



# Translokering av vedlevande mossor som ekologisk kompensation

Hur reagerar de på kort sikt?

---

Elina Holm

Självständigt arbete i biologi • 15 hp  
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU  
Institutionen för vilt, fisk och miljö  
Examensarbete/Master's thesis, 2022:14  
Umeå 2022



# Translokering av vedlevande mossor som ekologisk kompensation. Hur reagerar de på kort sikt?

Elina Holm

**Handledare:** Jörgen Sjögren, SLU, Institutionen för vilt, fisk och miljö

**Bitr. handledare:** Olov Tranberg, SLU, Institutionen för vilt, fisk och miljö

**Examinator:** Therese Löfroth

**Omfattning:** 15 hp

**Nivå och fördjupning:** Grundnivå, G2E

**Kurstitel:** Självständigt arbete i biologi

**Kurskod:** EX0996

**Program/utbildning:** Fristående kurs

**Kursansvarig inst.:** Institutionen för vilt, fisk och miljö

**Utgivningsort:** Umeå

**Utgivningsår:** 2022

**Omslagsbild:** Moa-Märta Hamréus

**Upphovsrätt:** Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd

**Delnummer i serien:** 2022:14

**Nyckelord:** Mossor, död ved, epixyler, ekologisk kompensation

**Sveriges lantbruksuniversitet**

Fakulteten för skogsvetenskap

Institutionen för vilt, fisk och miljö

## Sammanfattning

Förekomsten av död ved är förknippat med en hög biologisk mångfald och är en viktig komponent i skogliga ekosystem. Av Sveriges 300 skogslevande mossor förekommer en tredjedel på död ved. När koppargruvan Aitik i Gällivare expanderade sitt sandmagasin avverkades en gammal skog med höga naturvärden. I samband med detta beslutade Mark- och miljödomstolen att Boliden skulle kompensera för förlusten av naturvärden genom ekologisk kompensation, vilket är ett verktyg som kan användas för att motverka förlust av biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Som en del i kompensationsarbetet förflyttades över 600 trädstammar med arter av mossor, lavar, insekter och svampar associerade med död ved från påverkansområdet till ett kompensationsområde. I den här studien genomfördes en statistisk analys på data från två mossinventeringar (2018 och 2021), för att jämföra hur täckningsgrad och artrikedom av mossor på de förflyttade lågorna har reagerat på kort sikt samt om det fanns någon skillnad i artrikedom och täckningsgrad mellan tall- och granlågorna. Resultaten visade signifikanta ökningsgrad och artrikedom mellan åren, men inga signifikanta skillnader mellan tall och gran. Det är svårt att utvärdera hur flytten har påverkat mossor eftersom det har gått relativt kort tid mellan inventeringarna och eftersom studien inte visar hur enskilda arter (t.ex. hotade, obligata arter) har påverkats. Därför krävs ytterligare studier inom området. När ekologisk kompensation används är det viktigt att effekterna kvarstår på lång sikt och jämförs med förlusten av biologisk mångfald och ekosystemtjänster som uppkommit av exploateringen.

*Nyckelord:* Mossor, död ved, epixyler, ekologisk kompensation

## Abstract

Deadwood is an important component driving biodiversity in forest ecosystems. Of the 300 forest living bryophytes in Sweden, one third occur on deadwood. When the copper mine Aitik in Gällivare, Sweden expanded their sand magazine, an area with old forest that hosted very high natural values was removed. To compensate for the loss of natural values, the Land and Environmental Court of Sweden ordered Boliden to perform ecological compensation, which is a method used to counteract loss of biodiversity and ecosystem services. As a part of the compensation over 600 logs containing species of bryophytes, lichens, insects, and fungi associated with deadwood were removed from the impact area to a compensation area. In this study, data from two bryophyte inventories (2018 and 2021) were analyzed statistically, to investigate how the coverage and species richness of the bryophytes on the relocated logs have responded in short term, and if there were any differences in coverage and species richness on logs of pine and spruce. The results showed significant increases in coverage and species richness between the years, but no significant differences between logs of pine and spruce. It's hard to evaluate how the relocation has affected bryophytes since the period between the inventories is relatively short and because this study doesn't show how individual species (e. g. threatened obligate species) has been affected by the relocation. More research is needed in the area and when ecological compensation is used as a tool its effects should last long-term and need to be compared with the losses of biodiversity and ecosystem services due to the exploitation.

*Keywords:* Bryophytes, deadwood, epixylics, ecological compensation

# Innehållsförteckning

<b>1 Inledning</b> .....	<b>5</b>
1.1 Bakgrund.....	5
1.1.1 Biologisk mångfald och betydelsen av död ved.....	5
1.1.2 Vedlevande mossor .....	6
1.1.3 Ekologisk kompensation .....	7
1.1.4 Aitikgruvan och ekologisk kompensation.....	7
1.2 Syfte och frågeställningar .....	8
1.3 Hypotes .....	8
<b>2 Metod</b> .....	<b>9</b>
2.1 Utläggning och inventering .....	9
2.2 Studieområde.....	9
2.3 Statistisk analys .....	10
2.3.1 Avgränsningar.....	10
2.3.2 Analys av förändring i artrikedom .....	10
2.3.3 Analys av förändring av täckningsgrad.....	11
2.3.4 Jämförelse av artrikedom och täckningsgrad mellan tall och gran.....	11
2.3.5 Jämförelse av differenser mellan tall och gran .....	11
<b>3 Resultat</b> .....	<b>12</b>
3.1 Analys av förändring i artrikedom .....	14
3.2 Analys av förändring av täckningsgrad.....	15
3.3 Jämförelse av artrikedom och täckningsgrad mellan tall och gran.....	16
3.4 Jämförelse av differenser mellan tall och gran .....	17
<b>4 Diskussion</b> .....	<b>18</b>
4.1 Slutsats .....	20
<b>Referenser</b> .....	<b>21</b>
<b>Tack</b> .....	<b>24</b>

# 1 Inledning

## 1.1 Bakgrund

### 1.1.1 Biologisk mångfald och betydelsen av död ved

Biologisk mångfald är viktig för flertalet processer i naturen, till exempel för att upprätthålla viktiga funktioner för människors välmående, men även för icke-materiella värden (Naturvårdsverket 2020). Enligt konventionen för biologisk mångfald innefattas i begreppet biologisk mångfald alla arter och deras genetiska variation, deras livsmiljöer och de förhållanden och ekologiska processer som är grunden för livsmiljöerna (FN:s konvention om biologisk mångfald 1992). Med begreppet ”hög biologisk mångfald” menas vanligen att en naturtyp eller ett område innehar alla för området typiska livsmiljöer samt arter knutna till dessa livsmiljöer (Lennartsson och Simonsson 2007).

Idag är den biologiska mångfalden hotad på regional, nationell och global nivå (Naturvårdsverket 2020). Av jordens ca 8 miljoner växt- och djurarter uppskattas ca 1 miljon arter vara utrotningshotade (Naturvårdsverket 2020). En stor del av denna förlust beror på antropogena aktiviteter som har skapat försämringar och förluster av arters livsmiljöer (Naturvårdsverket 2020). År 2020 uppskattades 75 % av den globala landytan vara tydligt påverkad av mänsklig aktivitet (Naturvårdsverket 2020).

Många skogslevande arter är på ett eller annat sätt beroende av död ved. (Dahlberg och Stokland 2004). I Sverige beräknas mellan 6000–7000 arter vara knutna till död ved (Dahlberg och Stokland 2004). Med vedlevande arter menas organismer som under någon del av sin livscykel är beroende av levande, döda eller döende träd (Speight 1989). Av Sveriges vedlevande arter utgör svampar och insekter den största delen (ca 2500–3000 arter vardera) och övriga organismgrupper utgör resterande knappt 1000 arter (Dahlberg och Stokland 2004). Av antalet vedlevande arter i Sverige är 85 % helt beroende av död ved (obligata) och 15 % är delvis beroende av död ved (fakultativa) (Dahlberg och Stokland 2004).

En grundläggande förutsättning för vedlevande arters existens är att det överhuvudtaget finns död ved (Speight 1989), men det är inte bara mängden död ved som påverkar mångfalden av vedlevande arter, ofta är vedkvaliteten avgörande

för om arter förekommer eller inte (Studlar 1982; Taborska et al. 2015). Vissa arter är generalister och utnyttjar många olika typer av död ved medan andra har mer precisa krav på vilken slags död ved de uppträder på (Kropik et al. 2021). En faktor som har stor betydelse är trädslag, men även sådant som vedens nedbrytningsgrad, om den är solexponerad eller ligger skuggigt samt övriga förutsättningar i miljön påverkar (Taborska et al. 2015; Taborska et al. 2020).

Mängden död ved är betydligt mindre i brukad skog än i naturskog och generellt är tillgången till död ved i svenska skogar så pass låg att det utgör ett hot mot en stor del av den biologiska mångfalden i skogsmiljöer (Jonsson et al. 2016; Dahlberg och Stokland 2004). I naturskogsmiljöer är trädstrukturen ofta varierande, med träd av olika ålder samt träslag (Siitonen et al. 2000). Död ved bildas här succesivt vilket skapar en variationsrik miljö med döda träd i olika nedbrytningsstadier (Hansen et al. 1991; Dahlberg och Stokland 2004). I en brukad skog finns inte samma variation av död ved och de brukade skogarna är oftast mer homogena både när det kommer till träslag och ålder på träden (Siitonen et al. 2000; Dahlberg och Stokland 2004). Under 1900-talet intensifierades skogsbruket, och nu berör det en stor majoritet av skogsmarken i Sverige, vilket har gjort att volymen död ved i det brukade skogslandskapet minskat betydligt jämfört med tillståndet som de vedlevande arterna är anpassade till (Linder och Östlund 1998; Larsson 2011).

### 1.1.2 Vedlevande mossor

Mossor är ett samlingsnamn för tre skilda grupper av växter; bladmossor, levermossor och nålfruktsmossor (Hallingbäck 2021). Gemensamt för dessa grupper är till exempel att de, till skillnad från kärlväxter, saknar rötter och i stället tar in vatten och näringsämnen från omgivningen direkt via cellerna i bladen och stammen (Hallingbäck 2021). Dessutom saknar mossor kutikula (Hallingbäck 1996), vilket är ett lager av kutin utanpå epidermis (det yttersta cellagret på yngre växtdelar) (Nationalencyklopedin u.å.). Kutikulan fungerar som ett skyddande skikt vilket minskar vattenavdunstning och därmed uttorkning (Nationalencyklopedin u.å.). Eftersom mossor saknar detta skyddande skikt är de mer beroende av fuktighet i sin omgivning än många andra växter (Hallingbäck 1996).

Sverige har en relativt stor artrikedom av mossor (Dahlberg och Stokland 2004), med drygt 1000 kända mossarter (Hallingbäck 1996). Av dessa finns drygt 300 i skogsmiljöer (Hallingbäck 1996) och drygt 100 förekommer på död ved (Dahlberg och Stokland 2004). För många vedlevande mossor är det avgörande att veden är gammal och grov för att de ska etablera sig (Rambo och Muir 1998; Odor och Van Hees 2004), men olika arter av mossor har olika preferenser gällande till exempel kemiska egenskaper och barkens vattenhållande egenskaper, vilket gör att artsammansättningen av mossor kan variera mellan olika trädslag (Studlar 1982). Förutom substrat finns det flera andra faktorer som påverkar förekomsten av mossor, till exempel hur skogen är strukturerad, ljusförhållanden och vilka trädarter

som förekommer (Király et al. 2013). Även mer lokala variationer, som olika mikroklimat, kan påverka förekomsten av vedlevande mossor (Taborska et al. 2020). Ett mikroklimat som är fuktigt och svalt ökar diversiteten bland vedlevande mossor (Taborska et al. 2020).

### 1.1.3 Ekologisk kompensation

Exploatering av skogliga ekosystem har lett till förlust av biologisk mångfald (Ceballos et al. 2015). Ett sätt att minska förlusten är så kallad ekologisk kompensation (Bull et al. 2013), vilket innebär att den som skadar naturvärden ska tillföra nya naturvärden eller skydda befintliga värden som annars kan riskera att gå förlorade (Naturvårdsverket 2016; Bull et al. 2013). Kompensationsåtgärderna kan bestå av olika typer av ekologisk restaurering, naturvårdsinriktad skötsel eller skydd av områden (Naturvårdsverket 2016). Krav på ekologisk kompensation kan ställas med stöd av flertalet paragrafer i Miljöbalken (SFS 1998:808). Till exempel finns bestämmelser om generella möjligheter att ålägga om kompensationsåtgärder när ett tillstånd eller dispens meddelas i Miljöbalken 16 kap. 9 §. Ekologisk kompensation är ett verktyg som används allt oftare, både i Sverige och internationellt (Josefsson et al. 2021). Relativt lite forskning har dock bedrivits inom ämnet och det mesta som publicerats handlar om sötvattensmiljöer. Josefsson et al (2021) har granskat studier som publicerats och hittat 40 artiklar, varav endast sex handlar om terrestra miljöer.

### 1.1.4 Aitikgruvan och ekologisk kompensation

Koppargruvan Aitik, som ligger strax söder om Gällivare och drivs av Boliden AB är Sveriges största koppardagbrott (Lindroos et al. 2021). Då gruvans sandmagasin skulle utökas till följd av ökad brytning avverkades 376 hektar skog, varav 167 av dessa var skog med höga eller mycket höga naturvärden (Lindroos et al. 2021). Bland annat fanns ett flertal rödlistade arter knutna till död ved (Lindroos et al. 2021). På grund av förlusten av höga naturvärden i samband med utökning beslutade Mark- och miljödomstolen att Boliden AB skulle vidta åtgärder för att försöka kompensera för detta (deldom M-3093-12). Som en del i kompensationsarbetet förflyttades över 600 trädstammar (tall och gran) från skogen med höga naturvärden till ett 397 hektar stort kompensationsområde. Detta område är beläget i Sarkanenä, 5 km västsydväst om gruvområdet och bestod av tidigare brukad skog utan höga naturvärden (Lindroos et al. 2021). Tanken med flytten var att få med sig vedlevande arter av svampar, insekter, mossor och lavar till kompensationsområdet (Lindroos et al. 2021).

## 1.2 Syfte och frågeställningar

Detta examensarbete syftar till att undersöka vedlevande mossor som flyttats från påverkansområdet i Aitik till kompensationsområdet i Sarkanenä. Eftersom tidigare kunskap om storskalig flytt av död ved som en kompensationsåtgärd saknas är syftet med studien att öka förståelsen för hur vedlevande mossor påverkats av flytt av död ved, i fråga om täckningsgrad och artrikedom. Följande frågeställningar användes:

- Hur påverkas kortsiktigt vedlevande mossors täckningsgrad och artrikedom av en translokering?
- Finns det någon signifikant skillnad mellan trädslag i fråga om artrikedom och täckningsgrad?

## 1.3 Hypotes

Arter som har specifika krav på sin omgivning och är känsliga för förändringar skulle kunna påverkas negativt av flytten. Däremot kan flytten till ett nytt område möjliggöra att nya arter som inte funnits i påverkansområdet får möjlighet att kolonisera veden. Baserat på detta var min hypotes att antalet arter samt täckningsgrad av mossa skulle öka från år 2018 till år 2021. Gällande jämförelsen av antal arter och täckningsgrad mellan tall och gran var min hypotes att det skulle föreligga signifikanta skillnader, eftersom olika arter kan ha olika preferenser gällande substrat. Eftersom fler mossarter förekommer på död ved av gran än tall, och det dessutom finns ett antal arter som specifikt uppträder på gran (Dahlberg och Stokland 2004) var min hypotes att artrikedom och täckningsgrad skulle vara högre på gran än på tall.



## 2 Metod

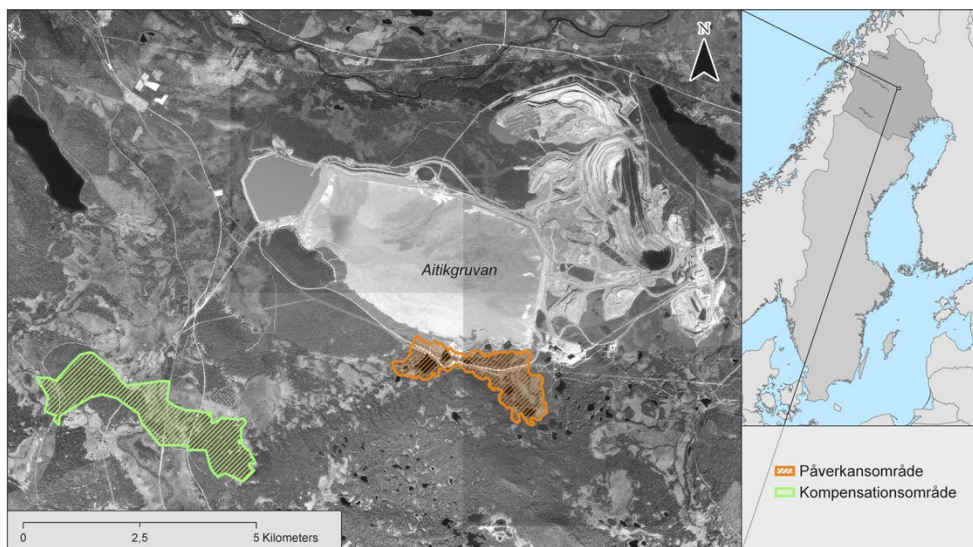
### 2.1 Utläggning och inventering

Den flyttade döda veden bestod av 640 stockar i olika nedbrytningsgrad (både döda liggande träd och torrakor, men även fällda naturvårdsträd) av tall och gran. Veden placerades ut i kompensationsområdet, som innehöll 30 provytor med en radie på 25 meter. 10 av provytorna fungerade som kontrolltytor och ingen ved placerades i dessa ytor. I 10 ytor placerades ved motsvarande 30 m<sup>3</sup>/hektar ut och i resterande 10 ytor placerades 80 m<sup>3</sup>/hektar ved ut. I samtliga ytor (även kontrolltytorna) fälldes en gran och en tall för att komplettera med färsk död ved. På de utlagda lågorna inventerades förekomst och täckningsgrad (cm<sup>2</sup>) av vedmossor. Även de lågor som fanns sedan tidigare i området inventerades, inom en radie på 50 m från centrum av varje provyta (dessa lågor har dock inte använts i analyserna i denna studie). Inventeringen utfördes 2018 samt 2021.

### 2.2 Studieområde

Påverkansområdet, varifrån veden flyttades, är ca 376 hektar stort och är beläget i den södra utkanten av Aitikgruvan, koordinater i SWEREF 99 TM (nord, öst) 7450511, 752306 (Figur 1). I påverkansområdet fanns mycket äldre skog och det var endast i liten utsträckning påverkat av plockhuggning. Det fanns god tillgång till både stående och liggande död ved av olika kvalitet.

Kompensationsområdet ligger 5 kilometer västsydväst om påverkansområdet i Sarkanenä, koordinater i SWEREF 99 TM (nord, öst) 7447875, 746974 (Figur 1). Området är 305 hektar stort, varav 192 hektar består av skog med höga naturvärden och 92 hektar av våtmarker. Det finns en del lövrik självföryngrad barrblandskog samt myrlandskap med äldre skog påverkat av dimensionshuggning. Viktiga naturskogsstrukturer som död ved saknades i stor utsträckning i området.



Figur 1. Påverkansområdet (orange färg) och kompensationsområdets (grön färg) placering i förhållande till Aitikgruvan. Data från Lantmäteriet, koordinatsystem: SWEREF 99 TM.

## 2.3 Statistisk analys

Data bearbetades och analyserades i Microsoft Excel samt statistikprogrammet Minitab. Signifikansnivån som användes i samtliga analyser var 5 % ( $p < 0,05$ ). I de statistiska testerna användes medelvärden för täckningsgrad samt antal arter per låga.

### 2.3.1 Avgränsningar

Om endast släkte och inte arterpitet angivits i det inventerade materialet exkluderades dessa från analyserna, eftersom det ansågs vara osäkert att inkludera då man inte kunnat säkerställa vilken art som påträffats. *Splachnum sp.*, *Calypogeia sp.* och *Plagiothecium sp.* utslöts eftersom endast släkte angivits. Även *Cephaloziella cf rubella* utslöts, eftersom man inte med säkerhet konstaterat att arten påträffats.

### 2.3.2 Analys av förändring i artrikedom

Förändringen av antalet arter mellan 2018 och 2021 testades för alla lågor samt för gran och tall separat. Differensen av antal arter mellan de två åren beräknades för varje låga och medelförändringen per provyta beräknades. Parat t-test användes för att analysera förändringen för alla flyttade lågor eftersom datamaterialet var normalfördelat. Wilcoxons teckenrangtest användes för att testa förändringen av antal arter på tallågor samt granlångor, eftersom datamaterialet inte var normalfördelat. Nollhypotesen ( $H_0$ ) för dessa tester var att det inte föreligger någon

signifikant skillnad i artrikedom mellan åren. Den alternativa hypotesen ( $H_1$ ) var att det föreligger en signifikant skillnad i artrikedom mellan åren.

### 2.3.3 Analys av förändring av täckningsgrad

Skillnad i täckningsgrad mellan 2018 och 2021 testades för alla lågor samt för gran och tall separat. Differensen i täckningsgrad mellan de två åren beräknades för varje låga och sedan beräknades medelförändringen per provyta. Parat t-test användes för att analysera förändringen för alla flyttade lågor samt för flyttade tallågor, eftersom de hade normalfördelade data. Wilcoxon's teckenrangtest användes på de flyttade granlågornas data som inte var normalfördelad. Nollhypotesen ( $H_0$ ) för dessa tester var att det inte föreligger någon signifikant skillnad i täckningsgrad mellan åren. Den alternativa hypotesen ( $H_1$ ) var att det föreligger en signifikant skillnad i täckningsgrad mellan åren.

### 2.3.4 Jämförelse av artrikedom och täckningsgrad mellan tall och gran

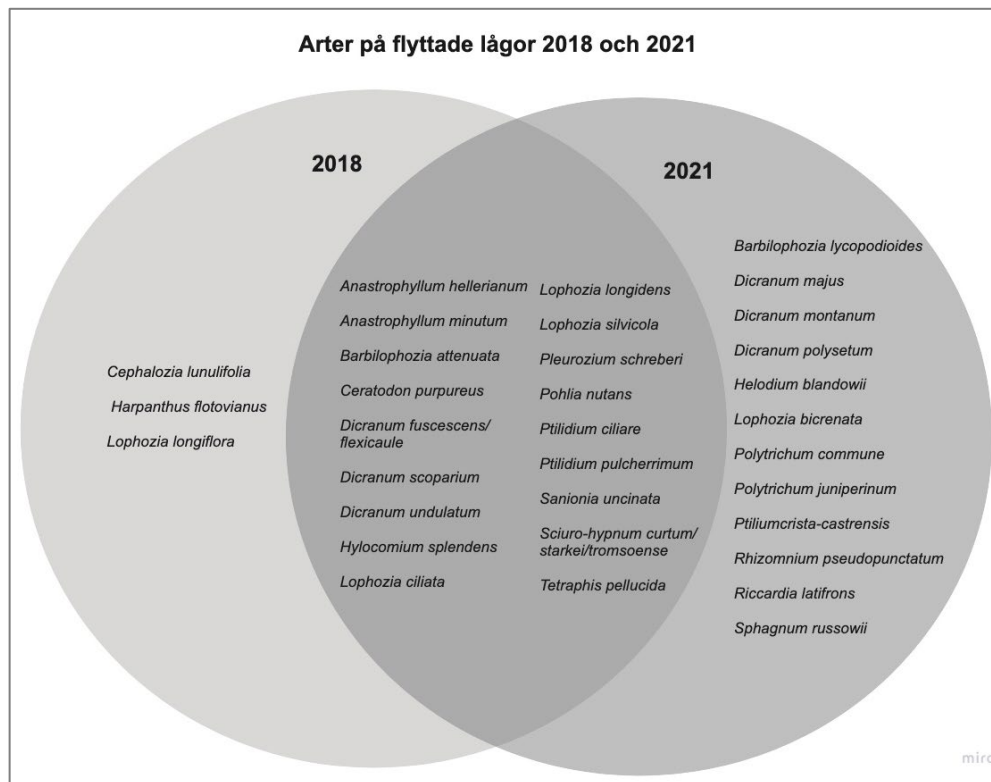
Tester för att jämföra artrikedom samt täckningsgrad mellan gran och tall genomfördes. Dessa tester genomfördes på både 2018 och 2021 års data. För de flyttade lågornas icke-normalfördelade data användes Mann-Whitneys U-test. Nollhypotesen ( $H_0$ ) för dessa tester var att det inte föreligger någon signifikant skillnad i artrikedom och täckningsgrad mellan tall och gran. Mothypotesen ( $H_1$ ) var att det föreligger en signifikant skillnad i artrikedom och täckningsgrad mellan tall och gran.

### 2.3.5 Jämförelse av differenser mellan tall och gran

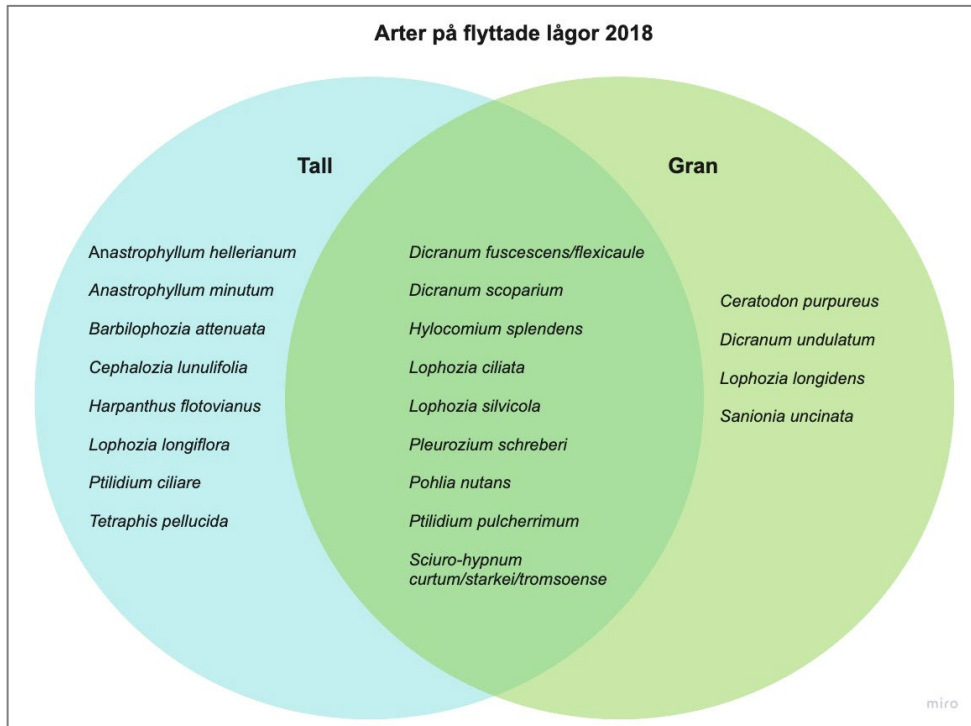
Differenserna av antalet arter samt täckningsgrad för tall respektive gran mellan åren 2018 och 2021 testades mot varandra. Eftersom materialet inte var normalfördelat användes Mann-Whitneys U-test. Nollhypotesen ( $H_0$ ) för dessa tester var att det inte föreligger någon signifikant skillnad i förändringen av artrikedom samt täckningsgrad mellan tall och gran. Den alternativa hypotesen ( $H_1$ ) var att det föreligger en signifikant skillnad i förändringen av artrikedom samt täckningsgrad mellan tall och gran.

### 3 Resultat

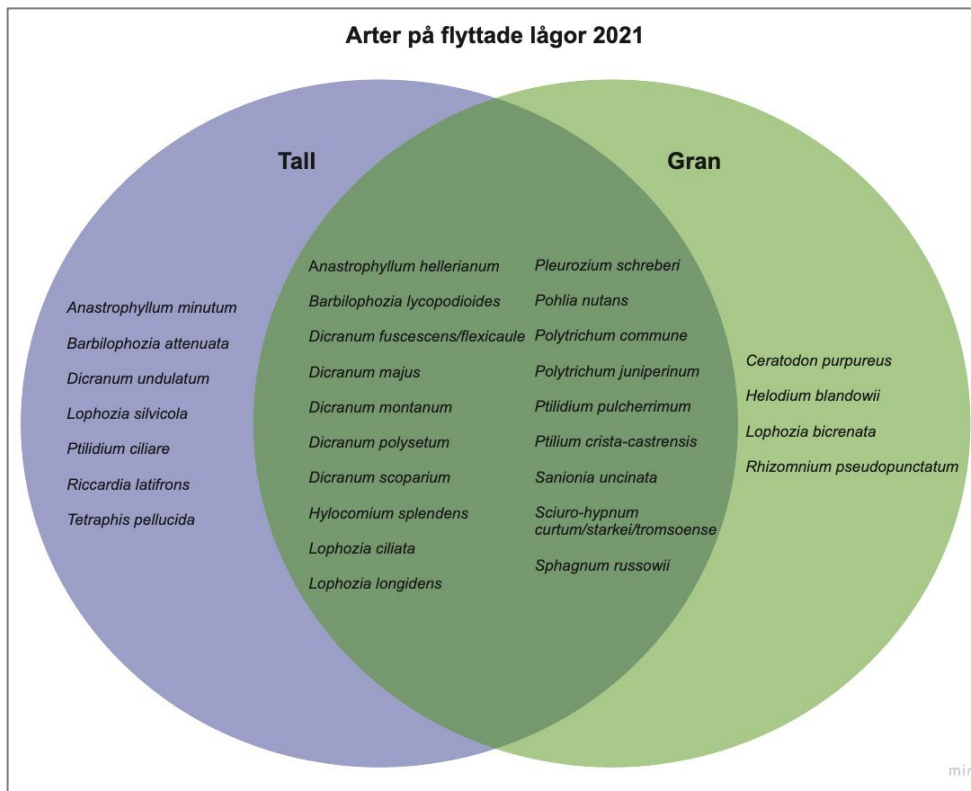
På de flyttade lågorna påträffades 21 arter vid inventeringen 2018 och 30 arter vid inventeringen 2021 (Figur 2). Tre arter hade försvunnit mellan 2018 och 2021 och 12 arter hade tillkommit. År 2018 återfanns 13 av arterna på gran och 17 arterna på tall (Figur 3). År 2021 var motsvarande siffra 23 arter på gran och 26 arter på tall (Figur 4).



Figur 2. Förekommande arter på de flyttade lågorna vid inventeringen 2018 och 2021.



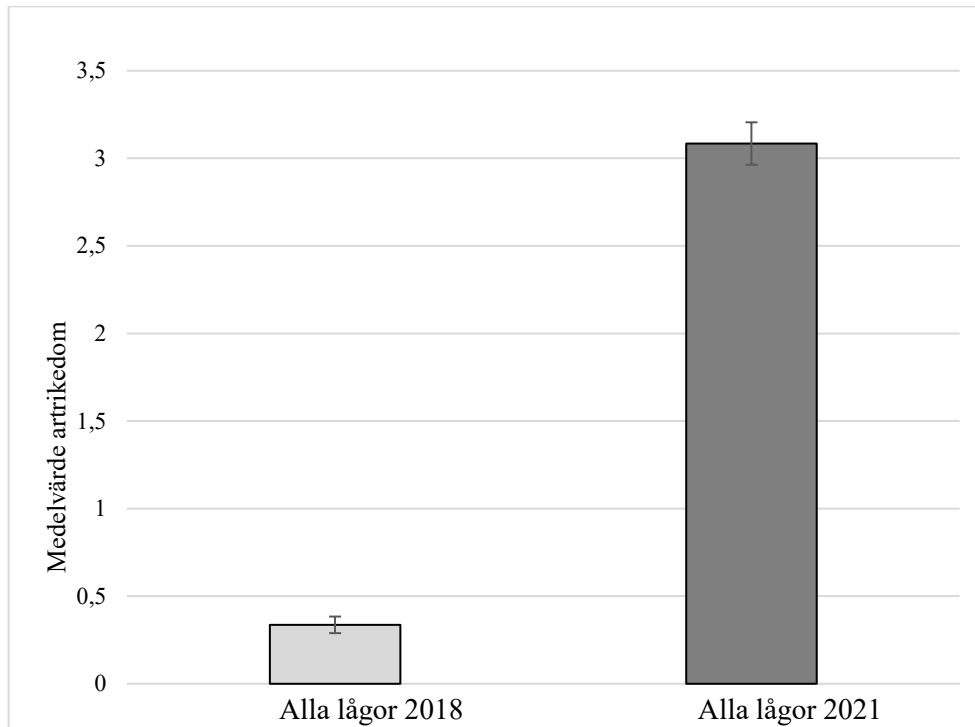
Figur 3. Förekommande arter på de flyttade lågorna vid inventeringen 2018, på tall och gran.



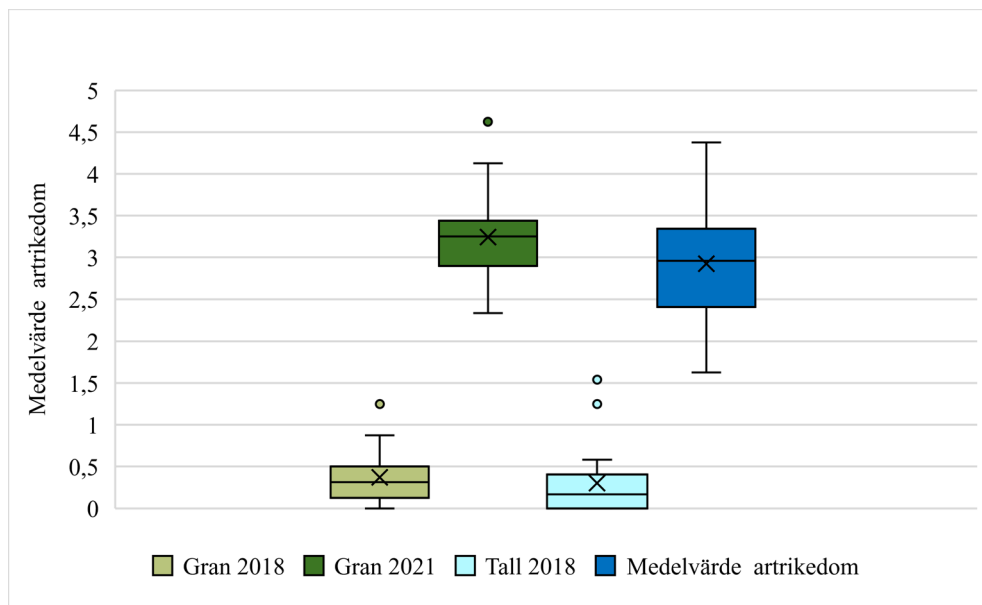
Figur 4. Förekommande arter på de flyttade lågorna vid inventeringen 2021, på tall och gran.

### 3.1 Analys av förändring i artrikedom

Resultatet av det parade t-testet samt Wilcoxons teckenrangtest som analyserade förändring av artrikedom visade att antalet arter ökade signifikant mellan år 2018 och år 2021 för alla flyttade lågor ( $p < 0,001$ ), flyttade granlångor ( $p < 0,001$ ) samt flyttade tallångor ( $p < 0,001$ ) (Figur 5; Figur 6). Detta innebär att nollhypotesen kan förkastas och att en signifikant skillnad i artrikedom mellan åren kan påvisas.



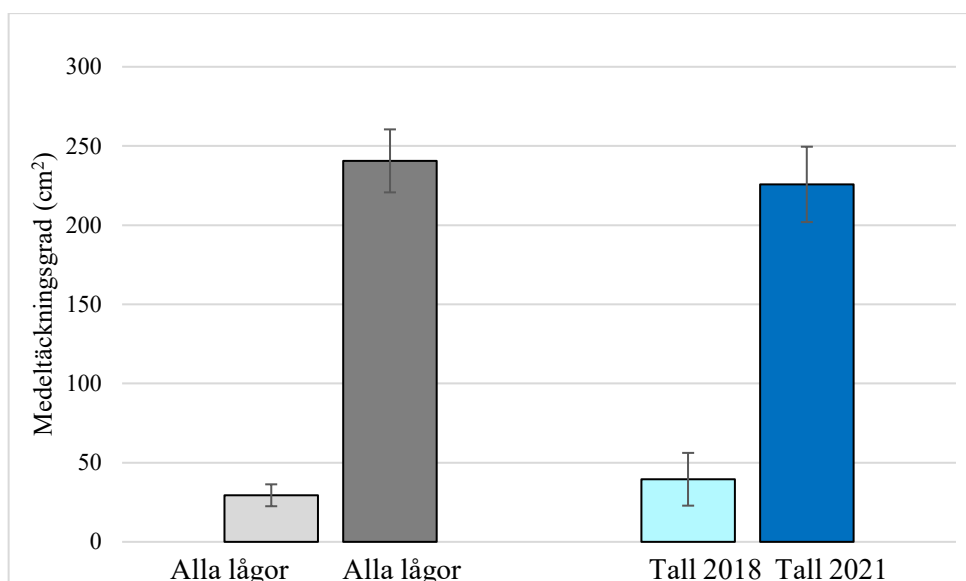
Figur 5. Medelvärden av antalet arter per låga år 2018 och 2021. Medelvärdet 2018 var 0,34 ( $\pm 0,05$  S.F.) och medelvärdet 2021 var 3,08 ( $\pm 0,12$  S.F.).



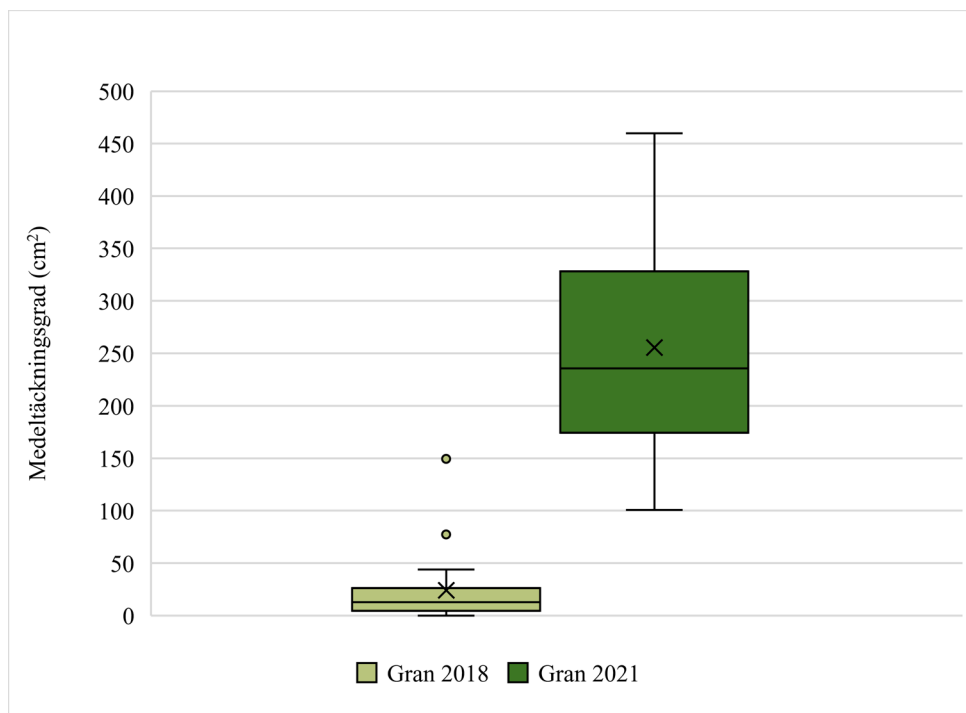
Figur 6. Antalet arter på gran och tall 2018 och 2021. År 2018 var medianen för antal arter på gran 0,37, och år 2021 var medianen för antal arter på gran 3,25. År 2018 var medianen för tall 0,17 och år 2021 var medianen för antal arter på tall 2,96.

### 3.2 Analys av förändring av täckningsgrad

Resultatet av de parade t-testerna och Wilcoxon's teckenrangtest visade en signifikant ökning av täckningsgraden mellan år 2018 och år 2021 för alla flyttade lågor ( $p < 0,001$ ), flyttade granlåggor ( $p < 0,001$ ) samt flyttade tallågor ( $p < 0,001$ ) (Figur 7; Figur 8). Nollhypotesen kan därmed förkastas och en signifikant skillnad mellan åren kan påvisas.



Figur 7. Medelvärden för täckningsgrad per låga år 2018 och 2021, för alla flyttade lågor samt för flyttade tallågor. Medelvärdet för alla flyttade lågor 2018 var  $29,41 \text{ cm}^2$  ( $\pm 6,91 \text{ S.F.}$ ) och medelvärdet för alla flyttade lågor 2021 var  $240,58 \text{ cm}^2$  ( $\pm 19,89 \text{ S.F.}$ ). Medelvärdet för flyttade tallågor 2018 var  $39,52 \text{ cm}^2$  ( $\pm 16,66 \text{ S.F.}$ ) och medelvärdet för flyttade tallågor 2021 var  $225,73 \text{ cm}^2$  ( $\pm 23,79 \text{ S.F.}$ ).



Figur 8. Täckningsgrad år 2018 och 2021 på flyttade granlågor. År 2018 var medianen på flyttade granlågor  $12,85 \text{ cm}^2$  och år 2021 var medianen på flyttade granlågor  $235,39 \text{ cm}^2$ .

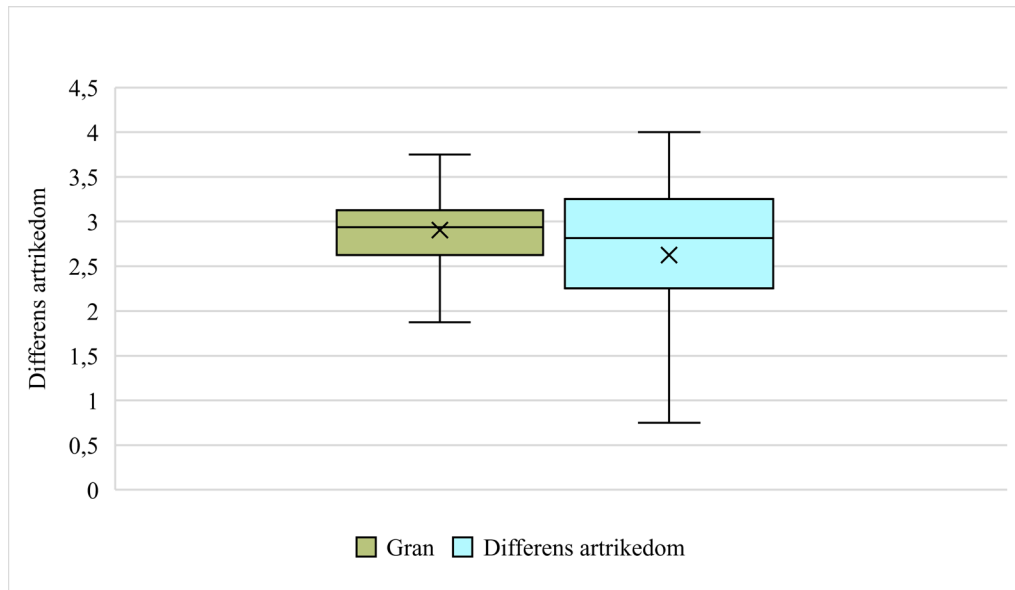
### 3.3 Jämförelse av artrikedom och täckningsgrad mellan tall och gran

Resultatet av Mann-Whitney-testerna som jämförde tall och gran visade inga signifikanta resultat, varken för artrikedom eller täckningsgrad. Testet av artrikedom gav ett p-värde på 0,213 för flyttade lågor 2018 (medianen för gran var 0,31 och medianen för tall var 0,17). Motsvarande test för flyttade lågor 2021 gav ett p-värde på 0,164 (medianen för gran var 3,25 och medianen för tall var 2,96). Testerna av täckningsgrad gav ett p-värde på 0,194 för flyttade lågor 2018 (medianen för gran var 0,75 och medianen för tall var 12,85). Motsvarande test för flyttade lågor 2021 gav ett p-värde på 0,379 (medianen för gran var 235,39 och medianen för tall var 195,81). Detta innebär att nollhypotesen inte kan förkastas och att ingen signifikant skillnad föreligger.

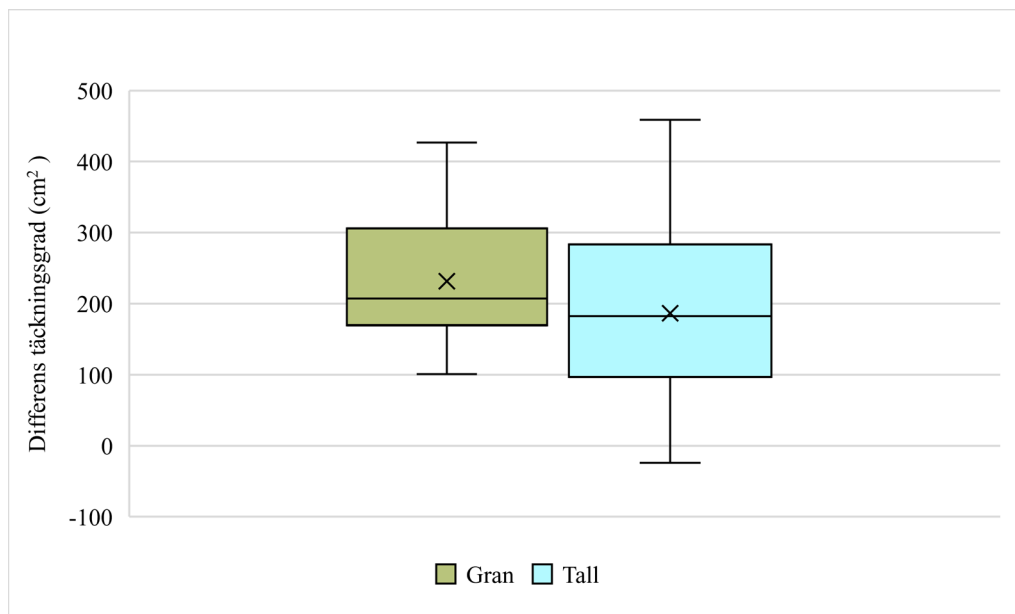


### 3.4 Jämförelse av differenser mellan tall och gran

Resultaten av Mann-Whitney-testerna på differenserna mellan åren (tall jämfört med gran) uppvisade ingen signifikans, varken för artrikedom eller täckningsgrad (Figur 9; Figur 10). Testet på differenserna av artrikedomen resulterade i ett p-värde på 0,457 och testet på differenserna av täckningsgrad gav ett p-värde på 0,208. Detta innebär att nollhypotesen inte kan förkastas och att ingen signifikant skillnad kunde påvisas.



Figur 9. Differenser av antal arter mellan åren 2018 och 2021. Granlågorna hade en median på 2,94 och tallågorna hade en median på 2,81.



Figur 10. Differenser av täckningsgrad mellan åren 2018 och 2021. Granlågorna hade en median på 206,83 och tallågorna hade en median på 182,31.

## 4 Diskussion

Resultatet visade en signifikant ökning av både artrikedom och täckningsgrad på de flyttade lågorna mellan år 2018 och år 2021, vilket överensstämmer med hypotesen. Mellan år 2018 och år 2021 hade tre arter försvunnit och 12 arter hade tillkommit (Figur 2). Utöver detta framkommer inte hur enskilda arter påverkats av translokeringen, eftersom denna studie endast visar den totala artrikedomen samt täckningsgraden och inte artsammansättning och proportioner i förekomst mellan arterna. Det är möjligt att täckningsgrad och frekvens av ett fåtal mossor ökat betydligt medan andra minskat drastiskt. Ytterligare studier för att undersöka hur förekomsten av enskilda arter och deras utbredning förändrats mellan åren skulle kunna komplettera med sådan information.

Flertalet av de arter som påträffats på de flyttade lågorna är relativt vanligt förekommande i Sverige (Hallingbäck 2021). Eftersom syftet med åtgärden var att bevara vedlevande arter hade det varit intressant att som ett komplement till den här studien även undersöka frekvens och täckningsgrad av just rödlistade eller obligata vedmossor. Tittar man på de arter av mossa som försvunnit respektive tillkommit mellan åren kan det konstateras att en art som försvunnit är *Lophozia longiflora* (även kallad *Lophozia guttulata*), vilket är en levermossa som är obligat knuten till död ved och förekommer främst i barrskogar i Norrland (Artfakta u.å.a). Arten är dessutom rödlistad som nära hotad (NT) och bunden till miljöer med hög och jämn luftfuktighet i ostörda skogsmiljöer, är känslig för uttorkning samt förändringar av vind- eller ljusförhållanden (Artfakta u.å.a). Det är möjligt att flytten orsakat sådana typer av förändringar vilket kan vara en förklaring till att arten försvunnit. Kropik et al. (2021) visar att just vedlevande levermossor är extra känsliga. Därför kan man tänka sig att åtgärden inte varit optimal för just dessa arter. En alternativ metod skulle kunna vara att i stället för att slumpa ut lågorna i kompensationsområdet, försöka anpassa så att de förhållanden som råder på platsen där en låga placeras ut är så lika som möjligt som lågans ursprungliga plats, för att förhindra att arter som är känsliga för förändringar försvinner. Förekomsten av obligata vedmossor påverkas, förutom av tillgängligheten till död ved, av en mängd andra faktorer (Kropik et al. 2021). Mängden årlig nederbörd spelar stor roll för just obligata vedmossor, och det har visats att förekomsten av dessa minskar i områden med nivåer under 900 mm nederbörd per år, oavsett volymen av tillgänglig död ved

(Kropik et al. 2021). Även ett fuktigt och svalt mikroklimat är viktigt för både hög artrikedom och täckningsgrad av mossor, särskilt för specialiserade levermossor, vars förekomst är positivt korrelerad med ett sådant typ av mikroklimat (Taborska et al. 2020). Det bör dock nämnas att arten *Anastrophyllum hellerianum* (numer *Crossocalyx hellerianus*) som även den är en obligat vedmossa rödlistad som NT och förekommer främst i äldre skogar med hög tillgång till död ved (Artfakta u.å.b) inte har försvunnit mellan åren. Rudolphi et al. (2014) visade att tillgången till död ved ökar chansen för vedlevande mossor (bland annat *Anastrophyllum hellerianum* och *Lophozia longiflora*) att överleva vid förändringar till följd av skogsbruk. Den relativt höga tillgången till död ved i kompensationsområdet skulle även i detta fall kunna leda till att känsliga arter bevaras.

Gällande resultaten av analyserna som jämförde artrikedom och täckningsgrad mellan tall och gran förelåg inga signifikanta skillnader. Inte heller differenserna mellan åren uppvisade en signifikant skillnad mellan tall och gran, vilket inte stämde överens med hypotesen. Det har visats att mossor kan ha olika preferenser gällande träslag (Studlar 1982; Taborska et al. 2015). Dahlberg och Stokland (2004) har sammanställt data över vedlevande mossor i Sverige och visar att fler arter av vedlevande mossor förekommer på gran än på tall. Det finns också ett antal arter som är helt bundna till gran, och fler arter som föredrar gran framför tall (Dahlberg och Stokland 2004). Att ingen skillnad mellan tall och gran kunde påvisas i denna studie kan bero på en mängd olika faktorer. Barken på tall och gran har relativt liknande egenskaper, och kan beskrivas som så kallad fattigbark (Hallingbäck 2021). Med det i åtanke kan det tyckas rimligt att det inte skiljer sig så mycket mellan träslagen. Dock finns många andra orsaker som kan påverka artrikedom och täckningsgrad av vedmossor. Kolonisationen av död ved sker successivt och under olika stadier i successionen förekommer olika typer av arter (Söderström 1988). Söderström (1988) delar in mossors succession i fyra steg, där det första steget innefattar fakultativa arter som förekommit redan innan trädet föll. Andra steget i successionen innefattar kolonisation av tidiga vedmossor medan veden fortfarande är relativt hård (Söderström 1988). Därefter följer kolonisation av senare vedmossor som lever på mer ruttnande ved (Söderström 1988). Slutligen, då veden börjar bli till humus, tar vanliga markmossor vid (Söderström 1988). Artrikedom och sammansättning kan alltså variera inte bara beroende på trädslag, utan också beroende på i vilket nedbrytningsstadium veden är (Taborska et al. 2015). Taborska et al. (2015) har visat att den högsta artrikedomen av vedlevande mossor återfinns på ved med en intermediär nedbrytningsgrad, eftersom arter som är associerade till många olika nedbrytningsstadier kan överlappa här. Eftersom de flyttade lågorna var i olika nedbrytningsstadier, kunde en jämförelse av dessa vara intressant för vidare studier.

En stor majoritet av de flyttade lågorna saknade förekomst av mossa vid den första inventeringen. Anledningen till detta kan vara att mossor har skadats eller

skavts av i flytten, men det kan också bero på att det är tidigt i successionen (en del av lågorna var levande träd innan flytten och mossor har kanske inte hunnit kolonisera dessa än). Det kan även bero på att lågornas placering i påverkansområdet varit sådan att det inte varit gynnsamt för mossor att etablera sig. Kushnevska och Shorohova (2018) visade att täckningsgraden av vegetation på ved ökar under successionens gång, nästan oberoende av vedens attribut. Detta stämmer överens med resultatet även i denna studie, där en signifikant ökning av täckningsgraden skett trots att lågorna varit i olika nedbrytningsstadier.

Som tidigare nämnt påverkas vedlevande mossor av en mängd olika faktorer (t.ex. Taborska et al. 2020; Kropik et al. 2021) och täckningsgrad, artsammansättning och artrikedom varierar under successionens gång (Söderström 1988). Detta gör att det kan vara svårt att utvärdera hur effektiv flytten som ekologisk kompensation varit, speciellt med tanke på att endast tre år passerat mellan inventeringarna. Att relativt lite forskning om ekologisk kompensation har bedrivits och att denna storskaliga flytt är unik i sitt slag gör det inte lättare att förutspå det långsiktiga resultatet. Josefsson et al. (2021) har sammanställt forskning om effekter av ekologisk kompensation från hela världen. De poängterar svårigheter i att utvärdera effekter av ekologisk kompensation eftersom det saknas mätningar av de förluster av biologisk mångfald eller ekosystemtjänster som gått förlorade till följd av exploateringarna (Josefsson et al. 2021). Den långsiktiga effekten av denna åtgärd återstår att se, men eftersom en stor mängd död ved tillkommit i kompensationsområdet bör det öka möjligheterna till en högre biologisk mångfald och att området på lång sikt får högre naturvärden.

## 4.1 Slutsats

Täckningsgraden och artrikedomen av vedlevande mossor ökade signifikant mellan år 2018 och 2021, men ingen signifikant skillnad kunde påvisas mellan gran och tall. Det är svårt att utifrån detta utvärdera hur effektiv flytten av lågorna som en kompensationsåtgärd var för just mossor. Inventeringarna utfördes med tre års mellanrum, vilket är relativt kort tid. Vidare studier krävs för att undersöka hur mossorna reagerar på lång sikt samt hur enskilda arter, speciellt känsliga obligata vedmossor, påverkas av en flytt. När ekologisk kompensation används som ett verktyg, är det viktigt att tänka på att åtgärderna även fungerar ur ett långsiktigt perspektiv, och resultatet av en kompensation bör jämföras med den förlust av biologisk mångfald eller ekosystemtjänster som uppkommit av själva exploateringen.

## Referenser

- Artfakta. (u.å.a). *Vedflikmossa*. <https://artfakta.se/naturvard/taxon/Lophozia-longiflora-1841> [2022-05-18]
- Artfakta. (u.å.b). *Vedtrappmossa*. <https://artfakta.se/artbestamning/taxon/crossocalyx-hellerianus-53> [2022-05-23]
- Bull, J. W., Suttle, B.K., Gordon, A., Singh, N.J. och Milner-Gulland, E.J. (2013). Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx*. 47(3), 369–380. doi: 10.1017/S003060531200172X
- 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. doi: 10.1126/sciadv.1400253
- Dahlberg, A. och Stokland, J. (2004). *Vedlevande arters krav på substrat – sammanställning och analys av 3600 arter*. Jönköping: Skogsstyrelsens förlag. <http://shop.skogsstyrelsen.se/shop/9098/art85/4646085-51e2f5-1733.pdf>
- FN:s konvention om biologisk mångfald. (1992). <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf> [ 2022-04-22]
- Hallingbäck, T. (1996). *Ekologisk katalog över mossor*. Uppsala: ArtDatabanken, SLU. <http://uu.diva-portal.org/smash/get/diva2:1203034/FULLTEXT01.pdf>
- Hallingbäck, T. (2021). *Mossor en fälthandbok*. 2. Stenungsund: Naturcentrum.
- Hansen, A. J., Spies, T. A., Swanson, F. J. och Ohmann, J. L. (1991). Conserving biodiversity in managed forests. Lessons from natural forests. *BioScience*. 41(6), 292–382. doi: 10.2307/1311745
- Jonsson, B.G., Ekström, M., Esseen, P-A., Grafström, A., Ståhl, G. och Westerlund, B. (2016). Dead wood availability in managed Swedish forests – Policy outcomes and implications for biodiversity. *Forest Ecology and Management*. 376, 174–182. doi: 10.1016/j.foreco.2016.06.017
- Josefsson, J., Ahlbäck Widenfalk, L., Blicharska, M., Hedblom, M., Pärt, T., Ranius, T. och Öckinger, E. (2021). Compensating for lost nature values through biodiversity offsetting – Where is the evidence? *Biological Conservation*. 257. doi: 10.1016/j.biocon.2021.109117
- Kiraly, I., Nascimbene, J., Tinya, F. och Odor, P. (2013). Factors influencing bryophyte and lichen species richness at different spatial scales in managed temperate forests. *Biodiversity and Conservation*. 22(1), 209–223. doi: 10.1007/s10531-012-0415-y

- Kropik, M., Zechmeister, H., Moser, D., Bernhardt, K. och Dullinger, S. (2021). Deadwood volumes matter in epixylic bryophyte conservation, but precipitation limits the establishment of substrate-specific communities. *Forest Ecology and Management* 493, 119285. doi: 10.1016/j.foreco.2021.119285
- Kushnevskaia, H. och Shorohova, E. (2018). Presence of bark influences the succession of cryptogamic wood-inhabiting communities on conifer fallen logs. *Folia Geobotanica*. 53(2), 175–190. doi: 10.1007/s12224-018-9310-y
- Larsson, A. (red.) (2011). *Tillståndet i skogen – rödlistade arter i ett nordiskt perspektiv*. ArtDatabanken Rapport 9. Uppsala: ArtDatabanken SLU. [https://www.artdatabanken.se/globalassets/ew/subw/artd/2.-var-verksamhet/publikationer/6.tillstandet-i-skogen/rapport\\_tillstandet\\_skogen.pdf](https://www.artdatabanken.se/globalassets/ew/subw/artd/2.-var-verksamhet/publikationer/6.tillstandet-i-skogen/rapport_tillstandet_skogen.pdf)
- Lennartsson, T. och Simonsson, L. (2007). *Biologisk mångfald och klimatförändringar*. Centrum för biologisk mångfald. <https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/cbm/dokument/publikationer-cbm/cbm-skriftserie/bmochklimat.pdf>
- Linder, P. och Östlund, L. (1998). Structural changes in three mid-boreal Swedish forest landscapes, 1885-1996. *Biological Conservation* 85(1–2), 9–19. doi: 10.1016/S0006-3207(97)00168-7
- Lindroos, O., Söderlind, M., Jensen, J. och Hjältén, J. (2021). Cost Analysis of a Novel Method for Ecological Compensation – A Study of the Translocation of Dead Wood. *Sustainability*. 13(11), 6075. doi: 10.3390/su13116075
- Nationalencyklopedin. (u.å.)  
Epidermis. <http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lang/epidermis-botanik> [2022-05-06]
- Naturvårdsverket. (2020). *Global utvärdering av biologisk mångfald och ekosystemtjänster*. Stockholm: Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/om-oss/publikationer/6900/global-utvardering-av-biologisk-mangfald-och-ekosystemtjanster/>
- Naturvårdsverket. (2016). *Ekologisk kompensation. En vägledning om kompensation vid förlust av naturvärden*. Stockholm: Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/om-oss/publikationer/0100/ekologisk-kompensation/>
- Odor, P. och Van Hees, A. F. M. (2004). Preferences of dead wood inhabiting bryophytes for decay stage, log size and habitat types in Hungarian beech forests. *Journal of Bryology*. 26, 79–95. doi: 10.1179/037366804225021038
- Rambo, T.R. och Muir P.S. (1998). Bryophyte species associations with coarse woody debris and stand ages in Oregon. *Bryologist*. 101(3), 366–376. doi: 10.2307/3244175
- Rudolphi, J., Jönsson, M. T. och Gustafsson, L. (2014). Biological legacies buffer local species extinction after logging. *Journal of Applied Ecology*. 51(1), 53–62. doi: 10.1111/1365-2664.12187
- SFS 1998:808. *Miljöbalk*. Miljödepartementet.

- Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P. och Raugh, J. (2000). Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management*. 128(3), 211–225. doi: 10.1016/S0378-1127(99)00148-6
- Speight, M. (1989). *Saproxyllic invertebrates and their conservation*. Council of Europe. <https://www.lsuinsects.org/resources/PDFs/speight1989c.pdf>
- Studlar, S.M. (1982). Host Specificity of Epiphytic Bryophytes Near Mountain-Lake, Virginia. *Bryologist*. 85(1), 37–50. doi: 10.2307/3243139
- Söderström, L. (1988). Sequence of bryophytes and lichens in relation to substrate variables of decaying coniferous wood in northern Sweden. *Nordic Journal of Botany*. 8(1), 89–97. doi: 10.1111/j.1756-1051.1988.tb01709.x
- Taborska, M., Kovács, B., Németh, C. och Ódor, P. (2020). The relationship between epixylic bryophyte communities and microclimate. *Journal of Vegetation Science*. 31(6), 1168–1180. doi: 10.1111/jvs.12919
- Taborska, M., Privetivy, T., Vrska, T. och Odor, P. (2015). Bryophytes associated with two tree species and different stages of decay in a natural fir-beech mixed forest in the Czech Republic. *Preslia*. 87(4), 387–401.

# Tack

Jag vill tacka mina handledare Jörgen Sjögren och Olov Tranberg för ert stöd och era synpunkter under arbetsprocessen. Tack också till Hilda Edlund för hjälp med statistiken. Jag vill även tacka min vän Moa-Märta Hamréus, för alla fikapauser och diskussioner under skrivprocessen.