i flera fall med ungefär 10 års intervall. Henriksson (2009), som utfört återinventeringen av ringlav i Gotlands län 2007, menar att uppföljning bör göras åtminstone vart femte år för att kunna urskilja slumpmässig mellanårsvariation från långsiktiga trender. Samma uppföljningsfrekvens har också föreslagits av Johansson (1996) och jag föreslår uppföljning i fem års intervall även för det här projektet. På sikt rekommenderas också att vid något tillfälle upprepa inventeringen av förekomstarea i rutnät.

Slutsats

Den nuvarande ringlavsförekomsten i Högbergsmossen är uppdelad på tre delområden där det största, den centrala förekomsten, uppgår till cirka 3,4 ha och med ett bålantal i storleksordningen 100 000 st och många hundra ringlavsbärande träd. Gran är det trädslag med överlägset flest lavbålar och störst antal ringlavsbärande träd, och laven förekommer oftare och i något större antal på stående döda granar än på levande granar. Ungefär hälften av de undersökta lavbålarna är vitala medan cirka 5% är nekrotiska utifrån visuell bedömning. Drygt 600 bålar har transplanterats till levande träd i två nya områden i reservatet, samt inom den nuvarande centrala ringlavsförekomsten. Detaljinventeringen i provytor visar att det är möjligt att utnyttja sambandet mellan den längsta bålängden och antalet bålar per träd vid inventering av särskilt ringlavsrika träd. Uppföljning av projektet rekommenderas äga rum om cirka fem år. Förslagsvis kan detta genomföras inom ramen för ett examensarbete i biologi.

Tack

Tack till mina handledare Cajsa Björkén och Erik Öckinger för att ni låtit mig medverka i detta spännande projekt och för att jag fått förtroendet att driva projektet under er vägledning. Tack för att ni kommit med bra och konstruktiva synpunkter under arbetet och tack Cajsa för många trevliga fältdagar. Jag vill också rikta ett stort tack till alla på Upplandsstiftelsen som jag fått lära känna under projektarbetet och som har tagit emot mig med öppna armar. För hjälpen med inventeringen vill jag också tacka Fanny Settergren och Sofia Leo.

Referenser

Tryckta källor, artiklar och rapporter

- Ahlner, S. 1948. *Utbredningstyper bland nordiska barrträdslavar*. Acta Phytogeographica Suecica 22. Uppsala.
- Andersson, D. 2000. "Grandominerade lokaler med ringlav (*Evernia divaricata*) i Norrbotten: En studie av lavförekomst i relation till störning av beståndet, beståndsstruktur och luftfuktighet." Examensarbete i skoglig vegetationsekologi, 20p, Umeå: Institutionen för skoglig vegetationsekologi, SLU.
- Bernes, C. 2011. *Biologisk mångfald i Sverige*. Naturvårdsverket.
- Ceballos, G.; Ehrlich, P. R.; Barnosky, A. D.; García, A.; Pringle, R. M. och Palmer, T. M. 2015. "Accelerated Modern Human-Induced Species Losses: Entering the Sixth Mass Extinction." *Science Advances* 1 (5): e1400253.
- Eide, W.; Ahrné, K.; Bjelke, U.; Nordström, S.; Ottosson, E.; Sandström, J. och Sundberg, S. 2020. "Tillstånd och trender för arter och deras livsmiljöer – rödlistade arter i Sverige 2020." 24. SLU Artdatabanken rapporter. Uppsala: SLU Artdatabanken.
- Ericson, L. och Esseen, P-A. 1982. "Granskogar med långskäggslav i Sverige." PM1513. Statens naturvårdsverk.
- Erikers, K. 2022. "Ringlavens (*Evernia divaricata*) population i Dalarna 2020." Examensarbete, Umeå: Umeå universitet.
- Gauslaa, Y., och Solhaug, K. A. 1996. "Differences in the Susceptibility to Light Stress Between Epiphytic Lichens of Ancient and Young Boreal Forest Stands." *Functional Ecology* 10 (3): 344–54.
- Hallingbäck, T. 1990. "Transplanting *Lobaria pulmonaria* to New Localities and a Review on the Transplanting of Lichens." *Windahlia*, no. 18, 57–64.
- Hedgren, O. och Gunnarsson, U. 2014. "Vedlevande insekter på gran i naturskogsmiljöer." 2014:11. Rapporter från Länsstyrelsen i Dalarnas län. Länsstyrelsen i Dalarnas län.
- Henriksson, J. 2009. "Ringlav och trådbrosklav på Gotland 2007 - Miljöövervakning av två hotade hänglavar." 2009:4. Rapporter om natur och miljö. Visby: Länsstyrelsen i Gotlands län.
- . 2019. "Ringlav och trådbrosklav på Gotland 2017 - Fortsatt övervakning av två hotade hänglavar." 2019:8. Rapporter om natur och miljö. Visby: Länsstyrelsen i Gotlands län.
- Johansson, P. 1996. "Ringlav och trådbrosklav på Gotland - Dokumentation för övervakning av två hotade hänglavar." Visby: Länsstyrelsen i Gotlands län - Livsmiljöenheten.
- Jonsson, F.; Nordin, U. och Kellner, O. 2003. "Ringlavsövervakning i Gävleborg 1996-2002." 2003:5. Länsstyrelsen Gävleborg.
- Karström, M. 1992. "Steget före i det glömda landet." *Svensk Botanisk Tidskrift* 86 (3): 115–46.
- Länsstyrelsen Uppsala län. 2005. "Naturreservatet Högbergsmossen Östhammars kommun." Länsstyrelsen Uppsala län.
- Lidén, M. 2009. "Restoration of Endangered Epiphytic Lichens in Fragmented Forest Landscapes: The Importance of Habitat Quality and Transplantation Techniques." Doktorsavhandling, Umeå: Institutionen för skogens ekologi och skötsel, SLU.
- Lidén, M.; Pettersson, M.; Bergsten, U. och Lundmark, T. 2004. "Artificial Dispersal of Endangered Epiphytic Lichens: A Tool for Conservation in Boreal Forest Landscapes." *Biological Conservation* 118 (4): 431–42.
- Lindenmayer, D. B.; Lavery, T. och Scheele, B. C. 2022. "Why We Need to Invest in Large-Scale, Long-Term Monitoring Programs in Landscape Ecology and Conservation Biology." *Current Landscape Ecology Reports* 7 (4): 137–46.
- Naturvårdsverket. 1996. "Hänglavar." Naturvårdsverket.
- Nitare, J. 2020. *Skyddsvärd Skog - Naturvårdsarter och andra kriterier för naturvärdesbedömning*. Jönköping: Skogsstyrelsen.
- Nordin, U.; Jonsson, F.; Kellner, O. och Troschke, T. 2016. "Övervakning av ringlav i Gävleborgs län 1996 – 2013." 2016:13. Länsstyrelsen Gävleborg.
- Richardson, K.; Steffen, W.; Lucht, W.; Bendtsen, J.; Cornell, S. E.; Donges, J. F.; Drüke, M. m.fl. 2023. "Earth beyond Six of Nine Planetary Boundaries." *Science Advances* 9 (37): eadh2458.
- Schelhaas, M-J.; Nabuurs, G-J. och Schuck, A. 2003. "Natural Disturbances in the European Forests in the 19th and 20th Centuries." *Global Change Biology* 9 (11): 1620–33.
- Schroeder, M. 2019. "Granbarkborrens angreppstäthet och förökningsframgång i dödade träd den extremt varma och torra sommaren 2018." Institutionen för ekologi, SLU.
- Schroeder, M. och Kärverno, S. 2015. "Var är risken störst för att granbarkborre ska döda träd?" *Fakta Skog – Rön Från Sveriges Lantbruksuniversitet* 2015 (7).

- Seidl, R.; Schelhaas, M.-J.; Rammer, W. och Verkerk, P. J. 2014. "Increasing Forest Disturbances in Europe and Their Impact on Carbon Storage." *Nature Climate Change* 4 (9): 806–10.
- SLU ArtDatabanken. 2020. *Rödlistade arter i Sverige 2020*. Uppsala: SLU.
- Smith, P. L. 2014. "Lichen Translocation with Reference to Species Conservation and Habitat Restoration." *Symbiosis* 62 (1): 17–28.
- Storaunet, K. O. och Rolstad, J. 2002. "Time since Death and Fall of Norway Spruce Logs in Old-Growth and Selectively Cut Boreal Forest." *Canadian Journal of Forest Research* 32 (10): 1801.
- Swanson, M. E.; Franklin, J. F.; Beschta, R. L.; Crisafulli, C. M.; DellaSala, D. A.; Hutto, R. L.; Lindenmayer, D. B. och Swanson, F. J. 2011. "The Forgotten Stage of Forest Succession: Early-Successional Ecosystems on Forest Sites." *Frontiers in Ecology and the Environment* 9 (2): 117–25.
- Tønsberg, T.; Gauslaa, V.; Haugan, R.; Holien, H. och Timdal, E. 1996. "The Threatened Macrolichens of Norway - 1995." *Sommerfeltia* 23 (1): 1–1.
- Wermelinger, B. 2004. "Ecology and Management of the Spruce Bark Beetle *Ips Typographus*—a Review of Recent Research." *Forest Ecology and Management* 202 (1): 67–82.

Programvara




- ESRI. 2024. "Field Maps." Redlands, Kalifornien: ESRI. <https://www.esri.com/>.
- R Core Team. 2023. "R: A Language and Environment for Statistical Computing." Wien, Österrike: R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>.

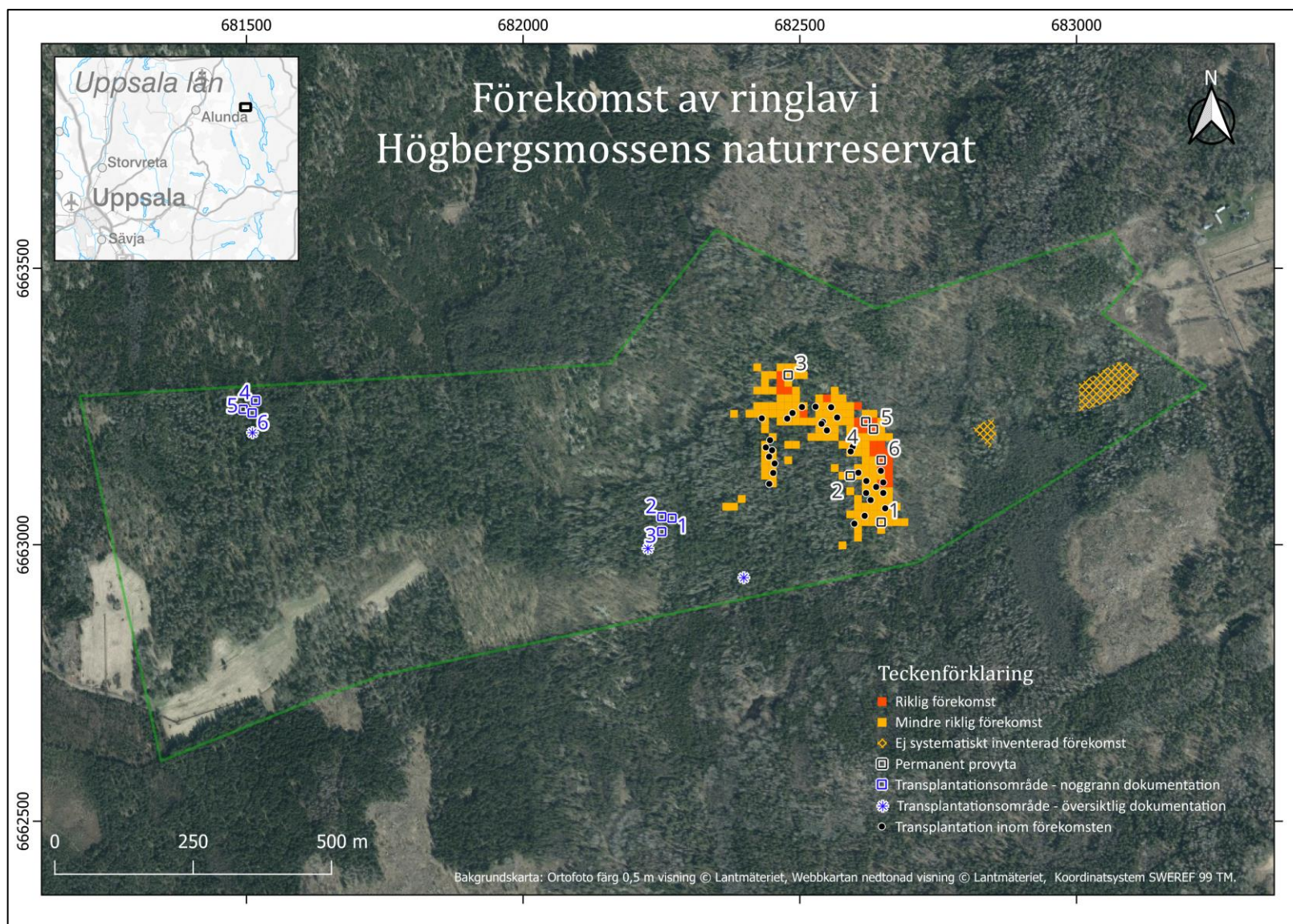
Källor från internet

- IUCN Standards and Petitions Committee. 2024. "Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria." <https://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.
- IUCN/SSC. 2013. *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations*. 1st ed. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission. https://www.cambridge.org/core/product/identifier/S0962728600005637/type/journal_article.
- Naturvårdsverket. 2023. "Granbarkborrar i skyddade områden." 2023. <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/skyddad-natur/aktuellt/hantering-av-granbarkborrar-i-skyddade-omraden>.
- SLU ArtDatabanken. n.d. "Ringlav *Evernia divaricata* - Artinformation - Artfakta från SLU Artdatabanken." Hämtad den 22 februari, 2024. <https://artfakta.se/>.

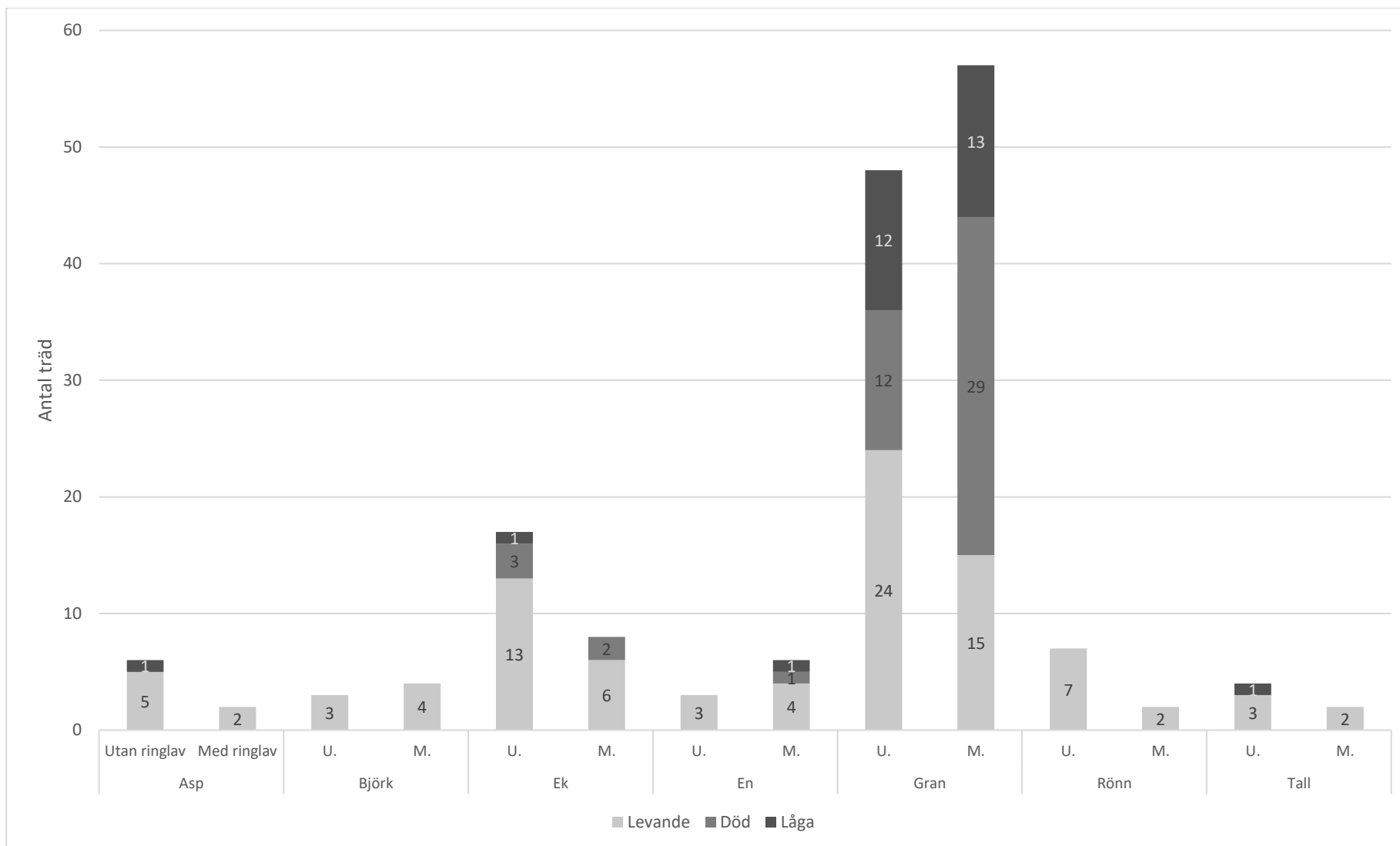
Bilaga 1 – Kompletterande tabeller och figurer

Tabell B1. System för klassificering av ringlavens vitalitet, modifierat efter Lidén, M.; Pettersson, M.; Bergsten, U. och Lundmark, T. 2004. "Artificial Dispersal of Endangered Epiphytic Lichens: A Tool for Conservation in Boreal Forest Landscapes." *Biological Conservation* 118 (4): 431–42.

Klass	Status	Kriterium	Bildexempel vitalitet och längdmätning.
2	Vital	Bål genomgående ljust gulgrå-gröngrå.	
1	Något nedsatt vitalitet	Bål med missfärgningar (ljusbruna, grå, rosa eller rödsvartrickiga partier) som ej upptar mer än 20% av bålytan.	
0	Nekrotisk	Bål med missfärgningar (ljusbruna, grå, rosa eller rödsvartrickiga partier) som upptar mer än 20% av bålytan.	



Figur B1. Karta över ringlavsförekomsten i Högborgsmossens naturreservat samt utförd transplantation. Grön linje markerar reservatsgränsen.



Figur B2. Summan av antalet träd utan ringlav respektive med ringlav i samtliga sex provytor uppdelat på trädslag och trädstatus. Träd <1 cm diameter brösthöjd har exkluderats eftersom dessa enbart noterades i de fall ringlav faktiskt förekom.