

Hur hyggesfritt skogsbruk påverkar biologisk mångfald: en jämförelse med konventionellt trakthyggesbruk i Sverige

Kunskapssammanställning



© Skogsstyrelsen 2025

Dnr 2025/11

Projektledare/redaktör

Adriana Puentes, Martin Goude

Projektgrupp/författare (i alfabetisk ordning)

Karin Ahrné, Ulf Bjelke, Sofia Gylje Blank, Jörg Brunet, Anders Dahlberg, Adam Felton, Martin Goude, Eliza Maher Hasselquist, Niklas Johansson, Håkan Ljungberg, Brendan G. McKie, Elisabet Ottosson, Moa Pettersson, Adriana Puentes, Jonas Sandström, Jörgen Sjögren, Anna Stenström, Joachim Strengbom, Göran Thor, Henrik Weibull

Omslag

Från vänster: kungsfågel (Henrik Frietsch); ryl (Sebastian Sundberg); svartoxe (Kristen Hall); nattsländelarven *Crunoecia irrorata* (Niels Sloth); orange taggsvamp (Elisabet Ottosson)

Skogsstyrelsens rapporter publiceras som pdf-filer på vår webbplats: www.skogsstyrelsen.se.
Här kan även tidigare publicerade rapporter, liksom böcker och övriga trycksaker laddas ner eller beställas.

Innehåll

Förord	4
Sammanfattning	5
Summary	7
1. Introduktion	9
1.1. Rapportens antaganden	9
2. Litteraturgenomgång och kunskapsluckor	11
2.1. Selektiv avverkning	11
2.2. Luckhuggning	13
2.3. Överhållen skärm	16
2.4. Effekter av avverkning på arter som lever i skogliga vattendrag	18
2.5. Kunskapsluckor	20
3. Scenarier för miljöförhållanden och arternas livsmiljöer	22
3.1. Jämförelse av miljöförhållanden	22
3.2. Scenarier för miljöförhållanden och substrat	28
4. Bedömningar av hur artgrupper kan påverkas	36
4.1. Tillvägagångssätt, förutsättningar och avgränsningar	36
4.2. Kärlväxter (Anna Stenström)	36
4.3. Mossor (Henrik Weibull)	41
4.4. Lavar (Göran Thor)	44
4.5. Svampar (Elisabet Ottosson)	49
4.6. Terrestra evertebrater: Insekter och spindeldjur	56
4.7. Limmiska evertebrater (Ulf Bjelke)	75
4.8. Fladdermöss (Sofia Gylje Blank)	78
4.9. Fåglar (Adam Felton)	83
5. Syntes	89
5.1. Skillnader i påverkan på biologisk mångfald	89
5.2. Hyggesfria metoders påverkan i ett större perspektiv	92
5.3. Effekten av generell hänsyn på biologisk mångfald	93
5.4. Rekommendationer för hyggesfria metoder	93
5.5. Viktiga kunskapsluckor	94
5.6. Slutsatser	95
6. Litteratur	97

Förord

Vissa svårspredda arter som är beroende av lång skoglig kontinuitet missgynnas och är hotade i dagens skogslandskap. Trakthyggesbrukets dominans är en förklaring. Denna kunskapssammanställning har som syfte att visa hur olika kategorier av hyggesfria metoder påverkar olika arter och deras möjligheter att överleva i aktivt skogsbruk, men även hur metoderna påverkar den biologiska mångfalden i stort.

Kunskapssammanställning är framtagen för att ge stöd i Skogsstyrelsens arbete med rådgivning om hyggesfritt skogsbruk. Den kan även användas av andra rådgivande organisationer och av skogsägare, samt bredare för kunskapsuppbyggnad. För att möta ett ökat intresse för hyggesfritt skogsbruk behövs kunskapssammanställningar om hur hyggesfria metoder påverkar olika ekosystemtjänster. Arbetet bygger på sammanställning av studier i nordiska förhållanden och rapporten sammanfattar vilka slutsatser som kan dras i fråga om påverkan på biologisk mångfald vid tillämpning av de hyggesfria metoderna.

Som en del i samarbetet för att förbättra dialogen mellan forskning och praktik, har Skogsstyrelsen och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) i samverkan tagit fram denna kunskapssammanställning. Arbetet har involverat olika delar av SLU: fakulteten för skogsvetenskap (Umeå, Alnarp, Uppsala) och ArtDatabanken (Uppsala). Ett antal experter på olika arter och dess livsmiljöer har för sina respektive ämnesområden gjort bedömningar som sedan sammanställts av rapportens redaktörer.

Det är vår förhoppning att kunskapssammanställningen ska bli uppskattad och komma till nytta i olika skogliga sammanhang. En viktig slutsats från arbetet är att hyggesfria metoder i många fall kan bidra till att bevara de livsmiljöer som krävs för att arter som tidigare fanns i beståndet ska kunna finnas kvar även efter avverkning. Förhoppningsvis kan resultatet även utgöra grund för fortsatt forskning och kunskapsutveckling inom området.

Vi vill rikta ett stort tack till alla medverkande i arbetet. Kunskapssammanställningen är ett resultat av värdefull samverkan och dialog mellan projektledare, redaktörer och experter inom SLU.

2025-06-01

Carl Appelqvist
Skogsstyrelsen

Charlotta Erefur
Sveriges lantbruksuniversitet

Sammanfattning

Denna rapport undersöker hur hyggesfritt skogsbruk påverkar biologisk mångfald i svenska produktionsskogar i jämförelse med dagens trakthyggesbruk, där slutavverkning är det dominerande inslaget. Målet är att bedöma om hyggesfria metoder kan minska de negativa effekterna på arter och livsmiljöer som uppstår i samband med slutavverkning, och i så fall hur. Arbetet bygger på litteraturgenomgång, expertbedömningar och jämförande scenarier för hur olika miljöförhållanden utvecklas på kort och lång sikt under olika former av hyggesfri skogsskötsel.

Hyggesfritt skogsbruk definieras här som en form av skogsskötsel där marken aldrig lämnas helt trädlös, vilket innebär att stora öppna ytor undviks och kontinuitet av träd i hög grad bevaras. De tre metoder som analyseras är selektiv avverkning, luckhuggning och överhållen skärm. Samtliga metoder ger ett mer stabilt mikroklimat med jämnare ljusinsläpp, fuktighet och temperatur jämfört med hyggen. Skillnaderna i hur varje metod påverkar miljöförhållanden och substrat gör att effekterna på biologisk mångfald också varierar mellan dem.

Resultaten visar att hyggesfria metoder i många fall kan bidra till att bevara de livsmiljöer som krävs för att arter som tidigare fanns i beståndet ska kunna finnas kvar även efter avverkning. I synnerhet skapas bättre förutsättningar för arter som är beroende av skuggiga, fuktiga och stabila miljöer. Selektiv avverkning, där enskilda träd plockas ut i omgångar, upprätthåller en flerskiktad struktur med kontinuerlig tillgång till avverkningsmogna träd, vilket gynnar marksvampar, epifytiska lavar och mossor. Kravet på skiktade bestånd begränsar en storskalig användning i dagens skogslandskap. Luckhuggning, där grupper av träd avverkas, skapar variation i ålder och struktur inom beståndet, vilket ökar heterogeniteten och därmed livsmiljöutbudet. Små och spridda luckor ger bäst effekt för arter som är känsliga för ljus och uttorkning. Stora luckor efterliknar mer slutavverkningens effekter. Överhållen skärm, där träd täcket gradvis glesas ut för att underlätta föryngring, kan mildra de negativa effekterna av slutavverkning medan skärmträden står kvar, men leder till homogena bestånd på längre sikt.

För flera artgrupper, som marksvampar, tickor, mossor, lavar och marklevande smådjur, pekar resultaten på att hyggesfria metoder i större utsträckning än dagens trakthyggesbruk kan bidra till att bevara artrikedomen genom att bibehålla viktiga livsmiljöer, som gamla träd, och ett fuktigt och skuggat mikroklimat. Samtidigt visar jämförelser att fåglar, insekter och kärlväxter ofta svarar olika beroende på vilken hyggesfri metod som används, och att deras förekomst påverkas av en kombination av faktorer, som hur tät vegetationen är, hur mycket ljus och fukt som når marken, och hur lång tid som gått sedan avverkningen.

I vattennära miljöer är kunskapsläget mer osäkert. Det saknas studier som direkt jämför hyggesfria metoder med dagens trakthyggesbruk när det gäller effekter på vattenlevande organismer. Däremot visar forskning att slutavverkning nära vattendrag ofta leder till förändringar i ljusförhållanden, temperatur, markstabilitet och näringsläckage. Sådana förändringar påverkar bland annat sammansättningen av ryggradslösa bottendjur, där olika funktionella grupper reagerar på

förändringar i tillgången till organiskt material, ljus och sediment. Eftersom hyggesfria metoder kan minska markstörningar och medför att stora öppna ytor kan undvikas, bedöms de ha potential att minska den negativa påverkan på vattenekosystem, särskilt om de kombineras med buffertzoner som ger skugga, föda och skydd för akvatiska organismer.

Trots dessa resultat finns flera betydande kunskapsluckor. De flesta studier som finns i dag är kortsiktiga, och det saknas forskning som följer förändringar i artrikedom och artsammansättning över hela omloppstider. Det behövs också mer kunskap om effekter på rödlistade arter, skadegörare, hur hyggesfritt skogsbruk påverkar landskapet som helhet, samt påverkan av hyggesfritt skogsbruk i kombinationen med andra åtgärder, som markberedning. Det finns fortfarande oklarheter kring hur naturhänsyn bäst utformas i samband med hyggesfritt skogsbruk. Rapporten lyfter vikten av att anpassa naturhänsynen till den specifika brukningsmetoden för att den ska ge positiva effekter på den mångfald av arter och livsmiljöer som finns i området.

Sammanfattningsvis visar rapporten att den samlade forskningen ger stöd för att rekommendera selektiv avverkning och småskalig luckhuggning framför dagens trakthyggesbruk för att i högre utsträckning bevara artsamhällen typiska för avverkningsmogen skog. Genom att låta delar av det äldre beståndet stå kvar skapas förutsättningar för att många arter ska kunna fortleva i det nya beståndet efter avverkning. Med fortsatt kunskapsuppbyggnad blir det möjligt att utveckla ännu bättre rekommendationer för att förverkliga detta.

Summary

This report examines how non-clearcut forestry (NCF) affects biodiversity in Swedish production forests compared to contemporary clear-cut forestry. The aim is to assess whether NCF methods can reduce the negative impacts associated with clear-cutting on species and habitats, and if so, how. The report comprises a literature review, expert assessments, and comparative scenarios analyzing how different environmental conditions develop in the short and long term under various forms of NCF management.

Non-clearcut forestry refers to forest management practices that avoid creating large open areas by ensuring continuous tree cover. The three methods included under NCF are selective cutting, gap cutting, and shelterwood. All these methods result in a more stable microclimate with more consistent light, humidity, and temperature conditions compared to clear-cuts. However, each method affects environmental conditions differently, including the availability of suitable substrates for organisms to inhabit or grow on. These differences lead to varying impacts on biodiversity.

We conclude that NCF methods can, in many cases, contribute to preserving the habitats required for the persistence of species present prior to harvest. In particular, NCF methods provide more favorable conditions for species that depend on shaded, moist, and stable environments. Selective cutting, where individual trees are removed in stages, maintains a multi-layered forest structure with continuous access to mature trees, benefiting ectomycorrhizal fungi, epiphytic lichens, and mosses. However, the need for multi-layered stands limits the scalability of this method in today's forest landscape. Gap cutting, where groups of trees are harvested, introduces variation in age and ensures tree continuity within a stand, increasing heterogeneity and thus habitat diversity. Small and scattered gaps better support species sensitive to light and desiccation, while larger gaps tend to mimic the effects of clear-cutting. Shelterwood, where the canopy is gradually thinned to aid regeneration, can mitigate some negative effects of clear-cutting while the shelter trees remain, but often lead to homogeneous stands in the long term.

For many species groups, such as ectomycorrhizal fungi, mosses, lichens, and ground-dwelling invertebrates, we found that NCF methods offer improved conditions for maintaining biodiversity compared to clear-cut forestry by preserving key habitats like mature trees, and a shaded, moist microclimate. At the same time, studies show that birds, insects, and vascular plants often respond differently depending on the NCF method used, and their presence is influenced by factors such as vegetation density, light and moisture availability, and time since harvest.

In forested riparian environments, the knowledge base is more limited. We found no studies that directly compare NCF with clear-cutting in terms of effects on aquatic organisms. However, existing research indicates that clear-cutting near water bodies often leads to changes in light conditions, temperature, soil stability, and nutrient runoff. These changes affect, among other things, the composition of

benthic invertebrate communities, as different functional groups respond to shifts in organic matter, light availability, and sediment input. Because NCF methods can reduce soil disturbance and limit the creation of large open areas, they are considered to have the potential to mitigate negative impacts on aquatic ecosystems, particularly when implemented alongside buffer zones that provide shade, food, and shelter for aquatic species.

Despite these findings, we identified several significant knowledge gaps. Most studies have reported short-term effects, and there is a lack of long-term research examining changes in species richness and community composition over periods that correspond to a full rotation period. Further research is needed on the effects of NCF on red-listed species, forest pests, and landscape-level dynamics, as well as its interaction with other practices such as soil preparation. Moreover, it remains unclear how effective conservation interventions within NCF should be developed. The report emphasizes the importance of tailoring such interventions to the specific management method to more effectively support the diversity of species and habitats present in the area.

In summary, based on the expert assessment and current research reviewed in this report, there is support for recommending selective cutting and small-scale gap cutting over conventional clear-cutting to better preserve species assemblages characteristic of forests at the harvest stage. By retaining parts of the older stand, conditions are created that enable many species to persist in the new stand after harvesting. With continued knowledge development, it will be possible to formulate even better recommendations to achieve this.

1. Introduktion

Sedan 1950-talet har svenska produktionsskogar i huvudsak brukats genom slutavverkning, där träden i ett bestånd tas ut samtidigt och föryngring sker främst genom plantering (s.k. trakthyggesbruk). På senare år har intresset för hyggesfritt skogsbruk i Sverige ökat markant. Hyggesfritt skogsbruk innebär att skogen sköts så att marken alltid är trädbevuxen och inga större kalhuggna ytor uppstår. Enligt Skogsstyrelsen klassificeras selektiv avverkning, luckhuggning och överhållen skärm som hyggesfria metoder. Eftersom det bedöms att hyggesfritt skogsbruk kommer öka i betydelse, har Skogsstyrelsen identifierat ett behov av att sammanställa kunskap kring hyggesfritt skogsbruks påverkan på olika ekosystem. Mer specifikt är syftet med denna rapport att:

- a)** Sammanställa kunskapsläget om hyggesfria metoders påverkan på biologisk mångfald med fokus på svenska/nordiska förhållanden, samt identifiera befintliga kunskapsluckor (del 2). Med biologisk mångfald avses i denna rapport förekomst, antal och/eller sammansättning av arter.
- b)** Ta fram scenarier för hur miljöförhållanden i det brukade beståndet skiljer sig mellan de hyggesfria skötselmetoderna och de som skapas med dagens moderna trakthyggesbruk (del 3).
- c)** Bedöma hur artgrupper i terrestra och akvatiska skogsmiljöer kan påverkas om deras livsmiljöer förändras på det sätt som scenarierna förutsäger. I arbetet ingår organismgrupperna kärlväxter (del 4.2), mossor (4.3), lavar (4.4), svampar (4.5), fjärilar (4.6.1), skalbaggar (4.6.2), steklar (4.6.3), övriga terrestriska evertetrater (4.6.4), limniska evertetrater (4.7), fladdermöss (4.8) och fåglar (4.9), där både rödlistade och icke-rödlistade arter kan ingå.
- d)** Avslutningsvis kommer rapporten att presentera en syntes av de expertbedömningar som genomförts, identifiera vilka effekter på biologisk mångfald som hyggesfria alternativ kan ha i jämförelse med dagens trakthyggesbruk, samt lämna rekommendationer om de metoder som bedöms vara mest lämpliga ur detta perspektiv (del 5).

1.1. Rapportens antaganden

För att kunna ta fram scenarier om hur miljöförhållanden vid olika typer av hyggesfritt skogsbruk skiljer sig i jämförelse med dagens trakthyggesbruk, samt göra bedömningar av hur arterna kan påverkas av hyggesfria metoder, har vi utgått från följande antaganden:

- I denna rapport avser jämförelser med trakthyggesbruk den moderna form som tillämpas idag. Den innebär att man tar upp hyggen genom att skogen slutavverkas, för att sedan markbereda, plantera, röja, gallra och slutligen åter slutavverka i ett cykliskt förlopp. Vid brukandet tas hänsyn till bland annat naturvärden, kulturmiljöer samt mark- och vattenförhållanden. I det följande kommer termen trakthyggesbruk att användas i denna betydelse.

- Hur miljön påverkas av en viss hyggesfri metod beskrivs på beståndsnivå (3–6 ha). Detta betyder att vi inte beskriver miljön i till exempel en enskild lucka utan hur hela beståndet som sköts med en viss hyggesfri metod skiljer sig från ett bestånd som slutavverkats.
- Arternas livsmiljöer finns i beståndet eller i närområdet och det möjliggör att arterna finns kvar när avverkningen sker. De olika hyggesfria metodernas förväntade påverkan på arternas livsmiljöer jämförs med den påverkan som sker vid slutavverkning. Vi antar att om livsmiljön finns där, kan arterna också finnas. Därmed kommer vi inte att ta hänsyn till beståndets brukningshistorik i scenarierna.
- Vi utgår från att bestånd med höga naturvärden, till exempel nyckelbiotoper, inte avverkas.
- Vi utgår från att samma naturhänsyn som genomförs i certifierade skogar med trakthyggesbruk och som beskrivs i skogssektorns gemensamma målbilder för god miljöhänsyn, också kommer att genomföras i de olika hyggesfria skötselsmetoderna.
- Vi utgår från en barrdominerad skog (tall (*Pinus sylvestris*) och gran (*Picea abies*)) med något inslag av löv (i norra Sverige kan det vara asp (*Populus tremula*), björk (*Betula* spp.) och sälg (*Salix caprea*); i söder kan ek (*Quercus* spp.) och bok (*Fagus sylvatica*) tillkomma). Skogen brukas för virkesproduktion. Se 3.1 för fler detaljer.

2. Litteraturgenomgång och kunskapsluckor

2.1. Selektiv avverkning

2.1.1. Beskrivning av metoden

Selektiv avverkning syftar på att träd avverkas baserat på deras individuella egenskaper utifrån till exempel måldiameter, diameterfördelning eller ekonomiskt värde. Beståndet är fler- eller fullskiktat och förblir fler- eller fullskiktat efter avverkning (Figur 1). I en flerskiktad skog finns det träd av varierad ålder och storlek blandade med varandra. Det finns fler små än stora träd och ett tydligt krontak saknas. Avverkningen koncentreras till de största träden med högt ekonomiskt värde. Nya träd växer in i större trädklasser genom kontinuerlig naturlig förnygring och inväxning. Detta sker i en relativt sluten skog eller i mindre luckor vilket gynnar skuggtåliga trädslag som bok och gran. Enligt Skogsstyrelsens definition måste skogens täthet alltid överstiga volymen som anges i skogsvårdslagstiftningens 5§-kurva och det måste förekomma träd som är över 10 m höga.

Det finns olika former av selektiv avverkning, såsom måldiameterhuggning och blädning, där stamval och strategi vid avverkning skiljer dessa åt¹. I denna rapport använder vi samlingsbegreppet selektiv avverkning utifrån den generella beskrivningen ovan och beskrivningen av skötselscenariot i 3.1.



Figur 1. Vid selektiv avverkning, avverkas träd för att bibehålla en fullskiktad struktur och en eftersträvad diameterklassfördelning (s.k. inverterad J-kurva). Nya träd växer in i större trädklasser genom kontinuerlig naturlig förnygring och inväxning. Illustration: Bo Persson.

¹ Goude m.fl. (2022). SLU rapport 22.

2.1.2. Översiktliga effekter på biologisk mångfald

Effekterna av selektiv avverkning på artrikedom och artsammansättning har jämförts både med slutavverkade skogar och skogar som fått utvecklas fritt. Generellt verkar selektivt avverkade skogar bibehålla en artsammansättning liknande den i skogar med fri utveckling, men effekterna varierar mellan olika artgrupper och beroende på vid vilken tidpunkt i omloppstiden jämförelsen görs.

Till exempel visade en finsk studie att artsammansättningen av skalbaggar inte skiljde sig mellan selektivt avverkade och slutavverkade grandominerade bestånd två år efter avverkning². En svensk studie fann att sammansättningen och artrikedomen av skalbaggar var likartad mellan selektivt avverkade bestånd och grandominerade bestånd med fri utveckling, men att de skiljde sig från slutavverkade bestånd 2–15 år efter avverkning^{3,4}. När det gäller artrikedom hos spindlar tyder resultaten på att flerskiktade skogar – som de som skapas genom selektiv avverkning – kan ha positiva effekter jämfört med enskiktade bestånd⁵. Tiden sedan avverkningen varierade kraftigt mellan studierna, från 2–10 år, men även upp till 50 och 100 år efter avverkning. För fåglar finns det få studier, men hittills har inga tydliga skillnader i artrikedom mellan selektivt avverkade och slutavverkade bestånd identifierats 3–28 år efter avverkning⁶.

När det gäller mossor kan selektiv avverkning leda till en omedelbar minskning av mossornas marktäcke, medan artsammansättningen 4–5 år efter avverkning visade sig vara oförändrad jämfört med ett oavverkat granbestånd enligt en svensk studie⁷. Däremot fann en finsk studie att artrikedomen av mossor inte hade återhämtat sig till samma nivåer som före avverkningen ens 10 år efter ingreppet⁸. För kärlväxter har inga större skillnader i artsammansättning mellan selektivt avverkade skogar och skogar med fri utveckling påträffats i en svensk studie 4–5 år efter avverkning⁹. Eftersom täckningsgraden av kärlväxter under trädkronor är låg och enskilda avverkade träd kanske inte skapar tillräckligt stora luckor, kan detta förklara varför kärlväxter inte koloniserar området eller reagerar snabbare på förändringar. Däremot verkar mossor vara mer känsliga än kärlväxter för förändringar i mikroklimatet som uppstår efter avverkning.

För lavar varierar effekterna mellan arterna. Vissa studier har funnit att en del arter påverkas positivt av att beståndet blir mer öppet, andra påverkas negativt om mer än 50% av beståndets volym avverkas och för andra har det inte hittats några skillnader i artsammansättning mellan selektivt avverkade skogar och skogar med fri utveckling¹⁰. När det gäller epifytiska lavar kan deras biomassa minska vid selektiv avverkning, på grund av bristen på äldre och tjocka stammar och grenar 10–20 år efter det senaste uttaget¹¹.

² Jokela m.fl. (2019). *For. Ecol. Manag.* 446: 29–37.

³ Joelsson m.fl. (2017). *For. Ecol. Manag.* 391: 436–445.

⁴ Joelsson m.fl. (2018). *PLOS ONE* 13: e0194905.

⁵ Savilaakso m.fl. (2021). *Environmental Evidence* 10: 1.

⁶ Versluijs m.fl. (2020). *For. Ecol. Manag.* 475: 118404.

⁷ Ekholm m.fl. (2022). *Ambio* 51: 2478–2495.

⁸ Jalonen & Vanha-Majamaa (2001). *For. Ecol. Manag.* 146: 25–34.

⁹ Ekholm m.fl. (2022). *Ambio* 51: 2478–2495.

¹⁰ Ekholm m.fl. (2023). *For. Ecol. Manag.* 537: 120920.

¹¹ Esseen m.fl. (1996). *Ecological Applications* 6: 228–238.

Även effekterna på svampar varierar beroende på vilka artgrupper som studeras. För vedlevande svampar har inga skillnader i artsammansättning mellan selektivt avverkade och fritt utvecklade bestånd i granskog (3–4 år efter avverkning)¹² och bokskog¹³ hittats. Artsammansättningen av fruktkroppar hos marklevande svampar var också relativt lik mellan selektivt avverkade bestånd och skogar med fri utveckling¹⁴. Däremot skiljde sig artsammansättningen av fruktkroppar markant mellan selektivt avverkade och slutavverkade bestånd (4–8 år efter avverkning). Dessutom minskar antalet vanliga ektomykorrhizasvampar med ökad avverkningsgrad i tallskog vilket pekar på att förlusten av sällsynta arter ökar på samma sätt¹⁵.

Jämförelser mellan selektivt avverkade och fritt utvecklade granskogar har även visat att negativa effekter på död ved och därmed på tickor kan kvarstå flera decennier efter avverkning¹⁶. I äldre selektivt avverkade skogar finns få träd med stora diametrar som är halvnedbrutna – viktiga substrat för många tickor och andra rödlistade arter – vilket leder till en minskning av artantalet. Dessutom finns det färre gamla lågor, vilket påverkar både antalet och sammansättningen av tickor.

Generellt kan man förvänta sig att selektiv avverkning skapar bättre förutsättningar för arter sent i successionen om beståndet bibehåller krontäcke, komplexitet, grundyta och mikroklimat som liknar skogar med fri utveckling. Att markberedning sällan förekommer vid selektiv avverkning bidrar också till en mer stabil miljö där marken inte störs av markberedning i samband med föryngring. Den här metoden kan stödja arter som behöver större grad av kontinuitet i landskapet.

2.2. Luckhuggning

2.2.1. Beskrivning av metoden

Luckhuggning innebär att inte hela beståndet avverkas på en gång utan istället avverkas större eller mindre grupper av träd, vilket skapar luckor i beståndet (Figur 2). Dessa luckor föryngras sedan genom naturlig föryngring, plantering eller sådd. Det kvarvarande beståndet mellan luckorna får växa vidare och avvecklas sedan successivt, antingen genom att nya luckor upptas eller att de ursprungliga luckorna utvidgas. Storlek, form, placering och expansion av luckorna varierar beroende på skogsbrukets mål samt ståndortens och beståndets förutsättningar.

Enligt Skogsstyrelsens definition ska en lucka inte överskrida 0,25 ha. Andelen luckor i beståndet får inte resultera i att beståndets genomsnittliga täthet understiger 5§-kurvan i skogsvårdslagen. Utvidgningen av luckor får göras när föryngringen har uppnått en medelhöjd på 2,5 m. Efter utvidgning ska minst 25 träd per ha högre än 10 m lämnas. När föryngringen nått en medelhöjd på minst

¹² Ekholm m.fl. (2023). *For. Ecol. Manag.* 537: 120920

¹³ Purahong m.fl. (2014). *Mycological Progress* 13: 959–964.

¹⁴ Kim m.fl. (2021). *For. Ecol. Manag.* 480: 118659.

¹⁵ Sterkenburg m.fl. (2019). *J. Applied Ecology* 56: 1367–1378.

¹⁶ Koivula m.fl. (2025). *Springer*. vol. 45: 195–220.

10 m kan dessa kvarlämnade träd avvecklas, om de inte är hänsynsträd som då ska sparas. För ädellövskog är motsvarande krav minst 5 träd per ha.

Luckhuggning kan klassas in under skogsskötselsystemet trakthyggesbruk. I denna rapport kommer dock trakthyggesbruk inte att omfatta den typ av luckhuggning som uppfyller Skogsstyrelsens kriterier för hyggesfritt skogsbruk.



Figur 2. I luckhuggningen avverkas större eller mindre grupper av träd, vilket skapar luckor i beståndet. Dessa luckor förnygras sedan genom naturlig förnygring, plantering eller sådd.
Illustration: Bo Persson.

2.2.2. Översiktliga effekter på biologisk mångfald

Luckhuggningens effekter på biologisk mångfald har mestadels studerats på kort sikt där man jämfört med likvärdiga skogar som inte avverkats. Generellt har studier visat på en ökad förekomst av arter som är knutna till öppna ytor och generalister, samtidigt som arter knutna till sluten skog minskat i förekomst, framför allt i luckorna¹⁷. Ju större luckor och större andel av beståndets totala yta som avverkas, desto större förändring i artsammansättningen jämfört med intakta skogar.

Det finns få studier för nordiska länder och de flesta publikationer kommer från ett finskt försök (MONTA), där tre luckor skapades i ett moget grandominerat bestånd (ca. 50% av virkesförrådet avverkades). Tre år efter avverkning var sammansättningen av arter knutna till sluten skog i princip oförändrad. Ganska snart efter att en lucka högs upp ökade andelen nedbrytare i marken (markdjur som hoppstjärtar och ringmaskar, samt mikrobiella organismer) tillsammans med arter typiska för öppen mark. Efter 10 år började man se större skillnader i artsammansättning mellan luckorna och de kvarhållna delarna av beståndet, inte bara för nedbrytare i marken, utan även för kärlväxter, mossor och lavar och

¹⁷ Koivula m.fl. (2025). Springer. vol. 45: 195–220.

marklevande skalbaggar. Förekomsten av arter anpassade till öppen mer solexponerad miljö ökade, medan arter som föredrar skugga minskade¹⁸.

I en annan studie i Norra Finland där luckor skapades i ett granbestånd (ca. 30% av stamvolymen avverkades), hittade man inga skillnader i artsammansättningen för växter och lavar mellan luckorna och de oavverkade referensdelarna av beståndet (8 år efter avverkning)¹⁹. Ett försök i Sverige i en granskog (avverkningsintensitet ca. 20%) har gett liknande resultat^{20,21}. De första 3–8 åren efter avverkning var det små skillnader mellan luckorna och de oavverkade delarna av beståndet i artsammansättning av skalbaggar, fåglar, kärlväxter och mossor^{22,23,24}. Skillnaderna mellan de finska och svenska studierna beror troligen främst på luckornas storlek, form och placering. Små eller smala luckor som beskuggas får inte lika tydlig förändring i artsammansättning som stora luckor.

Precis som för de övriga metoderna har, förutom avverkningens intensitet (andel av beståndet som avverkas), mängden död ved och äldre träd som lämnats som generell hänsyn en stor betydelse för förekomsten av framför allt hotade/specialiserade arter²⁵. I början av ett annat finskt försök (DISTDYN), där luckor gjordes i ett tall- och granbestånd (ca. 25–30% av virkesförrådet avverkades), hade mängden grov död ved större effekt på vedlevande skalbaggar och tickor än själva skötselmetoden^{26,27}.

Luckhuggning i sig ger inte mer död ved eller ökad mängd gamla träd då de äldre delarna av ett bestånd ständigt avverkas. Däremot kan luckhuggning jämfört med slutavverkning minska förändringen av mikroklimatet, till exempel luftfuktighet och solexponering, för den typen av strukturer. Eftersom man kan markbereda i en luckhuggning kan det också leda till att den döda ved som finns förstörs i samband med markberedningen.

Beroende på vilken strategi man använder vid luckhuggning kommer variationen i ålder och beståndstruktur variera. Möjligheten för arter att överleva i det kvarvarande beståndet och kunna sprida sig till de nya träden i luckan påverkas av hur snabbt nya luckor avverkas och hur stor del av beståndet som avverkas vid luckhuggningen. En varsammare strategi med en mindre andel av beståndet som avverkas vid varje tillfälle kan vara gynnsamt för arters möjlighet att finnas kvar i beståndet även i nästa generation.

¹⁸ Koivula m.fl. (2025). Springer. vol. 45: 195–220.

¹⁹ Muurinen m.fl. (2019). For. Ecol. Manag. 436: 11–20.

²⁰ Kärvel m.fl. (2017). J. Applied Ecology 54: 1658–1666.

²¹ Hjältén m.fl. (2017). Biod. and Conserv. 26: 1623–1640.

²² Versluijs m.fl. (2017). For. Ecol. Manag. 401: 75–88.

²³ Jokela m.fl. (2019). For. Ecol. Manag. 446: 29–37.

²⁴ Espinosa del Alba m.fl. (2021). For. Ecol. Manag. 494: 119357.

²⁵ Koivula & Vanha-Majamaa (2020). Ecological Processes 9: 11.

²⁶ Jokela m.fl. (2019). For. Ecol. Manag. 446: 29–37.

²⁷ Pasanen m.fl. (2019). Scand. J. For. Res. 34: 557–568.

2.3. Överhållen skärm

2.3.1. Beskrivning av metoden

Överhållen skärm innebär att ett bestånd gradvis glesas ut för att främja föryngring och nyetablering av nästa trädgeneration (Figur 3). I slutet av en omloppstid glesas skogen ut, och en skärm med jämnt fördelade träd lämnas, som både ger frön som föryngrar beståndet och skyddar plantorna mot negativa klimateffekter som kan uppstå på ett hygge. Skärmen avvecklas gradvis beroende på föryngringens behov av skydd från skärmträden eller minskad konkurrens. Hela processen med förberedande huggningar tills dess skärmen avvecklas kan ta flera decennier beroende på ståndort och strategi vid avverkning. Jämfört med traditionella fröträdsställningar är en överhållen skärm tätare och avvecklas under längre tid. Trots att föryngringsprocessen varar under lång tid resulterar den oftast i att det nya beståndet blir relativt homogent och enskiktat.

Enligt Skogsstyrelsens definition av hyggesfritt ska volymen på beståndsnivå inte underskrida §5 kurvan i skogsvårdslagen när skärmen ställs ut. Vid godkänd föryngring får skärmen glesas ut till halva tätheten. När föryngringen uppnått en medelhöjd på 2,5 m kan skärmen avvecklas, minst 25 träd per ha högre än 10 m måste lämnas. När föryngringen nått en medelhöjd på minst 10 m kan dessa kvarlämnade träd avvecklas, om de inte är hänsynsträd som då ska sparas. För ädellövskog är motsvarande krav minst 5 träd per ha.

Överhållen skärm kan klassas in under skogsskötselsystemet trakthyggesbruk. I denna rapport kommer dock trakthyggesbruk inte att omfatta den typ av överhållen skärm som uppfyller Skogsstyrelsens kriterier för hyggesfritt skogsbruk.



Figur 3. I överhållen skärm glesas beståndet gradvis ut för att främja föryngring och nyetablering av nästa trädgeneration. I slutet av en omloppstid glesas skogen ut, där en skärm med jämnt fördelade träd lämnas, som både ger frön som föryngrar beståndet och sedan skyddar föryngringen.
Illustration: Bo Persson.

2.3.2. Översiktliga effekter på biologisk mångfald

Effekterna på biologisk mångfald av överhållen skärm har inte studerats i speciellt stor utsträckning i de nordiska länderna. Men de studier som finns (ofta varianter av skärmställningar, men inte strikt enligt definitionen av överhållen skärm) pekar på att på kort sikt, efter att skärmen huggits fram, är effekterna på biologisk mångfald lika de för selektiv avverkning²⁸. De stora träden som lämnas kvar bidrar till att arter knutna till det äldre beståndet kan finnas kvar. Den gradvisa utglesningen gör också att miljöförändringen inte blir lika abrupt. Men när skärmen slutligen avvecklas försvinner mycket av den miljö som många arter är knutna till.

Möjliga effekter på biologisk mångfald har undersökts genom jämförelser mellan skärmskogsbruk, luckhuggning och selektiv avverkning i europeiska bokskogar²⁹. I studien rankades artgrupperna från de som är minst till de som är mest känsliga för de förändringar som orsakas av skärmställning enligt följande: örtartade växter < marklevande svampar < marklevande leddjur < marklevande snäckor < vedlevande svampar < hålböende fåglar och vedlevande insekter < epifytiska lavar och mossor < epixyliska mossor.

I en studie i Estland har skärmställning undersökts i både tall- och granskogar³⁰. Studien inventerade levermossor, bladmossor och kärlväxter i två grupper av bestånd: bestånd där skärmställning hade upprättats 5–9 år innan studien (ca. 42% av trädbeståndets volym avverkades) och där skärmen stod kvar, och bestånd där skärmen hade tagits bort 4–14 år senare (totalt avverkades ca. 95% av volymen). Generellt sett minskade artrikedomen av bladmossor och levermossor efter avverkning, och i detta avseende var gran- och tallskogar lika, fast granbestånden genomgående hade högre artrikedomen. För naturvårdsarter halverades artrikedomen efter avverkning i grandominerade skogar men dessa arter minskade proportionellt mindre i talldominerade skogar. Naturvårdsarter är ett samlingsbegrepp för signalarter, rödlistade arter och fridlysta arter som i sig är särskilt skyddsvärda eller indikerar områden med höga naturvärde. Skillnaderna mellan de två behandlingarna var små, men avverkning av skärmen hade en signifikant negativ effekt på levermossor. I en svensk studie³¹ jämfördes artsammansättningen av ektomykorrhiza mellan ett bestånd som uppkommit genom naturlig föryngring efter skärmställning (120 stammar/ha som avvecklades gradvis under 10–20 år), ett som uppkommit genom plantering efter ett hygge (båda avverkades för 50 år sedan) och ett äldre (157–174 år gammalt) oavverkat tallbestånd. I studien hittade man stora skillnader mellan det äldre oavverkade beståndet och de avverkade bestånden men små skillnader mellan de två bestånd som avverkats. Sammanfattningsvis kan man säga att effekterna av överhållen skärm på biologisk mångfald fortfarande är oklara för flera artgrupper, men generellt förväntas de vara positiva så länge skärmträden är kvar.

²⁸ Koivula m.fl. (2025). Springer. vol. 45: 195–220.

²⁹ Brunet m.fl. (2010). Ecological Bulletins 53: 77–94.

³⁰ Tullus m.fl. (2018). Can. J. For. Res. 48: 465–472.

³¹ Varenius m.fl. (2016). For. Ecol. Manag. 380: 41–49.

2.4. Effekter av avverkning på arter som lever i skogliga vattendrag

För att bevara vattenkvalitet och vattnets biologiska värden vid avverkning kan kantzoner upprättas kring vattendrag och sjöar som finns i den brukade skogen (också kallad för bäcknära- eller buffertzoner). En träd- eller buskbevuxen zon lämnas kring vattendrag. Dessa zoner fyller flera funktioner; de bevarar viktiga markkemiska processer, förhindrar slamtransport och stabiliserar strandkanten, tillför föda till vattenlevande organismer genom nedfallande löv och kryp, ger beskuggning, tillför död ved, och bevarar den biologisk mångfalden³². Det finns flera olika sätt att upprätta sådana kantzoner och hur det görs är beroende av vilken typ av vattendrag det gäller och hur landskapet ser ut, men det finns några generella rekommendationer som har utvecklats för de branschgemensamma målbilderna för god miljöhänsyn.

När det finns vattendrag, rekommenderas att träden sparas längs vattendraget inom ett område på minst en träd längd från vattnet. Dessutom bör ingen körning ske inom ca. 10 m från vattendraget. Utöver det rekommenderas att allt löv inom ca. 10 m från vattnet lämnas, samt att död ved aktivt skapas; dessa substrat kan fungera som föda åt vattenlevande organismer. Kantzoner lämnas i regel utan skogsbruk, alternativt utförs naturvårdande skötsel.

I denna rapport utgår vi från att buffertzoner sköts enligt de branschgemensamma målbilderna för god miljöhänsyn. En buffert motsvarande den som rekommenderas, en träd längd längs vattendraget bibehålls och ingen avverkning, röjning eller någon form av hyggesfri metod genomförs. Här beskriver vi hur de avverkade områdena utanför buffertzoner kan påverka vattendragen.

2.4.1. Förändring av miljöförhållanden och översiktliga effekter på biologisk mångfald

Vi hittade inga studier som har utvärderat hur hyggesfria metoder påverkar arter som lever i vattendrag, vare sig med fokus på svenska förhållanden eller från andra länder. Däremot hittade vi studier som jämfört effekterna på biologisk mångfald i vattendrag där skogen har slutavverkats eller lämnats oavverkad, samt där kantzoner avverkats eller inte. När träd avverkas runt vattendrag kan flera miljöförhållanden förändras, vilket i sin tur kan påverka artsamhällena. Ljusinsläppet ökar, vilket kan leda till ökad primärproduktion av akvatiska alger³³. Temperaturen kan också stiga under sommaren på grund av den ökade ljusinstrålningen och sjunka snabbare på hösten^{34,35}. Under dygnets mörka timmar kan ökad utstrålning orsaka kortvariga temperaturvariationer. Koncentrationen av olika näringsämnen och andra ämnen, såsom löst organiskt kol och sediment, kan förändras vid avverkning nära vattendrag. Detta beror på markstörningar under avverkning och eventuellt ökad erosion på kort till medellång sikt^{36,37}. Näringstillförsel, exempelvis fosfat och kväveföreningar, till vattendrag kan öka

³² Skogsstyrelsen (2014). Målbilder för god miljöhänsyn.

³³ Myrstener m.fl. (2025). *J. Env. Manag.* 379: 124740.

³⁴ McKie & Malmqvist (2009). *Freshwater Biol.* 54: 2086–2100.

³⁵ Myrstener m.fl. (2025). *Water Resources Research* 61: e2024WR037705.

³⁶ Richardson & Béraud (2014). *J. Applied Ecology* 51: 1712–1721.

³⁷ Hasselquist m.fl. (2024). *Geomorphology* 461: 109320.

efter slutavverkning³⁸. En minskning av evapotranspirationen, till följd av att en stor del av vegetationen försvinner, leder till att grundvattennivån höjs och avrinningen från skogsmark till vattendrag ökar³⁹. Detta kan också påverka kolcykeln och kretsloppet av olika näringsämnen.

En standardbuffertzonen (motsvarande minst en trädhöjd enligt Skogsstyrelsen) kan förväntas mildra några av dessa effekter, exempelvis genom att minska ljusinsläppet och tillföra dött organiskt material, även om en sådan standardbuffertzonen fortfarande släpper igenom mer ljus än om skogen hade bevarats. Dock hjälper buffertzonen inte nämnvärt mot de mer storskaliga negativa effekterna på evapotranspirationen, vittring och läckage av näringsämnen. Därför finns det en potential för hyggesfria metoder som minskar dessa effekter även utanför buffertzonen att bidra till en förbättrad akvatisk miljö.

Vidare kan buffertar som består av en enda rad träd också sakna stabilitet inför starka väderhändelser. Till exempel är en enskild granlinje i ett annars öppet landskap känslig för att blåsa omkull vid hårda vindar, vilket kan orsaka rejäla skador på markintegriteten och strandkanterna⁴⁰. Hyggesfria metoder har potential att minska dessa sårbarheter, genom att undvika stora öppna ytor i landskapet och minska exponeringen av bufferten för hårda vindar.

De flesta studier har utvärderat effekterna av avverkning på sammansättningen av ryggradslösa djur (s.k. makrovertebrater, såsom vatteninsekter, mollusker, maskar m.m.) och särskilt på abundansen hos olika bentiska funktionella födogrupper som lever i skogliga vattendrag. Dessa födogrupper omfattar sönderdelare, samlare, skrapare och predatorer. Sönderdelare (detritivorer) föredrar föda bestående av grovt organiskt material (detritus), till exempel död ved, löv, barr m.m.⁴¹. I Sverige är sönderdelare främst representerade av nattsländor (*Trichoptera*) och bäcksländor (*Plecoptera*), men vissa tvåvingar (*Diptera*) och kräftdjur (*Isopoda*, *Gammaridae*) betraktas också som sönderdelare. Samlare livnär sig på ett brett spektrum av partikelstorlekar och delas in i filtrerare och samlare. Filtrerare inkluderar vissa arter av dagsländor (*Ephemeroptera*), knott (*Simuliidae*, inom *Diptera*) och musslor, medan samlare omfattar arter från de flesta insektgrupper, såsom fjädermyggor (*Chironomidae*) och nattsländor, samt maskar. Skrapare är makrovertebrater som livnär sig genom att skrapa biofilmer från ytor som stenar och levande makrofytlov; med preferens för biofilmerna som består främst av alger. Vattensnäckor (*Mollusca*) dominerar denna grupp, men även vissa dagsländor nattsländor och skalbaggar (*Coleoptera*) ingår. Predatorer fångar sina byten och omfattar trollsländor (*Odonata*), många skalbaggar, halvvingar (*Hemiptera*), samt vissa tvåvingar och nattsländor, tillsammans med andra evertrebrater som blodiglar (*Hirudinea*).

En förväntad följd av avverkning kring vattendrag är ökad algproduktion, vilket i sin tur påverkar andra trofiska nivåer. Dock visar flera studier att algproduktionen

³⁸ McKie & Malmqvist (2009). *Freshwater Biol.* 54: 2086–2100.

³⁹ Mosquera m.fl. (2025). *For. Ecol. Manag.* 585: 122605.

⁴⁰ Kuglerová m.fl. (2024). *J. Applied Ecology* 61: 206–214.

⁴¹ Cummins & Klug (1979). *Annual Rev. Ecol. Syst.* 10: 147–172.

kan variera och inte alltid ökar^{42,43,44}. En svensk studie jämförde vattendrag med omgivande skog i olika successionsstadier, från nyligen avverkad till aldrig avverkad. Resultaten visade tydliga samband mellan tid efter avverkning och abundans av predatorer, skrapare, samlare, filterare och sönderdelare⁴⁵. För alla födogrupper var abundansen högst strax efter avverkning, vilket kan kopplas till det plötsliga ljusinsläppet som stimulerar ökad algproduktion, för att därefter minska när den omgivande skogens ålder ökar. En annan svensk studie fann man inga skillnader i abundans och artsammansättning hos funktionella grupper mellan vattendrag i slutavverkade (3–5 år, eller mer än 10 år efter avverkning) och oavverkade områden⁴⁶. Däremot noterade de att lövnedbrytningen var högre i avverkade jämfört med oavverkade områden, vilket tyder på en påverkan på mikrobiella organismer (bakterier och akvatiska svamporganismer) som bryter ner organiskt material. En annan studie i USA fann inte heller några skillnader i sammansättningen av funktionella födogrupper mellan vattendrag med eller utan skog längs deras kanter (26 år efter avverkning)⁴⁷.

En svensk studie utvärderade hur selektiv gallring i kantzoner (20–22 år efter sista uttaget) påverkar sammansättningen av olika bentiska funktionella födogrupper jämfört med vanlig gallring i trakthyggesbruk⁴⁸. Kantzoner med en högre andel löv (mindre barrdominans) hade en positiv effekt på abundansen av detritivor. En metaanalys utvärderade också effekterna på dessa funktionella grupper och fann både positiva och negativa effekter av avverkning. Generellt visar studierna dock att täthet eller abundansen av dessa funktionella grupper ofta ökar efter avverkning⁴⁹.

En annan svensk studie undersökte marklevande snäckor i boreala kantzoner mot vattendrag, där olika åtgärder hade tillämpats: slutavverkning utan buffertzona, slutavverkning med en 10 m bred buffertzona samt oavverkad skog längs vattendrag. Resultaten visade att både artsammansättning och abundans var högst i de oavverkade kantzonerna, medan slutavverkning utan buffert ledde till en tydlig minskning i båda avseenden (2,5 år efter avverkning). I områden där en 10 m bred buffertzona bevarats var artsammansättningen nivåer jämförbart med de oavverkade områdena, men abundansen var fortsatt reducerad. Förändringar i mikroklimatet – särskilt ökad ljusinstrålning och minskad markfuktighet – pekades ut som sannolika orsaker till effekterna⁵⁰.

2.5. Kunskapsluckor

En av de största kunskapsluckorna kring hyggesfria metoder är avsaknaden av långsiktiga studier som undersöker effekterna på biologisk mångfald och jämförelser med trakthyggesbruk under hela omloppstiden. Studier hittills har fokuserat på enskilda tidpunkter, oftast precis efter att åtgärden genomförts eller

⁴² Göthe m.fl. (2009). *Fund. Appl. Limnology* 175: 281–294.

⁴³ Melody & Richardson (2007). *Can. J. For. Res.* 37: 907–918.

⁴⁴ Richardson & Béraud (2014). *J. Applied Ecology* 51: 1712–1721.

⁴⁵ Lidman (2012). Examensarbete, Umeå Universitet.

⁴⁶ McKie & Malmqvist (2009). *Freshwater Biol.* 54: 2086–2100.

⁴⁷ Ely & Wallace (2010). *Can. J. Fisheries and Aquatic Sci.* 67: 1126–1134.

⁴⁸ Ring m.fl. (2023). *For. Ecol. Manag.* 549: 121459.

⁴⁹ Richardson & Béraud (2014). *J. Applied Ecology* 51: 1712–1721.

⁵⁰ Hylander m.fl. (2004). *Conservation Biology* 18: 1052–1062.

några år senare. I produktionsskogar förekommer många olika aktiviteter – som markberedning, plantering, gallring och anläggande av skogsvägar. Hur dessa aktiviteter samverkar och påverkar olika aspekter av biologisk mångfald över tid är komplext. De generella effekterna är visserligen kända, men det återstår fortfarande mycket att utforska. Genom långsiktig forskning som följer effekterna av olika skogsskötselmetoder under en hel skogsgeneration kan påverkan på biologisk mångfald bedömas med större säkerhet, och mer lämpliga rekommendationer utformas.

Utöver behovet av långsiktiga studier saknas också underlag för att jämföra tillgången på död ved mellan hyggesfria metoder och trakthyggesbruk, samt hur detta påverkar arter som är beroende av död ved. Det finns oklarheter i hur naturhänsyn kommer att utformas vid användning av hyggesfria metoder då det först behöver utredas vilka hänsynsåtgärder som har en god effekt vid olika former av hyggesfritt skogsbruk. Vidare har vi begränsad kunskap om hur hyggesfria metoder fungerar i kombination med exempelvis brand.

Hittills har de flesta studier om hyggesfria metoder fokuserat på beståndsnivå, medan utvärderingar av effekter på biologisk mångfald på landskapsnivå saknas. Det finns också begränsad kunskap om hur artsammansättning och artrikedom påverkas när omgivande landskap domineras av hyggesfria metoder jämfört med landskap som domineras av trakthyggesbruk. Men studier tyder på att ökad diversitet i brukandet kan förbättra tillgång på livsmiljöer för flera arter, och därmed förutsättningen för att flera arter ska förekomma i produktionslandskapet⁵¹. Samtidigt kan övergången till hyggesfria metoder betyda att större areal behöver brukas för att bibehålla dagens virkesuttag.

Det finns få studier som specifikt undersöker effekter på rödlistade arter eller arter som missgynnas av trakthyggesbruk. Kunskapen om hur hyggesfria metoder påverkar arter som betraktas som skadegörare (insekter, svampar, vilt) är också begränsad. Det är oklart om hyggesfria metoder medför andra långsiktiga risker, eftersom avverkningen sprids ut över tid. Upprepade uttag kan till exempel öka risken för att död ved körs sönder, att föryngring skadas och att det uppkommer fler stam- och rotskador vilket ökar risken för etablering av rotticka. Dessutom kräver stora träd stora och robusta maskiner, vilket kan medföra ännu större påverkan på marken. Det saknas även studier av risker kopplade till nedblåsning av skärmar och bestånd runt luckor.

För limniska ekosystem finns det inga studier som jämför effekterna av hyggesfria metoder med trakthyggesbruk. Trots att hyggesfria metoder generellt förväntas ha mindre påverkan på vattendrag, på grund av lägre markstörningar, råder stor osäkerhet kring hur olika metoder påverkar vattenecosystem i avrinningsområden. Exempelvis saknas vetenskapligt underlag för hur luckhuggning ska planeras för att minimera negativ påverkan.

⁵¹ Duflet m.fl. (2022) *Landscape Ecol.* 37: 443–459.

3. Scenarier för miljöförhållanden och arternas livsmiljöer

För att bygga scenarier om hur arternas livsmiljöer kan påverkas av hyggesfria metoder jämfört med trakthyggesbruk, gjordes det först en beståndsbeskrivning samt en bedömning av hur olika abiotiska faktorer (till exempel, vind, solinstrålning, och temperatur) skiljer sig mellan dessa metoder (både vad gäller omfattning och hur de varierar). Detta har sammanfattats i en tabell samt i texten (Tabell 1, del 3.1.2). Baserat på hur variablerna skiljer sig mellan metoderna, har vi bedömt hur olika substrat (som utgör en viktig del av arternas livsmiljöer) kan påverkas av hyggesfria metoder jämfört med trakthyggesbruk (Tabell 2, 3, 4, 5, del 3.2). Det kan till exempel handla om hur mycket solbelyst död ved det kan finnas i en selektivt avverkad skog jämfört med på ett hygge. Utöver det har vi också bedömt hur heterogenitet (med avseende på både ålder och struktur) skiljer sig mellan de hyggesfria metoderna och trakthyggesbruk för att illustrera om den hyggesfria metoden på sikt skapar mer eller mindre heterogena bestånd än vid trakthyggesbruk. Dessa bedömningar kallar vi för scenarier, ett scenario för varje metod (överhållen skärm, luckhuggning och selektiv avverkning) jämfört med trakthyggesbruk både på kort och längre sikt (totalt = 6 scenarier) har utarbetats. För luckhuggning har vi gjort två varianter eftersom luckorna kan variera i storlek och hur ofta de skapas (se Beståndsbeskrivning nedan). Detta betyder att för luckhuggning finns det fyra scenarier så att det totalt blir det 8 scenarier.

Effekterna på kort sikt handlar främst om de direkta effekterna av avverkningen, hur skogen ser ut och de förhållanden som råder de närmsta åren (0–5 år) efter avverkning. Det som bedöms är skillnaden i effekter av avverkning mellan den hyggesfria metoden och slutavverkning. Effekterna på lång sikt handlar om hur olika miljö- och substrategenskaper ser ut i ett etablerat (ca. 60–70 årig) bestånd som sköts med de olika skötselmetoderna. Eftersom alla jämförelser görs mot trakthyggesbruk, beskrivs först effekterna av slutavverkning på den lokala miljön och klimatet.

3.1. Jämförelse av miljöförhållanden

3.1.1. Beståndsbeskrivning och skötsel

3.1.1.1. *Trakthyggesbruk*

- Utgångsläget är ett barrblandbestånd med lika delar gran och tall och med inslag av lövträd.
- Vid avverkning lämnas generell hänsyn efter FSC certifieringens krav ⁵².
- Det nya beståndet anläggs genom markberedning följt av plantering med gran och tall.
- Beståndet röjs och gallras på ett konventionellt sätt.

⁵² Forest Stewardship Council (FSC) (2020).

- På lång sikt, efter 60–70 år, har beståndet uppnått ett virkesförråd på omkring 300–400 m³sk/ha.

3.1.1.2. Hänsyn

Vid slutavverkning av ett bestånd i trakthyggesbruk lämnas naturhänsyn, ibland kallad generell hänsyn. Detta görs för att mildra en del av den stora miljöpåverkan som ett hygge innebär. Den hänsyn som ska lämnas på ett hygge beror på vilka förutsättningar som finns i beståndet och vilka skyddsvärda biotoper och strukturer som kan bevaras, skyddas eller skapas. Generellt delas hänsyn in i olika delar, där kvarlämnandet av levande träd är en viktig aspekt. Ett riktmärke är att minst 10 träd per ha bör sparas som hänsynsträd – gärna fler – med fokus på grova, äldre, ihåliga och senvuxna träd, helst lövträd. Om dessa typer av träd inte finns, ska andra utvecklingsbara träd lämnas som hänsynsträd. Träd får gärna också lämnas i grupper och de trädslag och buskar som finns representerade i beståndet innan avverkning ska finnas kvar efter. Vad gäller död ved ska allt (både liggande, stående och olika nedbrytningsgrad) sparas och skyddas från körskadador i så stor utsträckning som möjligt. Ny död ved ska även skapas genom att till exempel skapa högstubbar (minst 3 st. per ha). Utöver hänsynen som tas med bevarande av enskilda träd eller trädgrupper ska även hänsynskrävande biotoper (till exempel sumpskogar, småvatten, rasbranter) inom beståndet bevaras i samband med avverkning. I likhet med de hänsynskrävande biotoperna lämnas även kantzoner mot impediment, vatten och andra ägoslag.

3.1.1.3. Selektiv avverkning

- Utgångsläget är ett flerskiktat produktionsbestånd med träd i alla storleksklasser.
- Beståndet är grandominerat med inslag av lövträd.
- Vid varje selektiv avverkning avverkas 20–30% av virkesförrådet med 15–20 års mellanrum.
- Beståndet föryngras med naturlig föryngring utan markberedning.
- Urvalet av stammar vid avverkning görs för att behålla och gynna skiktningen i beståndet.
- På lång sikt, efter 60–70 år, har beståndet hunnit avverkas vid 3–4 tillfällen och är fortsatt grandominerat med fler-/fullskiktad struktur.

3.1.1.4. Luckhuggning alternativ 1 - Små luckor

- Utgångsläget är samma bestånd som beskrivs för trakthyggesbruk.
- Strategin vid luckhuggningen är att dra ut på avvecklingen av startbeståndet, genom luckor som är 30 m i diameter (ca. 700 m²).
- Vid varje avverkning tas 25% av beståndets areal ut i form av luckor. Detta motsvarar 14 luckor i ett 4 ha stort bestånd.
- Perioden mellan luckhuggningar kommer att vara 15–20 år.

- Luckorna markbereds (högläggning) och planteras med gran och tall.
- Skogen i luckorna röjs och gallras på ett konventionellt sätt för att bevara barrblandskogen med inslag av löv.
- På lång sikt, efter 60–70 år, har hela det initiala beståndet avverkats (förutom minst 10 evighetsträd per ha från det ursprungliga beståndet) och ett nytt gruppvist heterogent bestånd med sluten äldre skog blandat med ungskog har uppstått.

3.1.1.5. Luckhuggning alternativ 2 – Stora luckor (schackrutor)

- Strategin vid luckhuggningen är att så snabbt som möjligt avverka det gamla beståndet genom schackrutehuggning. Luckor som är 0,25 ha avverkas i ett schackrutemönster.
- Vid varje avverkning tas 50% av beståndets areal ut i form av luckor. Detta motsvarar 8 luckor i ett 4 ha stort bestånd.
- Perioden mellan luckhuggningar kommer vara 15–20 år.
- Luckorna markbereds (högläggning) och planteras med gran och tall.
- Skogen i luckorna röjs och gallras på ett konventionellt sätt för att bevara barrblandskogen med inslag av löv.
- På lång sikt, efter 60–70 år, har hela det initiala beståndet avverkats (förutom minst 10 evighetsträd per ha från det ursprungliga beståndet) och ett nytt gruppvist heterogent bestånd med medelålders och äldre skog har uppstått.

3.1.1.6. Överhållen skärm

- Utgångsläget är ett talldominerat bestånd med inslag av löv.
- Skärmen huggs så att virkesförrådet inte understiger §5 kurvan.
- Under skärmen utförs en markberedning (harv) och beståndet föryngras med naturlig föryngring.
- Tätheten på skärmen halveras efter en lyckad naturlig föryngring (ca. 5 år efter första avverkning).
- När föryngringen nått en medelhöjd på 2,5 m avvecklas även den sista delen av skärmen (15–20 år efter avverkning) förutom 25 träd per ha högre än 10 m som lämnas till dess att föryngringen nått en medelhöjd på minst 10 m (30–50 år efter avverkning).
- Det nya beståndet röjs och gallras på ett konventionellt sätt för att skapa ett talldominerat bestånd med inslag av löv.

- På lång sikt, efter 60–70 år, har hela det initiala beståndet avverkats (förutom minst 10 evighetsträd per ha från skärmen) och ett nytt till största delen homogent talldominerat bestånd med medelålders till äldre skog har uppstått.

3.1.2. Skillnader i miljöförhållanden

3.1.2.1. *Trakthyggesbruk som referenspunkt*

Vid slutavverkning sker en dramatisk förändring av miljöförhållandena i beståndet. Det som tidigare var ett slutet bestånd blir till största delen öppen mark. Frånvaron av träd, förutom enskilda naturvårdsträd och hänsynsgrupper, gör att starkt solljus når marken vilket tillsammans med högre vindhastigheter ger ett torrare klimat vid markytan. Frånvaron av träd gör också att värmestrålningen under natten ökar vilket ger en större variation i temperatur, både i marken och i luften, över dygnet och över en säsong. Tillsammans med en högre marktemperatur och en ökad mängd organiskt material i marken i form av till exempel grot (grenar och toppar) och döda rötter ökar näringstillgången kraftigt under en period efter avverkning. Denna mer näringsrika miljö varar en period tills den nya trädgenerationen och övrig markvegetation etablerat sig. När träden avverkas försvinner också en stor del av bladverkets avdunstning (evapotranspirationen). Detta leder till en höjd grundvattennivå.

På lång sikt kommer ett slutet, mestadels enskiktat bestånd ha etablerat sig. Beroende på trädslag och tidigare skötsel kommer miljöförhållandena att variera. Men i bestånd som brukas med mål för virkesproduktion kommer det vara ett mer stabilt mikroklimat med hög konkurrens om tillgängliga resurser, så som vatten, näring och ljus.

3.1.2.2. *Selektiv avverkning*

Selektiv avverkning kommer i högre grad än ett öppet hygge att bibehålla skogliga miljöförhållanden. Till exempel kommer variationen i temperatur att vara mindre, solexponeringen lägre, risken för uttorkning vid markytan mindre och värmeutstrålningen lägre. Det kommer inte att bli någon period där marken är utan träd och den miljöförändring som sker från ett äldre slutet bestånd som övergår till ett yngre blir inte så dramatisk. Frånvaro av en hyggesfas kan medföra lägre pH och högre C:N kvot. Detta stöds av en studie i granskog som visade på lägre pH och högre C:N kvot i selektivt avverkade granskogar än i kalhuggna skogar⁵³.

Selektiv avverkning borde också öka tillgången på fler olika mikrohabitat jämfört med enskiktade skogar. Selektivt avverkade skogar borde vidare ha högre heterogenitet i beståndets vertikala och horisontella plan, bättre landskapskonnektivitet och mer stabil leverans av äldre träd och grova avverkningsrester jämfört med slutavverkade skogar.

⁵³ Kim m.fl. (2021). For. Ecol. Manag. 480: 118659.

På längre sikt (när hygget har blivit en mogen skog > 60 år) kommer solstrålningen och temperaturen vara högre i selektivt avverkade ytor än i de täta skogar som blir resultatet av trakthyggesbruk.

3.1.2.3. Luckhuggning

På beståndsnivå blir det en ökad variation i miljöförhållandena då öppna ytor varvas med sluten skog. En luckhuggning bidrar också till mer kantzoner som resulterar i tre typer av miljöer: öppna ytor i mitten på luckan, kantzoner mellan öppen lucka och slutet bestånd (med solbelysning i olika riktningar) och sluten skog mellan luckorna.

Beroende på luckans storlek kommer förhållandena i luckan jämfört med ett hygge variera. Med ökad luckstorlek kommer förhållandena påminna mer och mer om de på ett hygge, med ökat ljusinsläpp, högre temperaturvariation och lägre humiditet. Med mindre luckstorlek kommer förhållandena påminna mer om dem vid selektiv avverkning, där man vid avverkning av enskilda träd skapar små luckor.

Hur miljöförhållandena i beståndet kommer se ut på lång sikt beror till stor del på vilken strategi som väljs för att expandera den avverkade arealen. Ju längre tid det tar innan avverkningen av det kvarvarande beståndet, desto mer variation i trädskiktet kommer det vara i det nya beståndet. Möjligheten att någonstans i beståndet bevara miljöer knutna till sena successionsstadier kommer också att öka med tiden mellan upptag av nya luckor.

3.1.2.4. Överhållen skärm

Precis som luckhuggning skyddar skärmen mot en del av de negativa effekter för skogslevande arter som finns på ett hygge, så som bristen på levande träd, starkt direkt solljus och höga temperaturer. Hela idén med en överhållen skärm är att föryngrar beståndet samtidigt som plantorna skyddas. Den ökade beskuggningen jämfört med det öppna hygget gör att temperaturen är mer stabil, och att det blir mindre direkt solljus, mindre uttorkning vid markytan och mindre värmeutstrålning. Eftersom det äldre beståndet avvecklas gradvis, samtidigt som det nya etableras, kommer det inte att bli någon period där marken är utan träd och den miljöförändring som sker från ett äldre slutet bestånd som övergår till ett yngre blir inte fullt så dramatisk.

Eftersom det resulterande nya beståndet oftast blir relativt homogent och enskiktat kommer det troligtvis inte bli några långsiktiga förändringar i miljöförhållandena mellan skogsgenerationer om inte trädslagen förändras.

Effekterna på miljöförhållandena beror till stor del på vilket trädslag som utgör beståndet. En skärm från ett granbestånd kommer ge en betydligt större förändring i ljusförhållanden jämfört med ett tallbestånd där det redan är relativt mycket ljusinsläpp i ett äldre välgallrat bestånd. På lång sikt, när skärmen avverkas, kommer beståndet som sköts med överhållen skärm likna ett bestånd som vuxit upp efter ett hygge mer och mer vad det gäller ljus, fuktighet, temperatur osv.

Tabell 1. Bedömningar på hur solinstrålning (solinstråln.), temperatur (temp.), vind, humiditet (humid.) och hydrologi (vatten; med avseende på avrinning) förväntas skilja sig för varje hyggesfri metod jämfört med trakthyggesbruk på kort och lång sikt på beståndsnivå (3–6 ha). Förändringen syftar på om variabelns mängd samt om den rumsliga och temporala variationen är större (+), mindre (-) eller lika (=) den som finns i trakthyggesbruk. Antal tecken beskriver hur stor skillnaden är i de olika variablerna jämfört med trakthyggesbruk. Kort sikt syftar på 0–5 år efter avverkning medan lång sikt syftar på ett tillstånd ca. 60–70 år efter första huggningsen.

Metod	Tidsperspektiv	Mått	Solinstråln.	Temp.	Vind	Humid.	Vatten
Selektiv avverkning	Kort sikt	Mängd	---	---	---	++	---
		Rumslig variation	++	++	--	++	--
		Temporal variation	--	--	--	--	--
	Lång sikt	Mängd	++	++	+	-	++
		Rumslig variation	++	++	+	++	=
		Temporal variation	++	++	=	++	++
Luckhuggning (små luckor)	Kort sikt	Mängd	--	--	--	+	--
		Rumslig variation	++	++	++	++	++
		Temporal variation	++	--	++	--	--
	Lång sikt	Mängd	+	+	+	-	+
		Rumslig variation	++	++	++	+	++
		Temporal variation	++	++	++	++	++
Luckhuggning (stora luckor)	Kort sikt	Mängd	--	--	--	+	--
		Rumslig variation	+++	+++	+++	+++	+++
		Temporal variation	++	--	++	--	--
	Lång sikt	Mängd	=	=	=	=	=
		Rumslig variation	=	=	=	=	=
		Temporal variation	=	=	=	=	=
Överhållen skärm	Kort sikt	Mängd	--	--	--	++	--
		Rumslig variation	+	+	=	++	=
		Temporal variation	+	--	-	--	--
	Lång sikt	Mängd	=	=	=	=	=
		Rumslig variation	=	=	=	=	=
		Temporal variation	=	=	=	=	=

3.2. Scenarier för miljöförhållanden och substrat

För varje hyggesfri metod har vi byggt scenarier med ett antal antaganden om hur arternas livsmiljöer (till exempel tillgång på lämpliga substrat) skiljer sig från trakthyggesbruk. Nedan ges en generell beskrivning för varje metod samt tabeller där förändringarna efter avverkning beskrivs och om de är större, mindre eller desamma som vid trakthyggesbruk.

3.2.1. Selektiv avverkning

I jämförelse med trakthyggesbruk, skiljer sig selektiv avverkning i tillgång till arternas livsmiljöer. Metoden i sig ger inte mer tillgång till liggande/stående död ved, den måste skapas aktivt genom hänsyn. Däremot kommer andelen solbelyst död ved vara mindre precis efter avverkning (kort sikt, Tabell 2) jämfört med på ett hygge, där skugga från andra träd saknas. Den döda veden kommer att vara mer skuggad och därmed mer fuktig. För blommande arter/kärlväxter är förutsättningarna sämre i selektivt avverkat ytor än på ett hygge, men för arter i denna grupp som trivs i fuktigare och mer skuggiga miljöer är förutsättningarna bättre efter selektiv avverkning jämfört med en nyetablerad skog de första åren efter slutavverkning. Tillgången på blottade humuslager och blottad mineraljord är mindre jämfört med ett hygge, eftersom ingen markberedning görs. Fältskiktets täckningsgrad förväntas vara lägre eftersom det är mer skuggigt i selektivt avverkat ytor än på ett hygge de första åren efter avverkning. Buskskiktets täckningsgrad förväntas vara större i selektivt avverkat område, men andelen av buskskiktet som är solbelyst är mindre och därmed skapas fuktigare förhållanden jämfört med ett hygge. Avrinningen förväntas bli mindre i selektiv avverkning (Tabell 1) och därmed kommer förekomsten av surdråg att minska. Dessutom kommer det att finnas fler grova/äldre stående träd (utan och med skador), men dessa kommer växa i en mer skuggig och fuktig miljö jämfört med ett hygge. Blockmängden bör vara densamma som i ett hygge, men andelen som är solbelyst är mindre och de block som finns är fuktigare i selektivt avverkat områden. Heterogeniteten med avseende på mångfald av träd, skiktning och ålder förväntas vara större i selektivt avverkat bestånd.

På lång sikt, när selektivt avverkat ytor jämförs med ett hygge som har blivit en mogen skog, kommer selektivt avverkat skogar vara glesare och därmed blir solinstrålningen större. Andelen solbelyst liggande och stående död ved kan därför förväntas vara större och därmed skapas mindre fuktiga förhållanden (lång sikt, Tabell 2). Dessutom förväntas förutsättningarna vara bättre för blommande arter/kärlväxter och sämre för arter i samma grupp som kräver skuggiga fuktiga miljöer. Det bör finnas mer blottat humuslager och blottad mineraljord än i en 60-årig skog som har uppkommit genom slutavverkning, eftersom avverkning sker kontinuerligt och stör marken. Täckningsgrad av fältskikt och buskskikt förväntas vara större, liksom andelen av dessa två som är solbelysta och därmed skapas mindre fuktiga miljöer jämfört med en 60-årig skog som har uppkommit genom slutavverkning. Det förväntas bli större avrinning (Tabell 1) och därmed en högre förekomst av surdråg.

Dessutom förväntas det finnas fler men mindre skuggade (och därmed mindre fuktiga) grova äldre träd (med och utan skador) än i ett 60-årigt tätt bestånd. Blockmängden bör vara densamma, men med större andel solbelysta (och därmed

mindre fuktiga) block i selektiv avverkning. Heterogeniteten med avseende på mångfald av träd, skiktning och ålder förväntas vara mycket större i selektivt avverkade bestånd.

Tabell 2. Beskrivning av hur substraten, som utgör en del av arternas livsmiljöer, skiljer sig mellan selektiv avverkning och trakthyggesbruk på kort och lång sikt på beståndsnivå (3–6 ha).

Substratens mängd kan vara större (+), mindre (-) eller lika (=), samt att andelen av den mängden som är solbelyst eller fuktig kan också vara större, mindre eller lika med en skog som har skötts med trakthyggesbruk. Kort sikt syftar på 0–5 år efter avverkning. Lång sikt syftar på 60–70 år efter avverkningen.

Metod	Tidsperspektiv	Substrat	Mängd	Solbelyst	Fuktig / blött
Selektiv avverkning	Kort sikt	Liggande död ved	=	-	+
		Stående död ved	=	-	+
		Blommande arter	-	-	+
		Blottat humuslager	-	-	+
		Blottad mineraljord	-	-	-
		Fältskikt	-	-	-
		Buskskikt	+	-	-
		Surdrag	-	-	-
		Grova/äldre stående träd	+	-	+
		Grova/äldre stående med skador	+	-	+
		Block	=	-	+
	Heterogenitet	Mångfald av träd	+		
		Skiktning	+		
		Ålder	+		
	Hänsyn	Hänsynsträd	=		
		Kantzoner mot vattendrag	=		
	Lång sikt	Liggande död ved	=	+	-
		Stående död ved	=	+	-
		Blommande arter	+	+	-
		Blottat humuslager	+	+	-
		Blottad mineraljord	+	+	-
		Fältskikt	+	+	-
		Buskskikt	+	+	-
		Surdrag	+	+	+
		Grova/äldre stående träd	+	+	-
		Grova/äldre stående med skador	+	+	-
		Block	=	+	-
	Heterogenitet	Mångfald av träd	+		
		Skiktning	+		
		Ålder	+		
	Hänsyn	Hänsynsträd	=		
		Kantzoner mot vattendrag	=		

3.2.2. Luckhuggning

I förhållande till trakthyggesbruk, skiljer sig luckhuggning med små luckor i tillgång till arternas livsmiljöer. Metoden i sig ger inte större tillgång till liggande/stående död ved, den måste skapas aktivt genom hänsyn. Däremot kommer andelen solbelyst död ved vara mindre precis efter avverkning jämfört med på ett hygge (kort sikt, Tabell 3 och 4), där skugga från andra träd saknas. Död ved kommer i genomsnitt vara mer skuggad och därmed mer fuktig. När det gäller blommande arter/kärlväxter är det sämre förutsättningar för ljuskrävande arter, men bättre förutsättningar för arter som trivs i fuktiga miljöer jämfört med en nyetablerad skog de första åren efter slutavverkning. Det finns mindre tillgång till blottat humuslager och blottad mineraljord på beståndsnivå eftersom markberedning görs i mindre luckor än när hela beståndet kalhuggs på en gång. Dessutom förväntas det finnas en mindre täckningsgrad av fältskikten eftersom det är mer skuggigt, medan buskskiktets täckningsgrad förväntas vara större. En mindre andel av buskskikten och fältskikten förväntas vara solbelyst och klimatet förväntas därmed vara fuktigare. Det förväntas bli mindre avrinning i luckhuggning (Tabell 1) och därmed minskad förekomst av surdråg. Mängden grova och äldre träd (utan och med skador) kommer inte vara större då luckhuggningen görs inom normala omloppstider i trakthyggesbruket, men dessa kommer vara skuggade och fuktigare om de befinner sig i luckans kantzon eller mellan luckor. Mängden block kan vara detsamma som i ett hygge, men andelen som är solbelyst är mindre och därmed fuktigare. Heterogeniteten med avseende på mångfald av träd, skiktning och ålder förväntas vara större i förhållande till ett bestånd som kalhuggs på en gång.

På lång sikt, när det jämförs med ett hygge som har blivit en mogen skog, kommer luckhuggning med små luckor ha en större variation på beståndsnivå eftersom avverkningar i luckor sker successivt och utsträckt över en längre tidsperiod jämfört med trakthygge. Inom den tidsram som satts upp kommer den sista delen av det ursprungliga beståndet ha avverkats relativt nyligen vilket ger en struktur med ungskog blandat med ett etablerat bestånd i 60 års åldern. Därmed kommer andelen solbelyst liggande och stående död ved vara större och mindre fuktig (lång sikt, Tabell 3 och 4). När det gäller blommande arter/kärlväxter är det bättre förutsättningar för ljuskrävande arter, men sämre förutsättningar för arter som trivs i skuggiga miljöer relativt en skog som har uppkommit genom slutavverkning. Kontinuiteten i tillgång på blottade humuslager och den blottade mineraljorden förväntas vara större, eftersom sista delen av beståndet avverkades och markbereddes nyligen. Totalt förväntas täckningsgraden av fältskikt och buskskikt vara högre, och till större del solbelyst och därmed skapas mindre fuktiga förhållanden jämfört med i en 60-årig skog som har uppkommit genom slutavverkning och plantering. Det förväntas bli större avrinning vid luckhuggning (Tabell 1) och därmed ökad förekomst av surdråg. Mängden grova äldre stående träd (med och utan skador) bör vara densamma i en luckhuggen skog som i en tidigare slutavverkad skog efter 60 år, men de träd som finns är mindre skuggade (och därmed skapar mindre fuktiga förhållanden). Mängden block kommer vara detsamma i en luckhuggen skog som i en slutavverkad skog, men en större andel av blocken kommer vara solbelysta (och därmed mindre fuktiga). Heterogeniteten med avseende på mångfald av träd, skiktning och ålder förväntas vara mycket större.

I jämförelse med trakthyggesbruk, skiljer sig luckhuggning med stora luckor i tillgång till arternas livsmiljöer. Metoden i sig ger inte mer tillgång till liggande/stående död ved, den måste skapas aktivt genom hänsynen. Däremot kommer andelen solbelyst död ved inom hela beståndet vara mindre precis efter avverkning jämfört med på ett hygge (kort sikt, Tabell 3 och 4), där skugga från andra träd saknas. Den döda veden kommer i genomsnitt att vara mer skuggad och därmed mer fuktig. När det gäller blommande arter/kärlväxter är det sämre förutsättningar för ljuskrävande arter, men bättre förutsättningar för arter som trivs i fuktiga miljöer i jämförelse med en nyetablerad skog de första åren efter slutavverkning. Mängden blottad humus och blottad mineraljord förväntas minska, då en mindre andel av beståndet markbereds. Totalt förväntas det finnas en mindre täckningsgrad av fältskikt, eftersom det är mer skuggigt jämfört med ett hygge. Täckningsgrad av buskskikten förväntas vara högre men andelen som är solbelyst borde vara lägre och därmed skapas fuktigare förhållanden. Det förväntas bli mindre avrinning i luckhuggning (Tabell 1) och därmed minskad förekomst av surdråg. Mängden grova och äldre träd (utan och med skador) kommer inte vara större då luckhuggningen görs inom normala omloppstider i trakthyggesbruket, men dessa kommer vara skuggade och fuktigare om de befinner sig i luckans kantzon eller mellan luckor. Mängden block förväntas vara detsamma som på ett hygge, men andelen som är belyst är mindre och fuktigare. Heterogenitet, med avseende på mångfald av träd, skiktning och ålder förväntas vara större.

På lång sikt, när det jämförs med ett hygge som har blivit en mogen skog, kommer luckhuggning med stora luckor ha en något större variation på gruppnivå som följer luckornas avverkningsordning. Inom den tidsram som satts upp kommer den sista delen av det ursprungliga beståndet ha avverkats relativt tidigt vilket ger en struktur med medelålders skog i 40–50 årsåldern blandat med ett etablerat bestånd i 60–70 årsåldern. Därmed kommer andelen solbelyst liggande/stående död ved vara lika med liknande fuktighet (lång sikt, Tabell 3 och 4). Då de olika luckorna kommer ha skog i relativt lik ålder bedöms miljöförhållandena i övrigt vara lika de i en uppvuxen skog som är resultatet av trakthyggesbruk.

Tabell 3. Beskrivning av hur substraten som utgör viktiga delar av arternas livsmiljöer skiljer sig mellan luckhuggning (små luckor) och trakthyggesbruk på kort och lång sikt på beståndsnivå (3–6 ha). Substratens mängd kan vara större (+), mindre (-) eller lika (=), samt att andelen av den mängden som är solbelyst eller fuktig kan också vara större, mindre eller lika med en skog som har skötts med trakthyggesbruk. Kort sikt syftar på 0–5 år efter avverkning. Lång sikt syftar på 60–70 år efter avverkningen.

Metod	Tidsperspektiv	Substrat	Mängd	Solbelyst	Fuktig / blött
Luckhuggning (små luckor)	Kort sikt	Liggande död ved	=	-	+
		Stående död ved	=	-	+
		Blommande arter	-	-	+
		Blottat humuslager	-	-	+
		Blottad mineraljord	-	-	+
		Fältskikt	-	-	+
		Buskskikt	+	-	+
		Surdråg	-	-	+
		Grova/äldre stående träd	=	-	+
		Grova/äldre stående med skador	=	-	+
		Block	=	-	+
	Heterogenitet	Mångfald av träd	+		
		Skiktning	+		
		Ålder	+		
	Hänsyn	Hänsynsträd	=		
		Kantzoner mot vattendrag	=		
	Lång sikt	Liggande död ved	=	+	-
		Stående död ved	=	+	-
		Blommande arter	+	+	-
		Blottat humuslager	+	+	-
		Blottad mineraljord	=	+	-
		Fältskikt	+	+	-
		Buskskikt	+	+	-
		Surdråg	=	+	-
		Grova/äldre stående träd	=	+	-
		Grova/äldre stående med skador	=	+	-
		Block	=	+	-
	Heterogenitet	Mångfald av träd	+		
		Skiktning	+		
		Ålder	+		
	Hänsyn	Hänsynsträd	=		
		Kantzoner mot vattendrag	=		

Tabell 4. Beskrivning av hur substraten som utgör viktiga delar av arternas livsmiljöer skiljer sig mellan luckhuggning (stora luckor) och trakthyggesbruk på kort och lång sikt på beståndsnivå (3–6 ha). Substratens mängd kan vara större (+), mindre (-) eller lika (=), samt att andelen av den mängden som är solbelyst eller fuktig kan också vara större, mindre eller lika med en skog som har skötts med trakthyggesbruk. Kort sikt syftar på 0–5 år efter avverkning. Lång sikt syftar på 60–70 år efter avverkningen.

Metod	Tidsperspektiv	Substrat	Mängd	Solbelyst	Fuktig / blött
Luckhuggning (stora luckor)	Kort sikt	Liggande död ved	=	-	+
		Stående död ved	=	-	+
		Blommande arter	-	-	+
		Blottat humuslager	-	-	+
		Blottad mineraljord	-	-	+
		Fältskikt	-	-	+
		Buskskikt	+	-	+
		Surdråg	-	-	+
		Grova/äldre stående träd	=	-	+
		Grova/äldre stående med skador	=	-	+
		Block	=	-	+
	Heterogenitet	Mångfald av träd	+		
		Skiktning	+		
		Ålder	+		
	Hänsyn	Hänsynsträd	=		
		Kantzoner mot vattendrag	=		
	Lång sikt	Liggande död ved	=	=	=
		Stående död ved	=	=	=
		Blommande arter	=	=	=
		Blottat humuslager	=	=	=
		Blottad mineraljord	=	=	=
		Fältskikt	=	=	=
		Buskskikt	=	=	=
		Surdråg	=	=	=
		Grova/äldre stående träd	=	=	=
		Grova/äldre stående med skador	=	=	=
		Block	=	=	=
	Heterogenitet	Mångfald av träd	+		
		Skiktning	+		
		Ålder	+		
	Hänsyn	Hänsynsträd	=		
		Kantzoner mot vattendrag	=		

3.2.3. Överhållen skärm

I förhållande till trakthyggesbruk, skiljer sig överhållen skärm i tillgång till arternas livsmiljöer. Metoden i sig ger inte mer tillgång till liggande och stående död ved, den måste skapas aktivt genom hänsyn. Däremot kommer andelen solbelyst död ved vara mindre precis efter avverkning jämfört med på ett hygge (kort sikt, Tabell 5), där skugga från andra träd saknas. Den döda veden kommer att vara mer skuggad och därmed mer fuktig. När det gäller blommande arter/kärlväxter är det sämre förutsättningar för ljuskrävande arter, men bättre förutsättningar för arter som trivs i fuktiga miljöer jämfört med en nyetablerad skog de första åren efter slutavverkning. Kontinuiteten i tillgång på blottade humuslager och den blottade mineraljorden förväntas vara mindre, då en mindre andel av beståndet markbereds. Det förväntas finnas en mindre täckningsgrad av fältskikt, med en lägre andel som är solbelyst och fuktigare förhållanden jämfört med en nyetablerad skog de första åren efter slutavverkning. Buskskiktets täckningsgrad förväntas vara större men den andel som är solbelyst är mindre och därmed blir förhållandena fuktigare. Det förväntas bli mindre avrinning i överhållen skärm (Tabell 1) och därmed minskad förekomst av surdråg. Mängden grova och äldre träd (utan och med skador) kommer vara större tills skärmen huggs då det framför allt är de grövre träden som lämnas som skärmträd. Dessa kommer vara skuggade och fuktigare då skärmen skapar ett annat mikroklimat i jämförelse med ett hygge. Mängden block bör vara detsamma som i en skog som är resultatet av trakthyggesbruk, men andelen som är solbelyst är mindre och de block som finns är fuktigare. Heterogeniteten förväntas vara större då det finns en tydlig tvåskiktning.

På lång sikt (Tabell 5), när det jämförs med ett hygge som har blivit en mogen skog, kommer skogen som kommit upp efter skärmen och som brukats konventionellt vara tämligen lik skog som vuxit upp efter ett hygge. Därför bedöms livsmiljöernas mängd och miljöförhållanden vara lika, bortsett från mängden grova levande och skadade träd som är större om man följer Skogsstyrelsens definition av hyggesfritt och lämnar 25 stammar/ha av den ursprungliga överhållna skärmen.

Tabell 5. Beskrivning av hur substraten som utgör arternas livsmiljöer skiljer sig mellan överhållen skärm och trakthyggesbruk på kort och lång sikt på beståndsnivå (3–6 ha). Substratens mängd kan vara större (+), mindre (-) eller lika (=), samt att andelen av den mängden som är solbelyst eller fuktig kan också vara större, mindre eller lika med en skog som har skötts med trakthyggesbruk. Kort sikt syftar på 0–5 år efter avverkning. Lång sikt syftar på 60–70 år efter avverkningen.

Metod	Tidsperspektiv	Substrat	Mängd	Solbelyst	Fuktig / blött
Överhållen skärm	Kort sikt	Liggande död ved	=	-	+
		Stående död ved	=	-	+
		Blommande arter	-	-	+
		Blottat humuslager	-	-	+
		Blottad mineraljord	-	-	+
		Fältskikt	-	-	+
		Buskskikt	+	-	+
		Surdråg	-	-	+
		Grova/äldre stående träd	+	-	+
		Grova/äldre stående med skador	=	-	+
		Block	=	-	+
	Heterogenitet	Mångfald av träd	+		
		Skiktning	+		
		Ålder	+		
	Hänsyn	Hänsynsträd	=		
		Kantzoner mot vattendrag	=		
	Lång sikt	Liggande död ved	=	=	=
		Stående död ved	=	=	=
		Blommande arter	=	=	=
		Blottat humuslager	=	=	=
		Blottad mineraljord	=	=	=
		Fältskikt	=	=	=
		Buskskikt	=	=	=
		Surdråg	=	=	=
		Grova/äldre stående träd	+	=	=
		Grova/äldre stående med skador	+	=	=
		Block	=	=	=
	Heterogenitet	Mångfald av träd	=		
		Skiktning	=		
		Ålder	=		
	Hänsyn	Hänsynsträd	=		
		Kantzoner mot vattendrag	=		

4. Bedömningar av hur artgrupper kan påverkas

4.1. Tillvägagångssätt, förutsättningar och avgränsningar

I vårt arbete avgränsar vi oss till hur arter skulle kunna påverkas inom produktionsskog, vilket innebär att områden med höga biologiska värden, såsom nyckelbiotoper, inte ingår i bedömningen. Bedömningarna är gjorda utifrån vad som sker på beståndsnivå, eftersom majoriteten av de studier som finns utförts på denna skala.

Vi har primärt utgått från befintlig litteratur där hyggesfria metoder och olika organismgrupper undersökts i en skandinavisk kontext. Om sådana studier saknats har vi tittat på studier utförda i andra områden och resonerat kring dem utifrån respektive artgrupp. Underlaget när det gäller olika organismgrupper varierar mycket, där mer välkända grupper som skalbaggar, kärlväxter och fåglar och deras förhållande till olika skogsbruksmetoder studerats mer ingående än till exempel steklar och tvåvingar. Eftersom det finns en brist på konkreta studier som specifikt undersöker hur olika hyggesfria metoder påverkar dessa mindre kända organismgrupper, bygger resonemangen för dessa grupper delvis på indirekta slutsatser utifrån deras arternas respons på miljöförändringar och habitatkrav.

Underlaget skiljer sig även åt mellan de hyggesfria metoder som bedömts. Särskilt för metoden överhållen skärm är underlaget begränsat, vilket försvårar en tydlig bedömning av dess effekter på olika artgrupper i jämförelse med mer traditionella metoder, såsom skärmställning och fröträdsställning, som de flesta studier baseras på. Bedömningar av överhållen skärm har därför i stor utsträckning grundats på effekter dokumenterade vid dessa avverkningsmetoder.

Nedan presenteras bedömningar av hur hyggesfria metoder kan påverka de olika organismgrupperna kärlväxter, mossor, lavar, svampar, fjärilar, skalbaggar, steklar, övriga terrestra evertebrater, limniska evertebrater, fladdermöss och fåglar. För varje grupp ges först en översikt över arternas ekologi och deras habitatkrav i skogsmiljöer. Därefter beskrivs hur respektive hyggesfri metod påverkar gruppen i jämförelse med trakthyggesbruk. Slutligen presenteras en sammanfattande bedömning som belyser den övergripande påverkan på respektive organismgrupp.

4.2. Kärlväxter (Anna Stenström)

4.2.1. Allmänt om kärlväxter och deras miljökrav i skog

Skogsbrukets effekt på kärlväxter beror till stor del på hur ljuskrävande de är. Förändringen av ljus och mikroklimatet på hyggen gör att arter som är känsliga för stark solinstrålning och uttorkning missgynnas medan arter som klarar av det nya lokalklimatet gynnas. Men många skogsarter missgynnas även av skogsbrukets tätare skogar⁵⁴. Kärlväxter som grupp är inte lika känsliga för avverkning som exempelvis mossor⁵⁵. Artrikedomen av kärlväxter ökar ofta vid

⁵⁴ SLU (2024). Skogsdata från SLU Riksskogstaxeringen.

⁵⁵ Vanha-Majamaa m.fl. (2017). *For. Ecol. Manag.* 393: 12–28.

avverkning, oavsett avverkningstyp. Det beror på att vanligt förekommande ljusälskande kärlväxtarter som mjölke (*Chamaenerion angustifolium*), ljung (*Calluna vulgaris*), kråkbär (*Empetrum nigrum*) och kruståtel (*Avenella flexuosa*) ökar, medan skuggtåliga skogsarter minskar vid slutavverkning^{56,57}. Nästan alla studier om effekterna av avverkning har en uppföljningstid på 10 år eller kortare och de mäter effekterna av endast en cykel av luckhuggning eller selektiv avverkning. Generellt gäller också att effekten av markberedning har stor påverkan och alltid behöver beaktas när man jämför resultaten av olika avverkningsmetoder⁵⁸.

4.2.2. Trakthyggesbruk

Artsammansättningen förändras mindre vid avverkning för kärlväxter som grupp än för annan marklevande vegetation så som mossor och levermossor⁵⁹. Tiden det tar för floran att återhämta sig efter en slutavverkning varierar. De första åren (0–5 år) efter en slutavverkning har gräs och annuella örter ofta en hög täckningsgrad på avverkade och markberedda ytor⁶⁰. På kort sikt kan antalet arter öka, då flera pionjärarter gynnas av de öppna ljusa förhållandena⁶¹. Ökad näringstillgång efter avverkning gör ofta att högresta opportunisterna så som örnbräken (*Pteridium aquilinum*), hallon (*Rubus idaeus*), mjölke och åkertistel (*Cirsium arvense*) blir dominanta på näringsrikare jordar. På magrare mo- och moränmarker kan ljung och lingon (*Vaccinium vitis-idaea*) få betydande täckningsgrad åren efter avverkning, då ofta i sällskap med olika gräs som rödven (*Agrostis capillaris*) och fårsvingel (*Festuca ovina*). En annan effekt av slutavverkningen är också de torra förhållanden som uppstår, som bland annat missgynnar knärot (*Goodyera repens*) vilket konstaterats efter att förekomster följts upp ett år efter avverkning⁶². I Sverige och Finland är knärot starkt associerad med skog över 120 år och överlever inte i mindre trädgrupper sparade som naturhänsyn⁶³. I Estland förekommer den i skogar äldre än 65 år, och den saknas helt på 3–7 år gamla hyggen oavsett om skärmträd lämnats⁶⁴.

Effekterna på floran efter slutavverkning kan kvarstå i flera decennier. En studie visade att blåbär (*Vaccinium myrtillus*) och harsyra (*Oxalis acetosella*) inte hade återfått sina ursprungliga täckningsgrader 30 år efter avverkning⁶⁵. Även guckusko (*Cypripedium calceolus*) minskar vid slutavverkning^{66,67}. Tidigare markanvändning, som åker eller äng, kan också påverka florasammansättningen, och många hävdgynnade arter så som gullviva (*Primula veris*), blåsuga (*Ajuga pyramidalis*) och större blåklocka (*Campanula persicifolia*) kan ofta överleva efter beskogning, åtminstone upp till och med en omloppstid.

⁵⁶ Boch m.fl. (2013). Basic and Appl. Ecol. 14: 496–505.

⁵⁷ Tullus m.fl. (2019). For. Ecol. Manag. 440: 70–78.

⁵⁸ Peltzer m.fl. (2000). For. Ecol. Manag. 127: 191–203.

⁵⁹ Vanha-Majamaa m.fl. (2017). For. Ecol. Manag. 393: 12–28.

⁶⁰ Peltzer m.fl. (2000). For. Ecol. Manag. 127: 191–203.

⁶¹ Vanha-Majamaa m.fl. (2017). For. Ecol. Manag. 393: 12–28.

⁶² Koelemeijer m.fl. (2024). Global Change Biology 30: e17424.

⁶³ Johnson (2014). Avhandling, SLU. Publikation No. 2014: 96.

⁶⁴ Lohmus & Kull (2011). Can. J. For. Res. 41: 1352–1358.

⁶⁵ Tonteri m.fl. (2016). For. Ecol. Manag. 381: 115–124.

⁶⁶ Hurskainen m.fl. (2017). For. Ecol. Manag. 406: 12–18.

⁶⁷ Sundberg (2021). Revision av artfaktablad. ArtDatabanken, SLU.

4.2.3. Selektiv avverkning

Selektiv avverkning har generellt en mindre påverkan på kärlväxter än slutavverkning, särskilt när det gäller skuggkrävande arter⁶⁸. Detta förutsätter dock att marken inte skadas av skogsmaskiner eller markberedning. Forskning visar att den ursprungliga artsammansättningen bevaras i större utsträckning vid selektiv avverkning än vid slutavverkning, och att sammansättningen av skogsarter efter en selektiv avverkning var i stort sett samma som i orörda kontrollbestånd. Till exempel blir det inte samma påtagliga uppslag av pionjärarter som vid slutavverkning med markberedning^{69,70}. Också när det gäller markvegetationens täckningsgrad och artsammansättning är påverkan mindre eller saknas vid selektiv avverkning jämförd med slutavverkning⁷¹. I de fall selektiv avverkning medför förändrade täckningsgrader för olika arter kan effekterna dock bli kvarstående 10 år efter avverkning⁷².

En finsk studie som följt upp olika metoders effekt på floran 10 år efter avverkning konstaterade att gräs och halvgräs, de vanligaste var kruståtel och piprör (*Calamagrostis arundinacea*), minskar efter selektiv avverkning men ökar efter slutavverkning⁷³. För örter var skillnaderna mindre tydliga; täckningsgraden förändrades inte signifikant mellan selektiv avverkning och slutavverkning, vilket tyder på att örter är mindre känsliga för olika typer av störning. Särskilt skuggkrävande arter såsom ekorrbär (*Maianthemum bifolium*), liljekonvalj (*Convallaria majalis*), knärot och björkpyrola (*Orthilia secunda*) bibehöll täckningsgraden i större utsträckning än ljusälskande arter (kråkbär, ljung, kruståtel) som minskar vid halvöppna förhållanden men ökar efter slutavverkning^{74,75}. Överlevnaden hos guckusko-plantor, samt deras blomning och frösättning har setts öka vid selektiva huggningar, däremot ökade inte groddplantsetableringen⁷⁶.

Tidigare nämnda finska studie fann också att risen bibehöll ungefär 40% av ursprunglig täckningsgrad 10 år efter selektiv avverkning, jämfört med endast 19% på hyggen⁷⁷. Detta gäller även blåbär som återhämtar sig snabbare i bestånd efter selektiv avverkning^{78,79}. Till skillnad från på slutavverkade ytor så ökade inte fenolinnehållet i blåbären vid selektiv avverkning⁸⁰. Ett högre fenolinnehåll kan försämra växtens födokvalitet för bland annat fjärilslarver.

Förändringarna i artsammansättning är dock oftast små och verkar inte entydigt kunna kopplas till själva avverkningsmetoden, utan även andra faktorer, såsom

⁶⁸ Vanha-Majamaa m.fl. (2017). For. Ecol. Manag. 393: 12–28.

⁶⁹ Ekholm m.fl. (2022). Ambio 51: 2478–2495.

⁷⁰ Götmark m.fl. (2005). For. Ecol. Manag. 214: 124–141.

⁷¹ Bergstedt & Milberg (2001). For. Ecol. Manag. 154: 105–115.

⁷² Vanha-Majamaa m.fl. (2017). For. Ecol. Manag. 393: 12–28.

⁷³ Vanha-Majamaa m.fl. (2017). For. Ecol. Manag. 393: 12–28.

⁷⁴ Tonteri m.fl. (2016). For. Ecol. Manag. 381: 115–124.

⁷⁵ Turtiainen m.fl. (2013). Silva Fennica 47: 1005.

⁷⁶ Sundberg (2021). Revision av artfaktablad. ArtDatabanken, SLU.

⁷⁷ Vanha-Majamaa m.fl. (2017). For. Ecol. Manag. 393: 12–28.

⁷⁸ Miina m.fl. (2009). Silva Fennica 43: 181.

⁷⁹ Bergstedt & Milberg (2001). For. Ecol. Manag. 154: 105–115.

⁸⁰ Atlegrim & Sjöberg (1996a). For. Ecol. Manag. 86: 39–50.

mikroklimat och markförhållanden avgör förekomstsmönstren⁸¹. Även täckningsgraden av buskar (f.a. hallon) ökar efter selektiv avverkning, men till en mindre grad än vid hyggen, där de ofta blir dominerande tillsammans med andra pionjärarter.

4.2.4. Luckhuggning

Effekterna av luckhuggning beror på storleken hos luckorna, samt om markberedning utförs eller inte. Små luckor ger effekter som liknar selektiv avverkning, medan stora luckor ger effekter som påminner om de som uppstår efter hyggen. Kärleväxter med intermediär ljusrespons, kan gynnas, särskilt de arter som missgynnas både av hyggen och täta skogar⁸². Ett sådant exempel är blåbär som missgynnas av för öppna förhållanden men som påverkas mindre av begränsat virkesuttag⁸³.

I ett finskt experiment där floran studerats i små luckor upp till tre år efter avverkning var sammansättningen av skuggtåliga skogsarter till stor del oförändrad, samtidigt som luckorna snabbt koloniserades av ljusälskande arter⁸⁴. Även upp till ett decennium efter luckhuggning liknar effekterna på vegetationen det som uppstår efter slutavverkning med hyggen, men effekterna är inte lika stora. Till exempel hade täckningsgraden av ris halverats efter luckhuggning, medan det vid kalavverkning minskade det till runt en fjärdedel. Örter visade samma mönster men hade inte heller de minskat lika mycket som på hyggen. Samtidigt är ökningen av gräs, halvgräs och hallon inte lika kraftig efter luckhuggning med markberedning som vid hyggen. De långsiktiga effekterna på floran (artsammansättning och täckningsgrad) av luckhuggning på beståndsnivå är svåra att bedöma.

4.2.5. Överhållen skärm

Effekterna av överhållen skärm varierar beroende på skärmens täthet och om markberedning utförs eller inte. Arter som är mindre konkurrenskraftiga vid stark solinstrålning kan överleva men tenderar att minska. I en studie från Estland av bestånd med skärmställning och markberedning hade artrikedomen ökat hos kärleväxter tre år efter avverkning, främst genom pionjärarter. Framför allt minskade arternas täckningsgrad, men effekterna varierar. Till exempel minskade täckningsgraden av lingon, medan blåbär först minskade men sedan återhämtade sig efter 3–4 år⁸⁵. I andra studier som följt floran sju år efter avverkning utan markberedning i fröträdsställningar (gles skärmställning) ökar gräs, särskilt smalbladiga, vid hög avverkningsgrad⁸⁶. Knärot, ryl (*Chimaphila umbellata*), grönpýrola (*Pyrola chlorantha*) och vanlig tallört (*Monotropa hypopitys*) är exempel på arter som minskade, plattlumner (*Lycopodium complanatum*) försvann medan mellanlumner (*Lycopodium zeilleri*) ökade. Arterna klarade sig bäst i de delar som hade flest kvarlämnade fröträd och längst bort från öppna

⁸¹ Vanha-Majamaa m.fl. (2017). For. Ecol. Manag. 393: 12–28.

⁸² Tonteri m.fl. (2016). For. Ecol. Manag. 381: 115–124.

⁸³ Atlegrim & Sjöberg (1996b). For. Ecol. Manag. 87: 139–148.

⁸⁴ Koivula m.fl. (2025). Springer. vol. 45: 195–220.

⁸⁵ Tullus m.fl. (2019). For. Ecol. Manag. 440: 70–78.

⁸⁶ Sundberg (2024). Svensk Botanisk Tidskrift 118: 172–177.

marker, vilket gör att man kan misstänka att arterna hade minskat ännu mer om man hade kalavverkat.

Efter sjuttio år av skogsbruk med skärmställning i mycket artfattiga sandtallskogar sågs ingen skillnad i artsammansättning av kärlväxter jämfört med områden som aldrig huggits^{87,88}. Vilket kan ha berott på den från start mycket artfattiga floran.



Figur 4. Ryl (*Chimaphila umbellata*) växer i lite öppnare tallskogar, ofta med bärris och andra örter. Foto: Sebastian Sundberg.

4.2.6. Sammanlagd bedömning kärlväxter

Negativa effekter på kärlväxtfloran är minst vid selektiv avverkning av de jämförda avverkningstyperna. Om markstörningen inte blir för stor kan effekterna även vara positiva för de kärlväxter som inte trivs i dagens täta och mörka skogar. Selektiv avverkning skulle kunna begränsa dominansen av vissa pionjärarter samtidigt som den tillåter fler växtarter att samexistera. Luckhuggningens effekter är mindre än vid slutavverkning, men närmar sig samma effekter ju större luckan blir. Effekterna av överhållen skärm är svårare att bedöma generellt då effekten verkar bero på tätheten av skärmen och om markberedning genomförts eller inte. Generellt är kunskapsunderlaget för att bedöma effekter av skärmskogsbruk sämre

⁸⁷ Tullus m.fl. (2019). For. Ecol. Manag. 440: 70–78.

⁸⁸ Tullus m.fl. (2020). Can. J. For. Res. 50: 1268–1280.

än för övriga avverkningsformer. De långsiktiga effekterna av upprepad selektiv avverkning, luckhuggning eller överhållen skärm är okända.

4.3. Mossor (Henrik Weibull)

4.3.1. Allmänt om mossor och deras miljökrav i skog

Mossor behöver vara fuktiga och ha tillräckligt vätskefyllda celler för att kunna tillväxa. De allra flesta arterna har blad som bara är ett cellager tjockt och torkar därför ut snabbt när de utsätts för ökad exponering för sol, vind och förhöjd temperatur. Många arter klarar trots det perioder av uttorkning under relativt normala förhållanden utan drastiska miljöförändringar.

En del mossor är marklevande och klarar att konkurrera med kärlväxter direkt på marken, men många arter gynnas av någon slags störning som missgynnar konkurrenskraftiga växter. Fuktiga eller periodvis blöta förhållanden är väldigt viktiga för många arter vilket gör mossorna till en av de artrikaste artgrupperna i sumpskog och på stränder. En stor andel mossor har dessutom specifika krav på särskilda substrat att växa på som ved, klippor och block eller trädstammar. För de mer känsliga rödlistade vedlevande mossorna är grov liggande död ved särskilt viktig och ska helst förekomma i stor mängd.

4.3.2. Trakthyggesbruk

Skogslevande mossor är väl anpassade för att klara skuggiga förhållanden och är generellt känsliga för uttorkning. Slutavverkning är därför en extrem förändring som mycket snabbt påverkar överlevnaden hos mossor. Många arter dör snabbt, särskilt i lägen med hög solinstrålning och på substrat med konvex eller plan yta. I mer solskyddade lägen eller på substrat med konkav yta har mossor en större möjlighet att överleva eller åtminstone klara sig lite bättre⁸⁹. De flesta studier av skogsbrukseffekter på mossor har gjorts på förhållandevis vanliga arter, men några större undersökningar innefattar även en del sällsyntare och mer krävande arter, främst vedarter^{90,91}. Däremot är studierna mycket få som inbegriper mer krävande klipplevande arter.

En mycket påtaglig effekt av slutavverkning är på mossor som lever på block och klippor. I äldre skog är mossfloran på block artrik och blocken upplevs som påtagligt gröna av mossor. När en sådan skog avverkas lyser blocken vita på hygget redan efter något år för att mosstäcket har dött. Den drastiska effekten av en slutavverkning kan förvärras ytterligare om efterföljande sommar blir varm och torr⁹².

Mossor på konvexa substrat, som ved, trädstammar, klippor och block är extra känsliga för effekter av slutavverkning, till och med långt in i kvarlämnade skyddszoner intill vattendrag⁹³. Effekten av intakt skog och vattendragens bidrag till temperatursänkning och ökad fuktighet räcker alltså inte till för att bibehålla mossfloran inuti ett skogsbestånd vid avverkning av kringliggande skog.

⁸⁹ Hylander m.fl. (2005). *Ecological Applications* 15: 674–688.

⁹⁰ Dynesius m.fl. (2009). *Ecology* 90: 1042–1054.

⁹¹ Koelemeijer m.fl. (2022). *Landscape Ecol.* 37: 1839–1853.

⁹² Koelemeijer m.fl. (2022). *Landscape Ecol.* 37: 1839–1853.

⁹³ Hylander m.fl. (2005). *Ecological Applications* 15: 674–688.

Kanteffekterna är stora och effekten är ännu större i kantzoner utan vattendrag. Mossor på trädstammar och död ved påverkas inte bara av uttorkning av själva mossan, utan förvärras även av att substratet blir torrare efter en slutavverkning än i en intakt skog.

4.3.3. Selektiv avverkning

Vid selektiv avverkning bibehålls eller utvecklas en mer flerskiktad skog. Tack vare en mer stabil miljö med beskuggning, lägre temperatur och därmed mindre uttorkning är effekten på mossor mindre negativ än vid slutavverkning. Även selektiv avverkning kan minska mosstäcket på marken och markmossors täckning minskar med ökat timmeruttag, dvs. slutavverkning har en mer drastisk effekt på markmossor än en selektiv avverkning^{94,95}.

På kort sikt är selektiv avverkning mindre negativ för mossor än slutavverkning och skulle kunna vara den skillnad som behövs för att en del mer känsliga arter på till exempel död ved eller klippor ska kunna överleva den initiala hyggesfasen, förutsatt att till exempel veden inte körs sönder vid avverkning eller markberedning. Med en högre initial överlevnad, jämfört med ett hygge, kan förutsättningarna vara något bättre för mossor även på längre sikt. Detta främst för att arterna redan finns på plats och inte behöver återetablera sig i det avverkade beståndet.

4.3.4. Luckhuggning

Vid luckhuggning bibehålls eller utvecklas en mer flerskiktad skog. Tack vare beskuggning, lägre temperatur och därmed mindre uttorkning är effekten på mossor mindre negativ än vid slutavverkning. Det finns en viss negativ effekt på vanligare markmossor mellan luckor och oavverkade delar⁹⁶. Studier på mer krävande mossor saknas, men utifrån studier av kanteffekter från hyggen kommer den negativa effekten öka med ökad storlek på luckor. Alltför stora luckor kommer ha liknande negativa effekter på mossor som mindre hyggen, särskilt för mer uttorkningskänsliga arter. Små luckor innebär inte lika stor uttorkning och riktigt små luckor skulle kunna ha en till viss del positiv effekt för mossor genom att öka variationen i beståndet.

Precis som selektiv avverkning kan luckhuggning ha en mildare inverkan på känsliga mossarter jämfört med slutavverkning, särskilt om luckorna hålls små och ved samt mark behandlas varsamt. På kort sikt bedöms överlevnaden av arter i beståndet vara större jämfört med slutavverkning, vilket skulle öka sannolikheten att mossorna kan kvarstå i området och därmed minska behovet av långväga spridning för återetablering.

4.3.5. Överhållen skärm

Överhållen skärm har visat sig ha en negativ effekt på mossor, särskilt levermossor⁹⁷ och arter på trädstammar och död ved⁹⁸. Av de hyggesfria metoderna förefaller överhållen skärm sämst för mossor eftersom skogen blir mer

⁹⁴ Ekholm m.fl. (2023). *For. Ecol. Manag.* 537: 120920.

⁹⁵ Granhus m.fl. (2024). *NIBIO Rapport* 10: 48.

⁹⁶ Koivula m.fl. (2025). *Springer*. vol. 45: 195–220.

⁹⁷ Tullus m.fl. (2018). *Can. J. For. Res.* 48: 465–472.

⁹⁸ Brunet m.fl. (2010). *Ecological Bulletins* 53: 77–94.

eller mindre enskiktad och därför generellt torrare och har liknande effekter på mossor som slutavverkning, både på kort och lång sikt.



Figur 5. Blåmossa (*Leucobryum glaucum*) växer i tuvor där mycket stora tuvor indikerar lång kontinuitet. Foto: Niklas Lönnell.

4.3.6. Sammanlagd bedömning mossor

Det finns få studier av olika hyggesfria metoders effekter på mossor, men jämfört med slutavverkning är de alla mer positiva för mossor. Främsta orsaken till det är att hyggesfria metoder innebär mindre risk för kraftig uttorkning. För block- och klipplevande mossor kan hyggesfria metoder innebära skillnaden som gör att mosstäcket inte helt dör av efter avverkning. Men var den faktiska gränsen för solexponering och uttorkning går behöver studeras ytterligare för att klargöra hur effektiva de hyggesfria metoderna är att bevara mosstäcket på dessa substrat.

De allra största och mest drastiska effekterna på mossfloran bör ske på kort sikt som en effekt av plötslig uttorkning. Men jämfört med slutavverkning minskas den effekten, särskilt för selektiv avverkning och i viss mån luckhuggning. På längre sikt, i nästa och kommande generationer av skogen, bedöms att en större andel av skogens arter finns kvar lokalt i bestånden, än vid upprepad slutavverkning. Fler arter behöver därför kortare spridningsavstånd för att etablera sig i avverkade delytor, vilket ökar sannolikheten för en mer artrik och genetiskt varierad mossflora än vid slutavverkning.

Eftersom mängden liggande grov död ved förväntas vara relativt oberoende av skogsbruksmetod blir skillnaderna mellan brukningsmetoderna inte så avgörande för vedlevande mossor på lång sikt. Dock finns en risk att mer ved körs sönder om man kör mer i bestånden. Däremot kan överlevnaden hos vedlevande mossor som

redan finns i beståndet gynnas vid åtminstone selektiv avverkning och luckhuggning jämfört med slutavverkning. Men det stora problemet för vedlevande mossor är den stora generella bristen på grov död ved i brukade skogar.

När det gäller hyggesfria metoders effekter på ovanligare naturvårdsarter och rödlistade arter, till exempel arter på klippor och död ved, vet vi mycket lite. Men från studier av kanteffekter i buffertzoner utmed bäckar⁹⁹ och i nyckelbiotoper¹⁰⁰ vet vi att skogar med vattendrag har en mycket mer positiv effekt på mossors överlevnad (även rödlistade arter) än skogar utan vattendrag. Så i torrare skogsmark kan vi trots allt inte förvänta oss att eventuellt förekommande mer känsliga mossor ska kunna klara sig i någon större utsträckning. Däremot kan hyggesfria metoder (särskilt selektiv avverkning eller luckhuggning) visa sig vara mycket bättre än kalavverkning intill buffertzoner utmed vattendrag eller skogliga klippmiljöer. På så sätt skulle uttorkning och andra kanteffekter begränsas i miljöer där de befintliga skyddszonerna idag är alldeles för små. En verklig fördel skulle vara om vissa hyggesfria metoder användes som en extra buffert i anslutning till den normala skyddszonen intill vattendrag. På så sätt skulle uttorkningseffekterna i dessa miljöer minskas markant, vilket skulle gynna ett antal känsliga naturvårdsarter bland mossorna.

4.4. Lavar (Göran Thor)

4.4.1. Allmänt om lavar och deras miljökrav i skog

Lavar – vilka i sig ofta utgörs av flera svamparter som lever tillsammans ihop med olika bakterier, alger och/eller cyanobakterier – avviker från övriga svampar genom att vara ett helt samhälle av arter¹⁰¹ och att de innehåller fotosyntetiserande arter. Den ofta komplexa uppbyggnaden av lavbålen är kanske orsaken till att lavar reagerar snabbt på miljöförändringar som till exempel vattenföroreningar, luftföroreningar, eller ändrade skogsskötsel eller jordbruksmetoder¹⁰².

Av de totalt 308 rödlistade lavarna är det 259 (84%) som förekommer i skog¹⁰³. Vissa av dessa arter förekommer även i andra trädbevuxna miljöer som jordbrukslandskapet eller i parker. Det betyder att skötselformen av trädbevuxen mark har en avgörande betydelse för vilka lavar som är rödlistade i Sverige. I skog förekommer lavar främst på trädstammar och på ved men oftast i lägre grad på marken och på sten (block och klippor). Undantag är torra, öppna och näringsfattiga tallskogar och vissa skogar med höga klippor. I näringsfattiga tallskogar kan marken domineras av främst olika renlavar (*Cladonia*) och på klippväggar kan det finnas en lång rad arter.

Av de drygt 2000 lavararter som är rapporterade från Skandinavien är omkring 900 epifyter – alltså arter som växer på bark eller ved¹⁰⁴ – vilket motsvarar ca. 45%.

⁹⁹ Dynesius m.fl. (2009). Ecology 90: 1042–1054.

¹⁰⁰ Koelemeijer m.fl. (2022). Landscape Ecol. 37: 1839–1853.

¹⁰¹ Spribille m.fl. (2016). Science 353: 488–492.

¹⁰² Thor m.fl. (2017). Fauna & Flora 112: 22–26.

¹⁰³ Thor m.fl. (2020). Rödlistade arter i Sverige pp. 89–96. ArtDatabanken, SLU.

¹⁰⁴ Spribille m.fl. (2008) Ecography 31: 741–750.

Epifytiska lavar har hyfer i barken eller veden och många arter är värdspecifika. Gran utmärker sig som den trädart i Sverige vilken är viktig för flest lavararter (600 arter)¹⁰⁵. Speciellt hos skorplavar kan hela eller stora delar av bålen vara insänkt i barken eller veden, medan endast en mindre del av bålen är insänkt hos blad- och busklavar. Omkring 5% av alla epifytiska lavar i Sverige är obligat knutna till död ved, och många fler kan ibland växa där. Ved är också ett substrat som kan variera stort vad gäller till exempel ålder, hårdhet, exponering, lutning, diameter, höjd över marken, näringsinnehåll och vattenhalt. Alla dessa variabler påverkar lavfloran. Hård och kådimpregnerad, gammal tallved (keloved eller törved) är numera ovanlig, men ett flertal lavar växer huvudsakligen på detta underlag och dessa är ofta rödlistade¹⁰⁶.

Det som styr om man kan hitta en lavart på ett visst träd är sannolikt en eller flera av följande faktorer i kombination: (1) barkens pH, ålder, temperatur, struktur och sammansättning; (2) solexponering; (3) markhistorik och markskötsel; (4) hur frekvent barken betas av sniglar och snäckor; samt (5) om vatten finns i form av vätska eller gas där lavar med grönalger förekommer där det är hög luftfuktighet, medan lavar med cyanobakterier förekommer där vatten finns som vätska (regndroppar eller rinnande vatten)¹⁰⁷. Detta resulterar också i att höjden över marken kan påverka om en art förekommer eller inte. Medan vissa arter bara växer vid markytan finns andra arter upp till ögonhöjd eller ännu högre upp. Fortfarande är dock lavfloran uppe i trädkronorna dåligt studerad men graden av solexponering är en avgörande faktor för många lavar¹⁰⁸. Att äldre träd hyser fler arter kan förklaras med att det finns fler mikrohabitat på äldre träd¹⁰⁹ men även att ökad trädålder medför ökad sannolikhet för etablering, vilket framför allt är betydelsefullt för spridningsbegränsade arter. Detta styrks av en studie på ask i södra Sverige visar att lavar som förekommer på gamla träd hade större sporer och tjockare bål än arter på unga träd¹¹⁰. Utöver skötselmetod är säkerligen skötselhistoriken av betydelse, liksom lavfloran i det omgivande landskapet men kunskapen om dessa faktorer är idag praktiskt taget obefintlig. Förekomsten av ett fuktigt och skuggigt mikroklimat kan också vara avgörande för vissa lavar.

4.4.2. Trakthyggesbruk

Trakthyggesbruk i boreal skog försämrar generellt både för marklavar och hänglavar genom mer snabbväxande och tätare skogar^{111,112}. Vid slutavverkning av bestånd med trakthyggesbruk gynnas på kort sikt (0–5 år) framför allt snabba kolonisatörer på klen, nyskapad ved (grot) liksom på de lågstubbar och den blottade mark som skapats. Marklevande skogsarter slås ofta ut helt då ljusälskande kärlväxter som mjölke, hallon, piprör och kruståtel ökar. Markberedning påverkar främst markväxande lavar men även vedlevande lavar, och då mer indirekt genom till exempel sönderkörning. Det finns en studie i granskog i södra Finland som indikerar en ökning av antalet lavar 10 år efter

¹⁰⁵ Sundberg m.fl. (2019). ArtDatabanken Rapporterar 22, SLU.

¹⁰⁶ Santaniello m.fl. (2017). Biod. and Conserv. 26: 1295–1310.

¹⁰⁷ Sundberg m.fl. (2019). ArtDatabanken Rapporterar 22, SLU.

¹⁰⁸ Färber m.fl. (2014). Ecology 95: 1464–1471.

¹⁰⁹ Thor m.fl. (2010). Biod. and Conserv. 19: 2307–2328.

¹¹⁰ Johansson m.fl. (2007). Ecoscience 14: 81–91.

¹¹¹ Berg m.fl. (2008). For. Ecol. Manag. 256: 1009–1020.

¹¹² Esseen & Coxson (2024). For. Ecol. Manag. 572: 122319.

slutavverkning¹¹³. Dock ska denna studie tolkas med viss försiktighet då bara stora blad- och busklavar växande på mark inventerades. Skorplavar liksom lavar på ved (till exempel grot samt låg- och högstubbar) och kvarlämnade träd inventerades inte. Liknande resultat redovisas i en studie i Kanada¹¹⁴ som visade att flera lavar koloniserade mineraljord och störda ytor fem år efter avverkning. De arter som noterades i dessa två studier gynnas kortsiktigt av ett ökat ljusinsläpp men kommer sannolikt att förekomma mindre abundant eller försvinna helt när ett nytt skogsbestånd sluter sig. Pionjärarter av skorplavar på mark har sannolikt ett uppslag efter 5–10 år efter slutavverkning, åtminstone i näringsfattiga bestånd där täckningsgraden av kärlväxter blir låg men det finns inga publicerade studier på detta. Ökat ljusinsläpp efter gallring påverkar sannolikt ljusgynnade lavar positivt¹¹⁵. Det finns få inventeringar av barrskogar etablerade efter plantering i Sverige förutom en studie i Uppland där 40–70-åriga bestånd med tall och gran inventerades¹¹⁶. Enbart vanliga lavar hittades och ingen var rödlistad.

4.4.3. Selektiv avverkning

Selektiv avverkning är den hyggesfria metod som har minst negativa effekt på skuggtåliga lavar då metoden innebär kontinuerlig tillgång till substrat och skugga. Detta gäller speciellt om det finns evighetsträd i beståndet då ljusmängden blir något lägre än vid en friställning efter slutavverkning. En studie i finska Lappland jämförde luckhuggning och selektiv avverkning och där var luckhuggning något mer positivt för hänglavar¹¹⁷. Tillväxten hos de två hänglavarna garnlav (*Alectoria sarmentosa*) och talltagel (*Bryoria fremontii*) ökar efter en selektiv avverkning med 30%¹¹⁸. En studie i Finland visade att marklevande lavar blev färre vid slutavverkning, skärmställning, och luckhuggning men inte vid selektiv avverkning¹¹⁹. Det finns en rapport om en artrik lavflora i selektivt avverkat skogar i Estland¹²⁰. Denna studie är utförd i blandbestånd vilka slutavverkades omkring 1910 och därefter har framför allt gran liksom enstaka lövträd avverkats. Under förutsättning att markberedning inte utförs och fasta körvägar används är selektiv avverkning en möjlighet att skydda förekomster med rödlistade arter på keloved (törved). Keloved hyser flera rödlistade lavar och flera av dessa har visat sig klara hyggesfasen väl efter en slutavverkning¹²¹ men förekomsterna förstörs i hög grad vid körning och markberedning¹²². Det finns inga studier om hur dessa arter klarar perioderna med täta ung- och röjningsskogar. Det är angeläget att om keloved förekommer i bestånd med hyggesfritt skogsbruk ska denna sparas och om möjligt flyttas från fasta körvägar alternativt att körvägar inte anläggs där keloved finns. Keloved finns dock bara om det funnits tall i tidigare bestånd. Selektiv avverkning skulle

¹¹³ Vanha-Majamaa m.fl. (2017). For. Ecol. Manag. 393: 12–28.

¹¹⁴ Newmaster & Bell (2002). Can. J. For. Res. 32: 38–51.

¹¹⁵ Gauslaa & Solhaug (1996). Functional Ecology 10: 344–354.

¹¹⁶ Klein m.fl. (2020). For. Ecol. Manag. 473: 118327.

¹¹⁷ Rikkonen m.fl. (2023). For. Ecol. Manag. 529: 120651.

¹¹⁸ Esseen & Coxson (2024). For. Ecol. Manag. 572: 122319.

¹¹⁹ Vanha-Majamaa m.fl. (2017). For. Ecol. Manag. 393: 12–28.

¹²⁰ Lohmus m.fl. (2012). Nova Hedwigia 95: 4932–515.

¹²¹ Santaniello m.fl. (2017). Biod. and Conserv. 26: 1295–1310.

¹²² Larsson-Ekström m.fl. (2023). Biological Conservation 288: 110363.

inte skapa ny keloved men kvarvarande keloved kan finnas kvar under hundratal år.

4.4.4. Luckhuggning

Det finns få studier över vilka lavar som förekommer i luckhuggna bestånd, men sannolikt skulle arter med dålig förmåga till långspridning gynnas. Det finns dock få studier som visar vilka arter detta är men sannolikt gynnar detta främst arter som sprids vegetativt, dvs. de som sprider sig via fragmentering, isidier eller soredier. Det finns åtminstone en studie från Sverige vilken indikerar att en sporspridd art (signalarten gul dropplav *Cliostomum corrugatum*) snarare är habitatbegränsad än spridningsbegränsad¹²³. Å andra sidan finns det indikationer på att lunglav (*Lobaria pulmonaria*) vilken huvudsakligen sprids vegetativt snarare är spridningsbegränsad än habitatbegränsad och att vegetativa spridningsenheter oftast bara sprids något hundratal meter¹²⁴. Dessa resultat har bekräftats av andra studier men det finns också studier som visar att sporer från lunglav (bildas dock sällan) sannolikt kan spridas längre avstånd¹²⁵. Troligen hör flera hänglavar, dvs. arter i släktena garnlavar (*Alectoria*), tagellavar (*Bryoria*) och skägglavar (*Usnea*) till de lavar som huvudsakligen sprids över korta avstånd¹²⁶ varför dessa skulle gynnas. Detta gäller sannolikt både vid stora och små luckor men det finns inga studier på detta för lavar. Ett examensarbete har studerat effekten av luckhuggning med friställning av asp och sälj efter åtta år på några naturvårdsintressanta epifytiska lavar i Västerbottens och Västernorrlands län¹²⁷. Resultaten indikerar att i detta fall var luckhuggning gynnsam för frekvensen av lunglav (*Lobaria pulmonaria*) och bårdlav (*Nephroma parile*) medan frekvensen av skinnlav (*Leptogium saturninum*), knopplavar (*Biatora*) och stuplav (*Nephroma bellum*) inte hade påverkats. Dock är det sannolikt att beroende på procentuellt uttag vid avverkning så kan resultatet skifta.

Hänglavar visar ofta en tydlig vertikal zonering med mörka tagellavar (*Bryoria*) främst i övre delen av trädet medan den ljusare garnlav (*Alectoria sarmentosa*) förekommer i nedre delen av trädet¹²⁸. Det finns ett examensarbete utfört nära Gällivare som visar på etablering av tagellavar (*Bryoria*) vid schackruteavverkning¹²⁹. En studie i finska Lappland jämförde luckhuggning och selektiv avverkning och där var luckhuggning något mer positivt för hänglavar¹³⁰. Dessutom visade denna studie att hänglavar främst förekom på gran och att förekomsten av markväxande lavar vilka indikerade torra skogsbestånd minskade sannolikheten för att hänglavar skulle förekomma. Slutligen visade studien att bestånd med luckhuggning eller selektiv avverkning hade mer hänglav än unga skogar uppkomna efter trakthyggesbruk men mindre hänglav än avverkningsmogna, likåldriga skogsbestånd.

¹²³ Lättman m.fl. (2009). Biological Conservation 142: 1870–1878.

¹²⁴ Öckinger m.fl. (2005). Biod. and Conserv. 14: 759–773.

¹²⁵ Ronnås m.fl. (2017). New Phytologist 216: 216–226.

¹²⁶ Dettki (1998). Sauteria 9: 123–131.

¹²⁷ Michold (2020). Examensarbete, SLU.

¹²⁸ Esseen & Coxson (2024). For. Ecol. Manag. 572: 122319.

¹²⁹ Ackemo (2018). Examensarbete, SLU.

¹³⁰ Rikonen m.fl. (2023). For. Ecol. Manag. 529: 120651.

Sjuttio år av skogsbruk med luckhuggning, skärmställning och/eller selektiv avverkning i Estland hade en negativ effekt på artsammansättningen av lavar på barrträd, jämfört med områden som aldrig huggits i mycket artfattiga sandtallskogar. Utöver detta minskade abundansen av två arter i släktet nållavar (*Chaenotheca*)¹³¹.



Figur 6. Arter som främst sprids vegetativt på korta avstånd, exempelvis tagellavar (*Bryoria*), kan lättare etablera sig på nya träd vid hyggesfri skötsel då stora träd med lavar blandas med små träd. Foto: Svante Hultengren.

4.4.5. Överhållen skärm

Vid slutavverkning gynnas på kort sikt (upp till omkring 10 år) framför allt snabba kolonisatörer på den klena, nyskapade veden liksom på de lågstubbar som skapats. Marklevande skogsarter slås ofta ut helt då ljusälskande kärlväxter som mjölke, hallon, piprör och kruståtel ökar (se ovan). Effekterna på lavfloran av överhållen skärm beror sannolikt på tätheten av skärmen och om markberedning utförs eller inte men det finns inga studier på detta. Markberedning påverkar främst markväxande lavar men även vedlevande lavar men då mer indirekt (se ovan). Det finns en studie i granskog i södra Finland som indikerar en ökning av antalet lavar i skärmställda bestånd 10 år efter slutavverkning¹³². Dock ska denna studie tolkas med viss försiktighet då bara stora blad- och busklavar växande på mark inventerades. Skorplavar liksom lavar på ved (till exempel grot samt låg- och högstubbar) och kvarlämnade träd inventerades inte. De arter som noterades gynnas kortsiktigt av ett ökat ljusinsläpp men kommer sannolikt att förekomma mindre abundant eller försvinna helt när ett nytt skogsbestånd sluter sig.

¹³¹ Tullus m.fl. (2020). Can. J. For. Res. 50: 1268–1280.

¹³² Vanha-Majamaa m.fl. (2017). For. Ecol. Manag. 393: 12–28.

Pionjärarter av skorplavar på mark har sannolikt ett uppslag 5–10 år efter slutavverkning, åtminstone i näringsfattiga bestånd där täckningsgraden av kärlväxter blir låg men det finns inga publicerade studier på detta.

4.4.6. Sammanlagd bedömning lavar

Det finns begränsat med forskning på lavar och olika typer av hyggesfritt skogsbruk men många lavar missgynnas av skogsbrukets täta skogar och dessa arter skulle kunna gynnas av ett hyggesfritt skogsbruk. Hyggesfritt skogsbruk kommer alltså sannolikt framför allt gynna arter vilka främst förekommer i halvöppna skogar. Troligen skulle arter vilka främst sprids korta avstånd att gynnas. Det finns dock få studier som visar vilka arter detta är men sannolikt gynnar detta främst arter som sprids vegetativt, dvs. framför allt arter som sprider sig via fragmentering, isidier eller soredier. Hit hör till exempel hänglavar och då renen betar hänglavar under vintern kan hyggesfritt skogsbruk sannolikt gynna renen genom att tagellavar kan etablera sig på hela trädet och därmed finns mer hänglav för renen att beta. En studie från Kanada visar att tre arter av marklav (renlavar *Cladonia*) gynnades av selektiv avverkning vilket förklaras med att ingen markberedning sker samt att det över tid är en mer stabil miljö¹³³.

I jämförelse med fri utveckling kommer varken selektiv avverkning, luckhuggning eller överhållen skärm sannolikt att gynna rödlistade lavar. Rödlistade epifytiska arter är i hög grad knutna till träd som skogsnäringen klassar som överåriga. Att spara evighetsträd är därför i all typ av skog en åtgärd som gynnar en hög mångfald av lavar. Undantaget är möjligen lavar på keloved, men detta endast under förutsättning av att det funnits tall i tidigare bestånd, att fasta körvägar används och ingen markberedning utförs. Det är angeläget att om keloved förekommer i bestånd med hyggesfritt skogsbruk ska denna sparas och om möjligt flyttas från fasta körvägar.

4.5. Svampar (Elisabet Ottosson)

Det finns olika ekologiska grupper av svampar i Sverige, men i den här rapporten tar vi upp två utav dem, svampar som bildar ektomykorrhiza och vedlevande svampar. Bakgrunden till avgränsningen är att det är främst inom dessa grupper där vi vet mest om hur de påverkas av skogsbruk.

4.5.1. Mykorrhizasvampar

4.5.1.1. Allmänt om mykorrhizasvampar och deras miljökrav i skog

Ektomykorrhizasvampar är till största delen knutna till skog och lever i symbios med levande träd. En del arter kan växa med både löv- och barrträd, några växer framför allt med barr eller lövträd och ytterligare arter bildar mykorrhiza med enbart en trädart. Vissa arter verkar klara störda förhållanden liknande de som uppstår efter en slutavverkning med exempelvis ökad kvävetillgång. Andra arter förekommer främst i mer stabila miljöer såsom äldre skog. Av de arter som är rödlistade förekommer majoriteten främst i skogar med liten påverkan av trakthyggesbruk.

¹³³ Boudreault m.fl. (2013). For. Ecol. Manag. 304: 473–481.

Mykorrhizasvamparna är helt beroende av sin symbios med värdträden. Vid en avverkning av träden de växer med försvinner förutsättningarna för dem och deras mycel tynar bort och dör. De enda mykorrhizasvamparna som kan överleva en avverkning är de som är associerade med kvarstående träd och småplantor. Mycelet kan under en kort period överleva på avverkningssubbarnas rötter, men efter en säsong har i stort sett alla svampar försvunnit^{134,135}. Återetableringen av svampar efter en avverkning sker främst genom sporspridning från svampar i närområdet. Även om en fruktkropp producerar stora mängder sporer kommer majoriteten av sporerna inte längre än några meter från fruktkroppen.

Studierna som undersökt de olika skötselmetodernas inverkan på marksvampssamhällen använder sig framför allt av DNA-sekvensering av markprover. Genom att ta markprover får man information om arter som är relativt vanliga. I naturvårdssammanhang är man ofta intresserad av att undersöka förekomsten av rödlistade arter eller signalarter. De är ofta mer ovanliga arter, och sannolikheten att detektera dem med DNA-teknik är försvinnande liten. Vill man undersöka effekten på ovanligare arter måste man inventera deras fruktkroppar.

4.5.1.2. Trakthyggesbruk

På kort sikt, 0–5 år efter en slutavverkning har majoriteten av mykorrhizasvamparna dött och åren efter avverkning domineras markens svampsamhällen av nedbrytarsvampar^{136,137}. Mykorrhizasvampars mycel överlever på rötterna av lämnade hänsynsträd, på trädplantor och längs hyggeskanterna¹³⁸. Framför allt är det vanliga arter som har chans att överleva, helt enkelt eftersom de är mer frekventa har störst sannolikhet att växa med de träd och trädplantor som lämnas. Allteftersom nya träd etableras, fotosyntesen och därmed trädets energiflöde till rötterna ökar, så ökar även andelen mykorrhizasvampar gentemot nedbrytarsvampar succesivt. Rötterna hos både kvarlämnade träd och uppväxande trädplantor är försedda med mykorrhiza i princip hela tiden. Eftersom sporspridning är begränsad till korta avstånd, sker den huvudsakliga återetableringen från svampsamhällen i skogar som ligger i hyggets omedelbara närhet. Vanliga arter som förekommer mer frekvent i landskapet återetableras snabbt medan sannolikheten är låg för ovanliga arter.

Det tar mellan 50 och 90 år innan artsammansättningen av vanligare arter i mykorrhizasvampsamhället i tidigare avverkad skog liknar den i äldre skog¹³⁹. I Skandinavien är det främst tallskogar som studerats. Arters förutsättningar att återetableras varierar mycket, vilket gör det svårt att generalisera. Förutom den stora förändring som avverkning av värdträden medför, påverkar en slutavverkning även markförhållandena, vilket i sin tur påverkar artsammansättningen av mykorrhizasvampar. Kvävetillgången ökar efter slutavverkning, och förhöjt mark-pH kan påvisas även efter ca. 50 år. Studier har visat att arter inom vissa släkten, till exempel de vanligt förekommande arterna inom skinnsvampssläktena *Tylospora* och *Piloderma* klarar de markförhållanden

¹³⁴ Harvey m.fl. (1980). Can. J. For. Res. 10: 300–303.

¹³⁵ Kyaschenko m.fl. (2017). Ecology Letters 20: 1546–1555.

¹³⁶ Wallander m.fl. (2010). New Phytologist 87: 1124–1134.

¹³⁷ Kyaschenko m.fl. (2017). Ecology Letters 20: 1546–1555.

¹³⁸ Varenius m.fl. (2016). For. Ecol. Manag. 380: 41–49.

¹³⁹ Varenius m.fl. (2016). For. Ecol. Manag. 380: 41–49.

som uppstår under hyggesfasen och kan kolonisera rötter redan i yngre bestånd (12–34 år)¹⁴⁰. När trädsiktet har slutit sig är tillväxten av mykorrhizasvamparna som störst¹⁴¹. Arter inom andra släkten som riskor (*Lactarius*), kremlor (*Russula*) och spindelskivlingar (*Cortinarius*) verkar inte förekomma i lika stor utsträckning i unga bestånd utan etableras först efter runt 20 år för att därefter successivt bli vanligare och dominera mykorrhizasvampsamhällena i över 100-årig skog¹⁴².

4.5.1.3. Selektiv avverkning

Eftersom fler träd sparas vid selektiv avverkning, är detta den hyggesfria metod där mykorrhizasvampar har störst chans att överleva. Ett större antal lämnade träd innebär att tillgången till rötter finns kvar, vilket samtidigt ökar sannolikheten att ovanligare arter överlever en avverkning, både i det korta och långa perspektivet. Studier har även utförts i tallskog med naturvårdande skötsel (50% av träden sparades). Fem år efter avverkning fann man att förekomsten av mykorrhizasvampar utgjorde liknande andelar av den totala mängden svamp i marken som i icke-avverkade ytor¹⁴³.

Förutom mängden och artsammansättningen av träd skiljer sig även markförhållandena i selektivt avverkade bestånd från slutavverkade ytor¹⁴⁴. Detta påverkar i sin tur både sammansättningen av arter och funktionella grupper av marksvampar, inklusive abundans och mångfald av mykorrhizasvampar¹⁴⁵. Däremot skiljde sig inte de markförhållanden som uppmäts i selektivt avverkade bestånd från orörda kontroller i studier av grandominerade skogar¹⁴⁶.

4.5.1.4. Luckhuggning

När det gäller luckhuggning finns inga direkta studier som följt mykorrhizasvampar i sådana bestånd. Det man kan förvänta sig är att artsammansättningen påverkas av luckornas storlek. Sporspridning och spridning med mycel från arter som överlevt längs luckans kanter¹⁴⁷ och kvarlämnade hänsynsträd¹⁴⁸ förväntas spela stor roll på arters sannolikhet att återkolonisera luckan. Fem år efter avverkning i tallskog minskar mängden mykorrhizamycel när avståndet till närmsta levande träd översteg 5 m, vilket motsvarar avståndet inom vilket merparten av ett träds rotsystem finns¹⁴⁹. Även mängden mycel minskade med avståndet från levande träd. Vid mindre luckor skulle återetableringen från omgivande skog därför förväntas gå snabbare, samtidigt som sannolikheten att även ovanligare arter kan växa in från omgivande bestånd ökar. Samtidigt förväntas artsammansättningen i stora luckor mer likna den på hyggen. På längre sikt när nya luckor successivt tas upp i beståndet skulle möjligheten för ovanligare arter att fortleva och etablera sig ändå kunna minska, framför allt i stora luckor, eftersom de äldre träden succesivt huggs ut i de nyupptagna luckorna.

¹⁴⁰ Kyaschenko m.fl. (2017). Ecology Letters 20: 1546–1555.

¹⁴¹ Wallander m.fl. (2010). New Phytologist 87: 1124–1134.

¹⁴² Kyaschenko m.fl. (2017). Ecology Letters 20: 1546–1555.

¹⁴³ Djupström m.fl. (2022). Skogforsk Arbetsrapport 1116–2022.

¹⁴⁴ Kim m.fl. (2021). For. Ecol. Manag. 480: 118659.

¹⁴⁵ Jones m.fl. (2003). New Phytologist 157: 399–422.

¹⁴⁶ Kim m.fl. (2021). For. Ecol. Manag. 480: 118659.

¹⁴⁷ Cline m.fl. (2005). New Phytologist 166: 993–1009.

¹⁴⁸ Varenus m.fl. (2017). FEMS Microb. Ecology 93: fix105.

¹⁴⁹ Djupström m.fl. (2022). Skogforsk Arbetsrapport 1116–2022.



Figur 7. Orange taggsvamp (*Hydnellum aurantiacum*) bildar mykorrhiza med barrträd och förekommer främst i äldre skogar med lång kontinuitet. Foto: Elisabet Ottosson.

4.5.1.5. Överhållen skärm

Det finns inga studier som direkt studerat effekter på mykorrhizasvampar vid överhållen skärm, det närmsta är studier från bestånd som föryngrats med skärmställning och där skärmträden avverkades efter 20 år^{150,151}. I våra bedömningar om överhållen skärm utgår vi från att skärmträden fortfarande står kvar 30–50 år efter att den lämnats och föryngringen påbörjats. Under dessa förutsättningar kan sannolikt de vanliga arterna fortleva i beståndet. Ju fler skärmträd som sparas som evighetsträd desto högre är sannolikheten att även ovanligare arter kan fortleva. I vårt scenario utgår vi från Skogsstyrelsens definition av hyggesfritt att 25 träd per ha sparas utöver den generella hänsynen, och att minst 10 av dessa finns kvar som evighetsträd efter 60–70 år. Under de decennier som skärmträden står kvar hinner sannolikt mykorrhizan från de kvarlämnade skärmträden med att kolonisera fröplantornas/de yngre trädens rötter. Studier från andra skogstyper där uppväxande plantor koloniserats av

¹⁵⁰ Kårén (1997). Avhandling, SLU. Publikation No. 1997: 33.

¹⁵¹ Varenius m.fl. (2016). For. Ecol. Manag. 380: 41–49.

samma uppsättning av närliggande träd tyder på detta^{152,153}. Närheten till de kvarstående träden är avgörande. Hur väl naturvårdsarter och ovanliga arter klarar ett skogsbruk med överhållen skärm är svårare att säga något om.

4.5.1.6. Sammanlagd bedömning mykorrhizasvampar

Förhållandet mellan andel kvarstående träd efter en avverkning och mängden mycel och antal arter av mykorrhizasvampar är mer eller mindre linjärt¹⁵⁴. Mykorrhizasvampars mycel kan bli gamla och leva vidare över många decennier så länge som det kontinuerligt finns tillgång till trädens rötter i ett bestånd. Av detta följer att de hyggesfria metodernas effekt avgörs av mängden och närheten till kvarvarande träd efter ett ingrepp. Selektiv avverkning möjliggör en kontinuerlig tillgång till värdräd i beståndet, och bedöms vara det hyggesfria alternativ som bäst bevarar svamparter på beståndsnivå. Ju fler träd som sparas desto större är sannolikheten att ovanliga arter överlever (givet att de finns i beståndet). Eftersom återetablering främst sker med mycel från svampar från närliggande trädets rötter kommer även mindre luckor kunna återkoloniserars från intilliggande träd, givet att tillräcklig tid går mellan att nya luckor tas upp intill en redan avverkad lucka. Förutsatt att en tillräcklig mängd träd i den överhållna skärmen sparas som tillräckligt länge för att mykorrhizasvampar kan kolonisera de uppväxande trädens rötter kan vanliga mykorrhizasvampar fortleva i beståndet. I stora luckor bedöms, liksom på hyggen, att alla vanligare arter i mykorrhizasvampsamhället återhämtar sig inom en omloppstid. Sannolikheten att ovanligare arter skall åter- eller nyetableras är låg.

4.5.2. Vedsvampar

4.5.2.1. Allmänt om vedsvampar och deras miljökrav i skog

Tidigare studier av vedsvampar i boreala skogar innefattar till största delen tickor och ett urval vedlevande skinnsvampar som bildar tydliga fruktkroppar. Studierna visar att sammansättningen och artrikedomen av vedsvampar beror på mängden och tillgången på lämpliga kvaliteter av död ved, såsom trädart, vedens dimension och nedbrytningsstadium¹⁵⁵. När det gäller rödlistade vedsvampar har flera studier konstaterat att rödlistade vedsvampar knappt förekommer i bestånd med mindre än 20 m³ död ved men att också graden av kontinuitet och tillgång på vedsubstrat i det omgivande landskapet är viktigt¹⁵⁶. Mängden och kvaliteten på den döda veden påverkas vid en avverkning oavsett avverkningsmetod. I våra scenarier anges att mängden död ved inte skiljer sig från bestånd brukade med trakthyggesbruk i någon av de hyggesfria metoderna (tabell 2, 3, 4 och 5) eftersom utgångspunkten i uppdraget är att reglerna för skogscertifiering följs och att regelmässig hänsyn för död ved lämnas.

4.5.2.2. Trakthyggesbruk

Vid slutavverkning av ett bestånd skapas en puls av död ved, framför allt i form av ved av klenare dimensioner (grot) och grövre ved i form av stubbar. För arter som är lätt spridda i landskapet innebär den ökade tillgången också att antalet

¹⁵² Cline m.fl. (2005). *New Phytologist* 166: 993–1009.

¹⁵³ Heinonsalo m.fl. (2007). *Can. J. For. Res.* 37: 415–429.

¹⁵⁴ Sterkenburg m.fl. (2019). *J. Applied Ecology* 56: 1367–1378.

¹⁵⁵ Junninen & Komonen (2011). *Biological Conservation* 144: 11–20.

¹⁵⁶ Nordén m.fl. (2018). *Ecological Indicators* 91: 138–148.

vedlevande svamparter ökar några år efter att hygget tagits upp. Den här fasen är relativt kort eftersom veden bryts ned efter 10–15 år¹⁵⁷ och på hyggen som är mellan 15–30 år gamla infaller den mest kritiska bristen av lämpliga vedsubstrat för flera vedlevande organismer. Förutom den plötsliga förändringen som ett hygge i sig själv medför, innebär den efterföljande markberedningen att majoriteten av grov död ved i framskridna nedbrytningsstadier förstörs. En studie från Finland visar att 65% av all grov död ved förstörs vid efterföljande markberedning av hyggen. Motsvarande siffra för grov död ved i framskridna nedbrytningsstadier är 88%¹⁵⁸. Svenska studier saknas, men siffrorna bedöms vara i samma storleksordning.

4.5.2.3. Selektiv avverkning

I en av de få studier som undersökt korttidseffekterna på förekomsten av vedsvampar före och efter avverkning med olika metoder, var antalet dödvedssubstrat den faktor som förklarade antalet arter oavsett skötselmetod¹⁵⁹. På hyggen ökade antalet stubbar och grenar vilket gynnade vanliga störningsgynnade arter i landskapet som snabbt kan sprida sig till och etableras i nya vedsubstrat. Dock var dessa substrat kortlivade och stubbarna och grenarna minskade i antal redan efter 7 år på hyggena. Samtidigt var volymen av naturlig grov död ved lägre på hyggen jämfört med selektivt huggna bestånd och var också den typ av substrat som hyste flest arter. Grov död ved är tidigare känt som det substrat som hyser flest antal hotade vedsvampar¹⁶⁰. Ytterligare en studie har undersökt vedfungan i selektivt avverkat bestånd¹⁶¹. Mellan 3–4 år efter avverkning skilde sig inte artsammansättningen mellan de selektivt avverkat bestånden och obrukade bestånd.

På längre sikt kan tillgången död ved förväntas vara mer stabil över tid i selektivt huggna bestånd medan död ved produceras mer stötvis i ett trakthyggesbruk och då främst i form av avverkningsstubbar och avverkningsrester¹⁶², substrat som framför allt nyttjas av vanliga och lättspredda generalister bland vedsvamparna¹⁶³. Men även i selektivt huggna bestånd resulterar ett kontinuerligt uttag av grova träd så småningom i en brist på grov död ved och effekterna på sammansättningen av vedsvampar är fortsatt påtagliga 50–100 år senare. I studier av vedsvampar i tidigare blädade skogar med ett virkesuttag på ca. 50% av beståndet är förekomsten av grova lågor i framskridna nedbrytningsstadier färre jämfört med obrukade skogar, vilket också innebär färre hotade vedsvampar jämfört med obrukade skogar^{164,165}.

¹⁵⁷ Ranius m.fl. (2013). *For. Ecol. Manag.* 182: 13–29.

¹⁵⁸ Hautala m.fl. (2004). *Biod. and Cons.* 13: 1541–1554.

¹⁵⁹ Pasanen m.fl. (2019). *Scand. J. For. Res.* 34: 557–568.

¹⁶⁰ Junninen & Komonen (2011). *Biological Conservation* 144: 11–20.

¹⁶¹ Ekholm m.fl. (2022). *Ambio* 51: 2478–2495.

¹⁶² Hannerz m.fl. (2017) *Future Forests rapportserie 2017: 1*, SLU.

¹⁶³ Berglund m.fl. (2011). *Ecography* 34: 864–875.

¹⁶⁴ Sippola m.fl. (2004). *Scand. J. For. Res.* 19: 152–163.

¹⁶⁵ Bader m.fl. (1995). *Biological Conservation* 73: 355–362.



Figur 8. Narrtagging (*Hydnocristella himantia*) växer på död ved i fuktig miljö. Foto: Michael Krikorev.

4.5.2.4. Luckhuggning

I en studie undersöktes effekter på vedsvampar i luckhuggna bestånd med mindre (0,12 ha) och större (0,3 ha) luckor¹⁶⁶. I de luckhuggna bestånden liknade antalet arter den på hyggen mest. Sammansättningen av arter som koloniserade död ved i de luckhuggna bestånden efter sju år bestod främst av vanliga arter som är talrika på landskapsnivå och kan snabbt kolonisera ny död ved. Därför var det antalet dödvedsobjekt som hade störst påverkan på antal vedsvampsarter och inte vilken skötselmetod som använts. I studien markbereddes inte ytorna vilket skiljer sig från förutsättningarna i denna sammanställning. Utöver denna studie saknas uppföljning av vedsvampar i luckhuggna bestånd.

4.5.2.5. Överhållen skärm

Det finns inga direkta studier på vedfungan i skärnhuggna bestånd. De kvarstående träden förväntas skapa mer heterogenitet i beståndets öppenhet. Solinstrålning påverkar framför allt sammansättningen av vedsvampssamhällen på död ved genom att arter som tål den uttorkande effekten gynnas¹⁶⁷. Dessa arter är knutna till öppna miljöer som uppstår efter en störning och effekten syns i det allra tidigaste stadiet av nedbrytning. När veden bryts ned försvinner de här tidiga arterna, och därför förväntas vedsvampar påverkas i liten grad av beståndets öppenhet och mer på tillgången av död ved.

I en studie från Estland undersöktes tillgången till död ved i bestånd med olika avverkningssintensitet och andel skärmträd. I studien sågs ingen skillnad i totala mängden död ved jämfört med trakthyggesbruk¹⁶⁸. Sättet avverkningarna utfördes

¹⁶⁶ Pasanen m.fl. (2019). Scand. J. For. Res. 34: 557–568.

¹⁶⁷ Krah m.fl. (2018). J. of Ecology 106: 1428–1442.

¹⁶⁸ Rosenvald m.fl. (2018). For. Ecol. Manag. 429: 375–383.

på kan dock inte översättas direkt till de olika metoder som beskrivs i den här rapporten.

4.5.2.6. Sammanlagd bedömning vedsvampar

Förekomsten av vedsvampar främst påverkas av tillgången till död ved, oavsett skötselmetod. Markberedning, som görs både i slutavverkning, skärmhuggna och luckhuggna bestånd innebär att grov död ved i olika nedbrytningsstadier förstörs. Skötselmetoder som selektiv avverkning kan potentiellt orsaka mindre skador på känsliga vedsubstrat i och med att markberedning inte sker och att man håller sig till samma stickvägar när man kör i beståndet. Det kontinuerliga uttaget av de grövsta träden innebär också att man kontinuerligt behöver märka ut nya hänsynsträd för att tillgången på grov död ska säkras på lång sikt.

4.6. Terrestra evertebrater: Insekter och spindeldjur

Inom grupperna terrestra evertebrater finns ett mycket stort antal arter och grupper med olika ekologiska nischer. I denna rapport bedöms påverkan av skogsbruk på ett urval av dessa grupper (fjärilar, skalbaggar, steklar). Urvalet baseras på att det finns mest kunskap om dessa grupper och de täcker in många olika ekologiska nischer. Påverkan på övriga arter som inte passar in i dessa stora grupper beskrivs kortfattat i delen övriga terrestra evertebrater.

4.6.1. Fjärilar (Karin Ahrné)

4.6.1.1. Allmänt om fjärilar och deras miljökrav i skog

För 1400 (ca. 52%) av landets fjärilsarter är skog en viktig landskapstyp. Bland dessa är majoriteten (drygt 1200 arter) knutna till lövskog medan barrskog är viktig för drygt 350 arter och löv-barrblandskog för ca. 50 arter. Liksom för fjärilar generellt är den absoluta majoriteten (> 95%) av skogsarterna herbivorer och lever som larver av levande växtdelar. Ett fåtal arter lever som larver på lavar, varav några även kan utnyttja mossor eller svamp, medan andra arter enbart lever av svamp (i huvudsak tickor) och några arter är saprotrofer (och lever till exempel i fågelbon och myrstackar). I likhet med steklar, men till skillnad från till exempel skalbaggar är endast ett fåtal arter beroende av död ved. Fjärilar genomgår fullständig metamorfos (förvandling) med fyra helt olika stadier: ägg, larv, puppa och fullbildad fjäril och är i de olika stadierna beroende av olika typer av resurser. De flesta arterna är som larver knutna till en eller flera värdväxter medan de fullbildade fjärilarna ofta nyttjar nektar, sav eller bladlusdagg som födokälla¹⁶⁹. Blombesökande fjärilar, särskilt blombesökande nattfjärilar, kan i sin tur vara viktiga pollinatörer och fjärilar och deras larver är viktiga som föda för till exempel fladdermöss och fåglar^{170,171}. Alla fjärilar är värmekrävande, men i hur stor utsträckning arterna är beroende av solinstrålning varierar. Även markfuktighet kan spela roll för vissa arter. Bland de arter för vilka barrskog och blandskog är viktig är 58 arter (15%) rödlistade. De flesta av dessa påverkas negativt av avverkning, men flera arter påverkas också negativt av igenväxning av skogsmiljöer. Många rödlistade skogsarter är knutna till glesare, ofta betespräglade, lundartade skogar medan andra arter endast förekommer i

¹⁶⁹ Hydén m.fl. (2006). Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. ArtDatabanken, SLU.

¹⁷⁰ Wilson m.fl. (1999). Agriculture, Ecosystems & Env. 75: 13–30.

¹⁷¹ MacGregor m.fl. (2015). Ecological Entomology 40: 187–198.

urskogsartade skogar eller skogar med lång kontinuitet. Många hotade arter knutna till urskogsartade miljöer eller skogar som brukats mer småskaligt genom till exempel plock- eller luckhuggning, klarar sannolikt inte det moderna skogsbruket. Exempel på sådana arter är flera arter i släktet *Xestia* (till exempel tajgafjällfly (*X. borealis*), östligt fjällfly (*X. distensa*), fjällskogsfly (*X. gelida*), urskogsfly (*X. sincera*), tajgaugglemott (*Eudonia aequalis*), tajgabrokvecklare (*Phiaris heinrichana*), sibiriskt lundfly (*Polia lamuta*), barrskogslavfly (*Victrix umovii*) och tajgafältnätare (*Heterothera serraria*).

För att gynna en mångfald av fjärilar i skogsmiljöer är strukturell diversitet, sammanhängande skogsområden och närhet till andra skogar viktigt^{172,173}. Strukturell diversitet innebär en variation av äldre träd, riklig undervegetation, soliga gläntor av olika storlek och öppna ytor med mer sparsam markvegetation och varmt mikroklimat. Bestånd med en mångfald av olika trädarter hyser ofta fler individer och mer artrika nattfjärilssamhällen¹⁷⁴. Däremot visade en studie av nattfjärilar och fladdermöss i kantzoner mellan planterad barrskog och jordbruksmark i södra Sverige att även om den totala artrikedomen av nattfjärilar var högre i mer komplexa kantzoner (med en variation av lövträd och buskar) så hade strukturell variation i form av trädens diameter i brösthöjd och öppenhet i markvegetationen negativ effekt på arter som klassificerats som skogsspecialister¹⁷⁵. Även bland de arter som främst förekommer i öppna gräsmarker är många arter beroende av varierade miljöer och gynnas av tillgång till både öppen mark och skog, och brynmiljöer mellan skog och öppen mark kan vara värdefulla livsmiljöer¹⁷⁶. Det finns studier som tyder på att de arter som kunnat expandera i Sverige och Finland till följd av ett varmare klimat i högre grad är arter knutna till skog än till gräsmarker¹⁷⁷. De är också i första hand värdväxtgeneralister eller specialister på kvävegynnade växter. Eftersom stora delar av Sverige är täckt av skogsmark, särskilt i norra delen av landet, så är det främst olika typer av skogsmiljöer som blir tillgängliga för arter att expandera till när klimatet blir varmare.

De mest välstuderade artgrupperna bland fjärilar är äkta dagfjärilar (*Papilionoidea*) och bastardsvärmare (*Zygaenidae*) som utgör mindre än 5% av alla fjärilsarter i Sverige. Eftersom de studier som finns av skogsbrukets effekter på fjärilar fokuserar antingen på dagfjärilar (och ibland även bastardsvärmare) eller på nattfjärilar (Eng. moths) diskuteras de här var för sig. Nattfjärilar omfattar alla arter som inte är äkta dagfjärilar dvs. mer än 95% av arterna i Sverige. I den här texten syftar nattfjärilar dock främst på nattaktiva arter som oftast fångas i olika typer av ljusfällor. Alla dagfjärilar i Sverige är knutna till mer eller mindre öppna miljöer där solen når ner till markvegetationen och skapar ett varmt och gynnsamt mikroklimat¹⁷⁸. Nattfjärilar är också värmekrävande, men kan till skillnad från dagfjärilar själva höja sin kroppstemperatur genom att aktivera sina flygmuskler så att de kan vara aktiva vid lägre temperaturer till exempel på

¹⁷² Clarke m.fl. (2011). Butterfly Conservation, England.

¹⁷³ Fuentes-Montemayor m.fl. (2022). Diversity and Distributions 28: 1993–2007.

¹⁷⁴ Fuentes-Montemayor m.fl. (2012). Biological Conservation 153: 265–275.

¹⁷⁵ Wood m.fl. (2025). For. Ecol. Manag. 578: 122416.

¹⁷⁶ Bergman m.fl. (2018). Landscape Ecol. 33: 2189–2204.

¹⁷⁷ Sunde m.fl. (2023). Communications Biology 6: 601.

¹⁷⁸ Eliasson m.fl. (2005). Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. ArtDatabanken, SLU.

natten¹⁷⁹ och i tätare skog¹⁸⁰. En del arter flyger också främst i kronskiktet och blir därmed inte lika känsliga för beskuggning.

Det finns fortfarande få studier av effekter av olika hyggesfria metoder på fjärilar under svenska (eller jämförbara) förhållanden. Resonemanget om effekter av hyggesfria metoder i förhållande till slutavverkning utgår därför dels ifrån hur arternas värdarter påverkas, dels ifrån de studier som finns av effekter av olika typer av avverkning var för sig.

4.6.1.2. *Trakthyggesbruk*

Flera studier visar att kalavverkning av skogsbestånd leder till förändrad artsammansättning av nattfjärilar¹⁸¹. Generalister gynnas framför specialister, och det sker en viss ökning av arter knutna till örtartad vegetation och öppna marker, medan arter enbart knutna till skog minskar. Dessa studier är gjorda i ädellövskog, som från början är betydligt artrikare än planterad barrskog, och visar att artrikedomen av nattfjärilar minskar till följd av avverkning, att det tar lång tid innan nattfjärilsamhällen återhämtar sig efter avverkning och att återhämtningen är beroende av kontinuitet av trädtäckning i omgivande landskap¹⁸². I en svensk studie med syftet att jämföra tillgång på föda för insektsätande fåglar vid olika typer av avverkning av barrskog minskade både abundans och biomassa av ett urval fjärils- och växtstekellarver till följd av kalavverkning¹⁸³. Möjliga förklaringar till lägre abundans och biomassa av insektslarver i slutavverkade ytor kan vara att larverna exponeras för större svängning i temperatur och fuktighet vilket kan bidra till försämrad överlevnad. En annan möjlig bidragande faktor är minskad abundans och försämrad kvalitet hos viktiga värdväxter, till exempel ökar fenolinnehållet i blåbär på hyggen vilket i sin tur kan begränsa upptaget av kväve hos larverna¹⁸⁴. Hyggen förändras över tid genom att vegetationen växer till och det påverkar i sin tur nattfjärilsfaunan¹⁸⁵. I en studie av hyggen av olika ålder i sitkagranplanteringar i Wales ökade biomassan av nattfjärilar generellt på kort sikt med år efter avverkning upp till 10–12 år efter avverkning och planade därefter ut, men ökningen var också beroende av växtlighetens produktivitet. Ytor med högre produktivitet hade hög andel annuella ruderväxter, buskar och lövträd och mindre andel barrträd och högre biomassa av nattfjärilar. Ökningen av biomassa av nattfjärilar var inte kopplad till ökad artrikedom utan bestod främst i ökning av abundans av ett fåtal arter knutna till tidiga successionsstadier.

Planterad likåldrig barrskog är ofta tät och artfattig vad gäller dagfjärilar, men ett flertal arter av både dagfjärilar och bastardsvärmare kan utnyttja hyggen som tillfälliga livsmiljöer^{186,187,188}. Hyggen kan bidra med resurser för dagfjärilar och bastardsvärmare i 10–15 år efter avverkning¹⁸⁹. De arter som utnyttjar hyggen är

¹⁷⁹ Clench (1966). *Ecology* 47: 1021–1034.

¹⁸⁰ Cook m.fl. (2024). *For. Ecol. Manag.* 569: 122218.

¹⁸¹ Summerville & Crist (2002). *Ecological Applications* 12: 820–835.

¹⁸² Summerville (2013). *Ecological Applications* 23: 1101–1112.

¹⁸³ Atlegrim & Sjöberg (1995). *Entomologica Fennica* 6: 79–90.

¹⁸⁴ Atlegrim & Sjöberg (1996a). *For. Ecol. Manag.* 86: 39–50.

¹⁸⁵ Shewring m.fl. (2022). *For. Ecol. Manag.* 505: 119881.

¹⁸⁶ Viljur & Teder (2016). *For. Ecol. Manag.* 376: 118–125.

¹⁸⁷ Bergman m.fl. (2020). *J. of Insect Conservation* 24: 269–277.

¹⁸⁸ Ram m.fl. (2020). *For. Ecol. Manag.* 473: 118239.

¹⁸⁹ Blixt m.fl. (2015). *Acta Oecologica* 69: 71–77.

en kombination av arter knutna till trädbärande och öppna marker till exempel glesa skogar och ängsmarker. Hyggenas bidrag med tillfälliga habitat kompenserar däremot inte för de negativa effekter på artrikedom av dagfjärilar som blir följden av förlust av habitat genom upphörd hävd och trädplantering på tidigare öppen mark sett på landskapsskala¹⁹⁰. Vissa hotade dagfjärilar, till exempel asknätfjäril (*Euphydryas maturna*) vars larver lever av ask och olvon, och vädnnätfjäril (*E. aurinia*) vars larver lever på ängsvädd, kan utnyttja hyggen som tillfälliga livsmiljöer¹⁹¹. Vädnnätfjäril verkar föredra unga hyggen och i en studie i Finland var dess förekomst som högst på hyggen tre år efter avverkning¹⁹². Båda arterna har begränsad utbredning i Sverige och förekommer inte på vilka hyggen som helst utan på marker med rätt förutsättningar till exempel vad gäller markfuktighet, i de områden där arterna redan förekommer i landskapet. Det är viktigt att understryka att hyggen inte kan ses som en enhetlig biotop; historiken och omgivande landskap spelar en avgörande roll för deras betydelse för dagfjärilar¹⁹³. Hyggen på marker som historiskt varit ängsmarker har högre artrikedom och abundans av dagfjärilar än hyggen på marker som även historiskt varit skog¹⁹⁴. För att fjärilar ska kunna reproducera sig på hyggen krävs bland annat att deras värdväxter finns, men arter som rör sig mycket i landskapet kan också söka sig till hyggen för att finna nektarkällor¹⁹⁵. Vad som sker efter flera avverkningscykler är inte studerat, men sannolikt kommer floran på längre sikt successivt utarmas och därmed blir hyggerna mindre värdefulla som livsmiljöer för dagfjärilar.

4.6.1.3. Selektiv avverkning

Selektiv avverkning påverkar troligtvis artsammansättningen av fjärilar i mindre utsträckning än slutavverkning och metoden bibehåller i större utsträckning de arter som fanns i beståndet innan avverkning. I en svensk studie jämförs effekterna på ett urval insektslarver (huvudsakligen mätare, *Geometridae*), som utnyttjas som föda av fåglar¹⁹⁶. Både abundansen och biomassan av nattfjärils- och växtstekellarver var signifikant lägre på hyggen än vid selektivt avverkade bestånd 0–4 år efter avverkning. Däremot fanns ingen skillnad i biomassa och abundans av nattfjärils- och växtstekellarver mellan selektivt avverkad skog och skog som inte avverkats. Ett skäl kan vara att viktiga värdväxter, som blåbär, inte minskar i selektivt avverkade ytor i samma utsträckning som vid slutavverkning.

I en amerikansk studie, som också jämför effekter på nattfjärilar vid selektiv avverkning och kalavverkning, men i ädellövskog, var artrikedom i kalavverkade ytor signifikant lägre än i oavverkade ytor, medan artrikedom i selektivt avverkade ytor inte skiljde sig från oavverkade ytor¹⁹⁷. Skillnader i artsammansättning mellan selektivt avverkade, kalavverkade och oavverkade bestånd förklarades främst av skillnader i artsammansättning av växter. I de selektivt avverkade ytorna hittades både typiska skogsarter och arter som påträffas

¹⁹⁰ Andersson m.fl. (2022). *Biological Conservation* 274: 109728.

¹⁹¹ Eliasson (2008). Rapport, Naturvårdsverket.

¹⁹² Wahlberg m.fl. (2002). *Ecography* 25: 224–232.

¹⁹³ Ibbe m.fl. (2011). *For. Ecol. Manag.* 261: 1885–1891.

¹⁹⁴ Jonasson m.fl. (2014). *Ecology and Evolution* 4: 4287–4295.

¹⁹⁵ Bergman m.fl. (2020). *J. of Insect Conservation* 24: 269–277.

¹⁹⁶ Atlegrim & Sjöberg (1995). *Entomologica Fennica* 6: 79–90.

¹⁹⁷ Summerville & Crist (2002). *Ecological Applications* 12: 820–835.

på kalavverkade ytor och artrikedomen var signifikant högre bland arter knutna till vedartade växter, svamp, lavar eller mossor och nedbrytare i oavverkade och selektivt avverkade bestånd än i kalavverkade bestånd.

En brittisk studie av barrskogsbestånd (med främst douglasgran och sitkagran) som genomgår omställning till oregelbundet skogsbruk, som inkluderar selektiv avverkning av enskilda träd eller mindre grupper av träd, visade att ökad täckningsgrad av lövträd inom bestånden hade positiv effekt på abundans av nattfjärilsarter och att ökad strukturell diversitet var associerad med högre artrikedom¹⁹⁸. Endast ett mindre antal nattfjärilsarter i Storbritannien är knutna till de odlade barrträden (som är främmande arter) i sig.



Figur 9. Tajgafältmätare (*Heterothera serraria*) är en fjäril i familjen mätare (*Geometridae*) som är knuten till naturskogar eller urskogar med gran. Arten missgynnas av modernt trakthyggesbruk. Foto: Håkan Johansson.

4.6.1.4. Luckhuggning

Det finns studier av avverkning av väldigt små luckor, motsvarande ca. 1% av beståndet, och skärmställning med avverkning av en liten del av beståndet i ädellövskog. De visar att små kalavverkade ytor i lövträdsbestånd kan hysa högre artrikedom än omgivande skog¹⁹⁹, och att det går snabbare för fjärilssamhället att återhämta sig i bestånd där en mindre andel av träden avverkas (i detta fall 15% av biomassan) än efter slutavverkning (i detta fall 80% av biomassan)²⁰⁰. En studie av väddnåtfjäril i Finland visade däremot positiv effekt av hyggesstorlek på

¹⁹⁸ Cook m.fl. (2024). For. Ecol. Manag. 569: 122218.

¹⁹⁹ Piccini m.fl. (2024). Biod. and Cons. 33: 3683–3701.

²⁰⁰ Summerville (2013). Ecological Applications 23: 1101–1112.

förekomst av arten på hyggen, som dock fortfarande var relativt små (upp till 16,8 ha men med ett medelvärde på 1,35 ha)²⁰¹.

En annan typ av människoskapade öppna miljöer i skog som kan vara värdefulla livsmiljöer för dagfjärilar och hysa fler arter och högre tätheter än hyggen är kraftledningsgator^{202,203}. De kan även vara viktiga som spridningskorridorer och vid bevarande av hotade arter. Det skulle kunna tyda på att storleksmässigt mindre öppna miljöer i skog är mer värdefulla än stora öppna hyggen, dvs. en mer småskalig variation av miljöer är mer gynnsam. Kraftledningsgator skiljer sig dock på flera sätt från hyggen. De är linjeelement och kan således underlätta spridning, de hålls öppna genom regelbunden röjning (ungefär vart åttonde år) och markbereds inte.

4.6.1.5. Överhållen skärm

Det saknas studier av hur överhållen skärm påverkar fjärilar. De träd som lämnas kvar av skärmen förväntas inte ha någon större effekt. Beståndet som växer upp när marken återetableras förväntas bli relativt tätt och enskiktat och effekterna på fjärilsfaunan bedöms likna den efter hygge. Det finns en studie som jämför effekter på nattfjärilar av skärmställning och kalavverkning i ädellövskog²⁰⁴. I den studien togs endast 15% av biomassan bort så metoden påminner mer om luckhuggning med väldigt små luckor eller selektiv avverkning än om överhållen skärm och resultaten beskrivs därför istället under luckhuggning.

4.6.1.6. Sammanlagd bedömning av fjärilar

Den typ av skog som blir resultatet av trakthyggesbruk dvs. likåldrig barrskog är ofta tät och artfattig vad gäller fjärilar. Öppna miljöer i skog kan vara värdefulla miljöer och ett flertal arter kan utnyttja hyggen som tillfälliga livsmiljöer. Det kompenserar däremot inte för de negativa effekter på artrikedomen av fjärilar som blir följden av förlust av habitat genom upphörd hävd och trädplantering på tidigare öppen mark sett ur ett landskapsperspektiv. Det är också viktigt att understryka att historiken och omgivande landskap spelar en avgörande roll för hyggens potentiella betydelse för fjärilar. Luckhuggning med stora luckor och överhållen skärm kommer troligen påverka mångfalden på ett liknande sätt som slutavverkning. Mindre öppna miljöer i skog, som vid selektiv avverkning och små luckor, kan i större utsträckning bibehålla de arter som fanns i skogen innan avverkning och kan gynna arter som missgynnas av alltför täta skogar. Vad som sker långsiktigt dvs. efter flera cykler med de olika avverkningsmetoderna är inte känt. De mest välstuderade artgrupperna bland fjärilar är dagfjärilar och bastardsvärmare och det finns få studier från Sverige eller övriga Norden, av effekter av olika typer av hyggesfritt skogsbruk på nattfjärilar, som utgör majoriteten av arterna.

²⁰¹ Wahlberg m.fl. (2002). *Ecography* 25: 224–232.

²⁰² Berg m.fl. (2011). *Biological Conservation* 144: 2819–2831.

²⁰³ Berg m.fl. (2016). *Biological Conservation* 201: 320–326.

²⁰⁴ Summerville (2013). *Ecological Applications* 23: 1101–1112.

4.6.2. Skalbaggarna (Håkan Ljungberg)

4.6.2.1. Allmänt om skalbaggar och deras miljökrav i skog

Skalbaggarna är en artrik och mångformig grupp som utnyttjar en mängd olika nischer, födoval och livsstrategier²⁰⁵, och de har därmed en framträdande plats i studier av skogens biologiska mångfald. Av de ca. 4 550 svenska skalbaggsarterna förekommer nästan hälften (ca. 2 100) främst eller uteslutande i skogsmiljöer. Nedan följer en kort beskrivning av de olika ekologiska grupperna av skalbaggar i skogsmark, med fokus på de som är mest relevanta för frågeställningen – främst vedlevande arter. Våtmarkslevande och limniska skalbaggar behandlas inte närmare i denna sammanställning.

Vedlevande skalbaggar, som är knutna till död ved, bark eller vedsvampar, samt deras predatorer och parasitoider, är ofta i fokus för forskning om biologisk mångfald i skog²⁰⁶. Många skalbaggsfamiljer, som långhorningar (*Cerambycidae*), praktbaggar (*Buprestidae*) och barkborrar (*Scolytinae*), har vedlevande arter. Död ved erbjuder många nischer beroende på faktorer som trädslag, ålder, grovlek och nedbrytningsstadium, vilket skapar stor artrikedom. Vedlevande skalbaggar inkluderar både generalister och specialister, där specialister kan vara trädslagsspecifika eller beroende av särskilda substrategenskaper. Specialister är mer känsliga för fragmentering och påverkas starkare av omgivande landskap^{207,208}. Intensivt skogsbruk, som homogeniserar trädbeståndet, gynnar generalister på specialisternas bekostnad²⁰⁹. Vedlevande skalbaggar påverkas särskilt negativt av trakthyggesbruk och utgör en betydande andel av rödlistade arter. Utöver de rödlistade arterna så lever åtskilliga icke-rödlistade arter kvar i det brukade landskapet, men i lägre individantal – exempel från Finland är nordlig plattbagge (*Dendrophagus crenatus*) och vanlig flatbagge (*Peltis ferruginea*). Eftersom fragmenteringen av naturskogar i de norra delarna av Norden skett relativt sent kan det förväntas att populationer av många naturskogsarter ännu inte nått ett jämviktstillstånd²¹⁰.

Mark- och förnalevande skalbaggar, som jordlöpare (*Carabidae*), är välstuderade^{211,212}. Ett artrikt samhälle av saprofager, fungivorer och rovdjur är knutet till vedrester, barr, löv, marksvampar, kadaver och spillning i förnaskiktet. Grupper som kortvingar (*Staphylinidae*), mycelbaggar (*Leiodidae*) och mögelbaggar (*Latridiidae*) innehåller många skogslevande arter men är mindre utforskade än jordlöpare. Marklevande arter knyts ofta till död ved eller påverkas av förändringar i beskuggning, markfuktighet och trädslagssammansättning, vilket påverkar förnaskiktets egenskaper. Många av dessa arter förekommer främst i naturskogar, men deras specifika biologi är ofta bristfälligt känd.

²⁰⁵ Martikainen m.fl. (2000). Biological Conservation 94: 199–209.

²⁰⁶ Stokland m.fl. (2012). Cambridge University Press.

²⁰⁷ Brunet & Isacson (2009). Biod. and Cons. 53: 77–94.

²⁰⁸ Laaksonen m.fl. (2020). Biod. and Cons. 29: 2883–2900.

²⁰⁹ Koivula & Vanha-Majamaa (2020). Ecological Processes 9: 11.

²¹⁰ Martikainen m.fl. (2000). Biological Conservation 94: 199–209.

²¹¹ Johansson m.fl. (2016). For. Ecol. Manag. 359: 65–73.

²¹² Koivula m.fl. (2019). For. Ecol. Manag. 436: 27–38.

Växtlevande skalbaggar i mark-, fält- och buskskikt har blommande örter och buskar viktiga pollen- och nektarkällor²¹³. Exempel är hagtorn, fläder, hägg, nypon, rönn, tistlar, älggräs och flockblommiga växter, som ofta växer i ljusa miljöer som brandfält, bryn och stormluckor. Många skalbaggar är som larver vedlevande, men som vuxna beroende av pollen och nektar. I produktionsskogar riskerar de att sakna substrat för larver, näringsväxter för vuxna eller en brist på konnektivitet mellan de två livsstadiernas näringssubstrat.

4.6.2.2. Trakthyggesbruk

Ett trakthygge kan i vissa avseenden liknas vid olika storskaliga störningar i ett naturskogslandskap, till exempel skogsbrand eller stormfällning. Vissa av effekterna är kortvariga och övergående, till exempel den ökande solexponeringen eller förekomsten av blottad jord. Även död ved (till exempel solexponerade högstubbar) som kan skapas vid en avverkning har ofta en begränsad livslängd. Andra effekter påverkar beståndets egenskaper lång tid framöver, till exempel borttagandet av gamla träd och homogeniseringen av beståndets åldersstruktur och trädslagssammansättning. Vid slutavverkning förstörs upp till 10% av volymen död ved, och efterföljande markberedning kan förstöra ytterligare upp till 65–70%²¹⁴. Beroende på graden av markberedning och annan markstörning påverkas olika arter på olika sätt. Vid trakthyggesbruk gynnas arter knutna till öppen mark (ofta arter som i naturtillståndet gynnas av skogsbrand, stormfällning och annan storskalig störning) under hyggesfasen, för att sedan försvinna när trädskiktet sluter sig²¹⁵. Många sådana arter har god spridningsförmåga. Bland skogsarterna överlever många generalister hyggesfasen, medan specialister som kräver äldre skog med slutet krontak påverkas negativt²¹⁶ och det tar ofta flera decennier innan sådana arter återkommer i skog som föryngrats med trakthyggesbruk²¹⁷. Arter knutna till slutna skogsmiljöer med hög markfuktighet, som till exempel granskugglöpare (*Platynus mannerheimii*) har i många fall dålig spridningsförmåga. I Centraleuropa visar till exempel en jämförelse mellan paleoentomologiskt källmaterial och nutida fauna att fragmentering av skogsmiljöer genom trakthyggesbruk lett till regionala utdöenden hos marklevande skogsarter med dålig spridningsförmåga²¹⁸. Eftersom antalet öppenmarks-arter som koloniserar avverkade ytor är större än antalet skogsarter som försvinner så tenderar effekten på det totala artantalet att vara positiv där öppenmarks-arterna hör till "vinnarna" i det moderna skogsbruket.

Volymen död ved i produktionsskog i Norden är ca. 5–7 m³/ha²¹⁹, medan volymen i naturskogar typiskt varierar mellan 60 och 120 m³/ha, och kan överstiga 200 m³/ha efter störning²²⁰. Tröskelvärden för att upprätthålla mångfalden i flertalet vedlevande artsamhällen uppskattas till ca. 20–30 m³/ha, varierande mellan 10 och 80 m³/ha beroende på art²²¹. Detta substratunderskott är den främsta

²¹³ Ahné m.fl. (2022). ArtDatabanken rapporterar 27, SLU.

²¹⁴ Hautala m.fl. (2004). Biod. and Cons. 13: 1541–1554.

²¹⁵ Magura m.fl. (2003). Biod. and Cons. 12: 73–85.

²¹⁶ Johansson m.fl. (2016). For. Ecol. Manag. 359: 65–73.

²¹⁷ Niemelä m.fl. (2007). J. of Insect Conservation 11: 5–18.

²¹⁸ Desender m.fl. (1999). Belgian J. of Zoology 129: 139–155.

²¹⁹ Stokland m.fl. (2012). Cambridge University Press.

²²⁰ Hekkala m.fl. (2016). Biod. and Conserv. 25, 1107–1132.

²²¹ Müller & Büttler (2010). European J. of Forest Research 129: 981–992.

anledningen till det stora antalet vedlevande skalbaggar på rödlistan. Den storskaliga lövträdsbekämpningen med herbicider under perioden 1948–1984²²² har dessutom skapat ett underskott på – särskilt gamla – lövträd i stora delar av skogslandskapet.

Hur skalbaggsfaunan påverkas av trakthyggesbruk över en omloppsperiod har studerats i olika jämförelser mellan artrikedomen av skalbaggar i urskogsliknande kontinuitetsbestånd och äldre produktionsskog. I en studie från östra Finland skilde sig artsammansättning och artantal av ej vedlevande arter inte signifikant, medan artsamhällena av vedlevande arter var signifikant åtskilda med mycket litet överlapp. Av de vedlevande arterna var 78% mer talrika i urskogsbestånden, och även artantalet var signifikant högre i urskog²²³. I en finsk studie jämfördes faunan under bark på döda barrträd mellan en urskog och omgivande produktionsskogar. Av de tio vanligaste arterna i respektive skogstyp var endast en (*Pytho depressus*) gemensam. Barkborrar (*Scolytinae*) utgjorde i urskog endast två av de 16 vanligaste arterna och 3% av det totala individantalet, medan de i produktionsskogarna utgjorde fem av de sex vanligaste arterna och 52% av individantalet²²⁴. De intensivt brukade produktionsskogarna hade alltså inte bara lägre artrikedomen utan ett helt annat artsamhälle.

4.6.2.3. *Selektiv avverkning*

En svensk studie jämförde skalbaggsfaunan mellan selektivt avverkade bestånd, relativt nyligen slutavverkade, nyligen gallrade (tidigare slutavverkade) och olikåldriga referensbestånd (opåverkade av skogsbruk under de senaste 50 åren). Medan de nyligen slutavverkade bestånden starkt avvek från referensbestånden i artsammansättning, var skillnaderna inte signifikanta mellan de selektivt avverkade bestånden och referensbestånden. Volymen död ved/ha var lägst i de slutavverkade bestånden (8.5 m³) och i de gallrade (4.6 m³), intermediär i de selektivt avverkade (13.0 m³) och referensbestånden (16.9 m³). Den relativt låga volymen indikerar att även referensbestånden var påverkade av tidigare avverkning. Art- och individantalet av rödlistade skalbaggar var så lågt att det inte tillät statistisk analys. Resultatet indikerar att selektiv avverkning behåller vissa kvaliteter och därmed är ett skonsammare alternativ till slutavverkning²²⁵. I en senare studie av vedskalbaggar på död ved av relativt kläna dimensioner hittades inga skillnader i artsamhällena av vedlevande skalbaggar mellan selektivt avverkade bestånd och äldre skog med höga naturvärden. Eftersom det omgivande landskapet varit utsatt för intensivt skogsbruk sedan 60–70 år, gick det dock inte att utesluta att den regionala artpoolen redan var ”filtrerad” av skogsbruk och dominerad av störningsgynnade arter²²⁶.

I en finsk studie jämfördes artsamhällena före och efter avverkning i bestånd som avverkats med olika metoder – kalavverkning, luckhuggning och selektiv avverkning. Året efter avverkning hade artantalet även ökat i de kalavverkade bestånden jämfört med de andra metoderna. Detta gällde såväl marklevande arter som vedlevande – i det senare fallet beroende på en ökning av arter som utnyttjar

²²² Östlund m.fl. (2022). *Ambio* 51: 1352–1366.

²²³ Martikainen m.fl. (2000). *Biological Conservation* 94: 199–209.

²²⁴ Väisänen m.fl. (1993). *Biod. and Cons.* 2: 95–113.

²²⁵ Joelsson m.fl. (2017). *For. Ecol. Manag.* 391: 436–445.

²²⁶ Joelsson m.fl. (2018). *PLOS ONE* 13: e0194905.

solexponerad ved²²⁷. Tre år efter avverkning hade de kalavverkade ytorna fortfarande ett högre artantal, och beträffande antalet arter som fanns kvar i bestånden fanns inga skillnader mellan de olika avverkningsmetoderna. Författarna anger tre olika förklaringar till avsaknaden av skillnader: (1) att flertalet skogsarter tolererar avverkning relativt väl, (2) att effekterna ger upphov till långsiktiga skillnader som inte fångas upp av en kortsiktig studie, och (3) att alla studerade bestånd är påverkade av tidigare skogsbruk och att känsliga arter redan har försvunnit ur artpoolen.

4.6.2.4. Luckhuggning

Habitatspecialister kan på grund av kanteffekter ha svårt att överleva i kvarlämnade hänsynsytor i beståndet om ytan är för liten²²⁸, och kanteffekter kan även i större hänsynsytor ha negativ påverkan på den skogslevande markfaunan²²⁹. Luckhuggning har i detta avseende mindre påverkan än slutavverkning²³⁰. Å andra sidan skapar luckhuggning till följd av kanteffekterna en större miljövariation som teoretiskt möjliggör fler livsmiljöer inom ett och samma bestånd. Mångfald av skalbaggar är förutom specifika förutsättningar med avseende på fukt och ljusinstrålning också beroende av stor variation av död ved, skapad av olika trädslag, dimensioner och nedbrytningsgrad av veden. Då sådan variation minskar oavsett brukandeform, kommer även selektiva avverkningsformer att ha negativ påverkan.

4.6.2.5. Överhållen skärm

För skalbaggar har inga studier hittats som jämför trakthyggesbruk med överhållen skärm. Baserat på befintlig kunskap om hur skalbaggsfaunan reagerar på trakthyggesbruk förväntas dock förhållandena, inklusive den öppna miljö som skapas vid avverkning och den efterföljande etableringen av en tät och homogen ungskog, skilja sig mycket lite från trakthyggesbruket. De kvarstående skärmträden kan eventuellt mildra förändringar i områdets hydrologi och ge viss skugga, men denna effekt bedöms vara begränsad.

²²⁷ Jokela m.fl. (2019). *For. Ecol. Manag.* 446: 29–37.

²²⁸ Niemelä m.fl. (2007). *J. of Insect Conservation* 11: 5–18.

²²⁹ Koivula & Vanha-Majamaa (2020). *Ecological Processes* 9: 11.

²³⁰ Koivula m.fl. (2019). *For. Ecol. Manag.* 436: 27–38.



Figur 10. Svartoxe (*Ceruchus chrysomelinus*) är en vedlevande skalbagge som behöver grov död ved. Foto: Krister Hall.

4.6.2.6. Sammanlagd bedömning skalbaggar

Vissa arter har anpassats till mer störningspräglade skogstyper där brand, bete, stormar och barkborreutbrott successivt skapat lämpliga miljöer. Dessa arter är ofta mer mobila i landskapet då deras ekologi krävt att de snabbt lokaliserar och utnyttjar nya substrat. Här finns arter som snabbt kan utnyttja den naturvårdshänsyn som återfinns på hyggen och liknande miljöer. I den andra änden av skalan finner vi ett antal fuktkrävande och kontinuitetskrävande arter knutna till miljöer med mer långlivade substrat så som långsamt nedbruten död ved. Här finner vi också arter beroende av stabila ljus- och fuktighetsförhållanden som därför missgynnas av mer intensiva bruksmetoder. Medan man kan förmoda att ljus- och fuktförhållandena är mer stabila under selektiv avverkning kommer tillgången och rekryteringen av strukturer knutna till gamla träd så som hålträd, döda grova grenar och på sikt också grova döda stammar ändå minska på beståndsnivå. Även med hyggesfria metoder är nivån på hänsyn – hur mycket som lämnas kvar – avgörande för effekterna på mångfalden.

En återkommande svaghet i de genomgångna studierna är att nästan alla studier av effekter på skalbaggar av skogsbruksåtgärder är gjorda på beståndsnivå^{231,232}. Dessutom är det studerade tidsperspektivet kort i relation till exempel den decennielånga nedbrytningstiden av död ved²³³. För att kunna dra slutsatser om vad som styr vedlevande arters mångfald krävs kunskap om skogshistoriken, särskilt i ett landskapsperspektiv²³⁴. Därför krävs fler studier som tar hänsyn till dessa faktorer för att vi ska kunna dra mer relevanta slutsatser kring skogsskötsel.

²³¹ Gustafsson m.fl. (2020). Ecological Processes 9: 3.

²³² Savilaakso m.fl. (2021). Environmental Evidence 10: 1.

²³³ Sandström m.fl. (2019). J. Applied Ecology 56: 1770–1781.

²³⁴ Sverdrup-Thygeson m.fl. (2014). Biod. and Cons. 23: 513–535.

En allvarlig brist i många studier är att större referensytor i form av opåverkade skogsekosystem ofta inte finns tillgängliga. I framtida studier är det viktigt att inte bara beakta artantal och artsammansättning, utan även att inkludera ett populationsperspektiv. Det är också centralt att rikta särskild uppmärksamhet mot sällsynta och hotade arter samt att anlägga ett landskapsperspektiv i analysen.

4.6.3. Steklar (Niklas Johansson)

4.6.3.1. Allmänt om steklar och deras miljökrav i skog

Det finns tre huvudsakliga ekologiska grupper av steklar i Sverige som alla är rikligt företrädade i skogsmiljöer. Huvuddelen, drygt 80% utgörs av parasitsteklar (*Parasitica*) som är knutna till en eller flera värdar av insekter eller spindeldjur²³⁵. Resterande grupper är växtsteklar (*Symphyla*), som livnär sig av döda eller levande växtdelar, samt den heterogena infraordningen gaddsteklar (*Aculeata*), dit bland annat myror och bin hör. Steklar är dessutom i sig värmeberoende och föredrar därför generellt varma miljöer med hög solinstrålning och förhållandevis låg kron täckning. Ett antal familjer eller underfamiljer, nyttjar dock bytes- eller värdjur som kräver konstant och högre fuktighet. Det gäller till exempel svampmyggsteklar (*Orthocentrinae*), gallmyggsteklar (*Platygastridae*), hyllhornsteklar (*Diapriidae*) och harkranksteklar (*Cylloceriinae*), men även inom andra familjer eller underfamiljer finns det arter eller släkten som specialiserat sig på skugg- och fuktighetsälskande värdar^{236,237,238}. Vedboende gaddsteklar är starkt knutna till öppna, solbelysta miljöer och uppträder därför främst i kronskiktet i slutna skogsbestånd²³⁹. Död ved som direkt föda utnyttjas endast av ett fåtal arter inom växtstekelfamiljerna vedsteklar (*Siricidae*) och halssteklar (*Xiphydriidae*).

Notera att det finns förhållandevis få undersökningar om steklar i produktionsskog och dessa berör främst gaddsteklar knutna till död ved på hyggen och i ett fåtal fall, artrikedom av parasitsteklar. För växtsteklar finns det i princip ingen forskning som berör hur artrikedom eller abundans påverkas av olika skogsbruksmetoder. Endast ett fåtal steklar knutna till skog är idag rödlistade, vilket främst beror på att kunskapen kring parasitsteklar i de flesta fall är alltför bristfällig för att göra regelrätta bedömningar. För skogslevande grupper av parasitsteklar som har bedömts (inom underfamiljerna *Xoridinae*, *Poemeninae*, *Pimplinae*) uppfyller mellan 20–25% av arterna något av rödlistans kriterier, något som indikerar att antalet minskande och hotade stekelarter knutna till skogsmiljöer troligen är betydande.

Generellt är merparten av steklarna och deras värdar knutna till skogsmiljöer som utsätts för frekvent störning (till exempel brand, bete, erosion och barkborreutbrott). Även om mångfalden av steklar tenderar att vara högre i störda skogsmiljöer, skiljer sig stekelfaunan fundamentalt åt mellan obrukade och brukade skogar och intensivt skogsbruk i tidigare obrukade miljöer riskerar att slå ut ett antal kontinuitetskrävande arter²⁴⁰.

²³⁵ ArtDatabanken (2024). Artfakta, SLU.

²³⁶ Hilpert (1989). Spixiana, Zeitschrift für Zoologie 12: 57–90.

²³⁷ Schaefer (1996). Abhandlungen der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Klasse. Vol. 2.

²³⁸ Ulrich (2004). Pedobiologia 48: 59–69.

²³⁹ Ulyshen m.fl. (2011). Florida Entomologist 94: 1068–1070.

²⁴⁰ Lewis & Whitfield (1999). Environmental Entomology 28: 986–997.

Parasitsteklar, infraordningen *Parasitica*, är en extremt artrik grupp. Vårdarna återfinns framför allt inom ordningarna tvåvingar, skalbaggar, halvvingar och fjärilar, men även parasitism på andra steklar är vanligt förekommande²⁴¹. Artmångfalden av parasitsteklar är således beroende av antalet presumtiva värdar. När det gäller död ved är den största mångfalden knuten till klenare dimensioner, troligen framför allt som ett resultat av att många arter inom familjerna puppglanssteklar (*Pteromalidae*), bracksteklar (*Braconidae*), kragglanssteklar (*Eurytomidae*), hoppglanssteklar (*Eupelmidae*), bönsyrsesteklar (*Heydeniidae*) och finglanssteklar (*Eulophidae*) parasiterar på barkborrar (*Scolytinae*)^{242,243}, men en mångfald av olika vedstrukturer i olika successionsstadier behövs för att underhålla ett mer eller mindre komplett parasitstekelsamhälle²⁴⁴. Ett örtrikt fältskikt och artrikt trädsikt ger också indirekt upphov till ett högre art- och individantal av parasitsteklar, men även slutna skogsbestånd hyser ett mycket specifikt och artrikt parasitstekelsamhälle av arter knutna till svamp och förnalevande tvåvingar²⁴⁵.

Växtsteklar innehåller arter som livnär sig på växtdelar. Ett par artfattiga familjer så som vedsteklar (*Siricidae*) och halssteklar (*Xiphydriidae*) lever av död, ofta svampangripen ved och utgör de enda steklar hos oss som lever av död ved²⁴⁶. De vedlevande steklarna gynnas generellt av låg krontäckning och larvutvecklingen sker främst i träd som står solbelysta längs vattendrag eller skogsbryn²⁴⁷. Halssteklar nyttjar endast lövträd, medan majoriteten av vedsteklarna är knutna till barrträd. Huvudsakligen nyttjas lite grövre dimensioner, men även grövre grenar²⁴⁸. Flertalet växtsteklar äter dock mjukare växtvävnad så som blad och stjälkar och även om många växtsteklar är polyfaga och kan livnära sig på flera olika arter är artrikedomen starkt beroende av mångfalden av födoväxter. Ett väl utvecklat fältskikt och flerskiktad skog med varierad trädslagsfördelning skapar alltså goda förutsättningar för växtsteklar och deras krav påminner därför mycket om de för till exempel fjärilar och växtätande skalbaggar.

Gaddsteklar anlägger ofta bon och i princip samtliga arter är värme- och ljusälskande. Gaddsteklarna hyser ett flertal grupper som ofta omnämns som bärare av viktiga ekosystemtjänster så som pollinering och begränsning av skadedjur²⁴⁹. Förutom getingar, humlor och myror, som bygger stora bon under sociala former, är gaddsteklarna solitära och anlägger sitt bo i död ved eller i marken²⁵⁰. Till skillnad från parasitsteklar, där flertalet arter är knutna till klenare veddimensioner, nyttjar gaddsteklar i skogsmiljöer främst befintliga bogångar i grövre död ved²⁵¹. Mycket få av dessa arter är knutna till rena skogsmiljöer då de i princip alltid anlägger sina bon i marken i solbelysta lägen i anslutning till störd mark på sandiga eller grusiga jordar. Det kan under naturliga förhållanden röra sig

²⁴¹ Broad m.fl. (2018). Royal Entomological Society, London.

²⁴² Ulyshen m.fl. (2010). J. of Insect Conservation 15: 539–546.

²⁴³ Jonsell m.fl. (2023). J. of Insect Conservation 27: 347–359.

²⁴⁴ Hilszczański m.fl. (2005). Biological Conservation 126: 456–464.

²⁴⁵ Ulrich (2004). Pedobiologia 48: 59–69.

²⁴⁶ Goulet & Huber (1993). Agriculture Canada Publication.

²⁴⁷ Johansson & Larsson (2019). Entomologisk Tidskrift 140: 145–155.

²⁴⁸ Schiff m.fl. (2006). USDA Forest Service.

²⁴⁹ Brock m.fl. (2021). Biol. Rev. of the Cambridge Philosophical Society 96: 1645–1675.

²⁵⁰ Blösch (2000). Keltern: Goecke & Evers.

²⁵¹ Bogusch & Horak (2018). Zoological Monographs 1: 217–235.

om vildsvinsbök, rotvältor eller bränd mark, strukturer som inom det moderna trakthyggesbruket främst genereras av markberedning, körskador och vägar.

4.6.3.2. *Trakthyggesbruk*

För störningskänsliga arter, framför allt parasitsteklar knutna till kontinuitets- och fuktälskande värdar, innebär trakthyggesbruket en kraftigt negativ påverkan och de försvinner troligen snabbt i samband med avverkning²⁵². Är värdarna strikt knutna till kontinuitetsmiljöer och känsliga svampsamhällen kommer en merpart av arterna troligen ha svårigheter att återetablera sig i beståndet inom omloppstiden. Trakthyggesbruk skapar momentant solbelyst död ved både i form av grot, stubbar och högstubbar. De högstubbar som sparas och tillskapas kan redan inom kort tid fungera som mer eller mindre optimala bosubstrat för gaddsteklar från närliggande landskap eller kantzoner i beståndet, varvid dessa på kort tid kan bygga upp stora populationer. Ett exempel är större vedgeting (*Symmorphus murarius*) som gärna bor i torrakor och jagar larver av aspglansbagge på hyggets aspsly. Detsamma gäller de markboende arterna som drar nytta av markstörning och solbelysta markavsnitt, i synnerhet på lättdränerade jordarter. På samma sätt gynnas växtsteklar och parasitsteklar knutna till värdarter som förekommer i ljusöppna miljöer på kort sikt, i synnerhet om hygget tas upp efter första generationen skog på gammal slåtter- eller betesmark där en stor del av den ursprungliga floran överlevt besogningsfasen. Resultat från en studie indikerar att parasitsteklar som utvecklas utanför värdens kropp (idiobionter) är vanligare på hyggen medan de som utvecklas inuti värdkroppen (koinobionter) är vanligare i mindre intensivt störda skogsmiljöer²⁵³. Notera att koinobionter oftare är specialiserade på en eller ett fåtal värdar medan idiobionter är mer generella i värdvalet. Det innebär indirekt att koinobionter är känsligare för förändringar i värdens populationsstruktur, vilket i kombination med deras höga trofisk nivå innebär att gruppen troligen hyser ett större antal hotade arter²⁵⁴. Så snart fältskiktet sluter sig, vanligtvis inom en period på fem till 10 år, så upphör de positiva effekterna och de störningsgynnade arterna knutna till tidiga successionsstadier minskar gradvis och försvinner.

4.6.3.3. *Selektiv avverkning*

Artrikedomen av växtsteklar och parasitsteklar är beroende av tillgängligt värdutbud, men samhället kommer sannolikt helt domineras av mer skuggtåliga förnålevande skogsarter och arter knutna till kronskiktet förutsatt att metoden främst nyttjas i bok- och grandominerade bestånd. Många parasitsteklar associerade med skuggtåliga och kontinuitetsberoende värdar kommer troligen gynnas av de mer stabila miljöförhållandena, men ett gradvis avvecklande av grova träd och därmed en generell avsaknad av grov död ved kommer sannolikt på längre sikt ha en negativ påverkan på parasitsteklar knutna till värdar beroende av detta substrat. Stora delar av beståndet kommer vara kontinuerligt beskuggat och de ljusbrunnar som skapas vid uttag kommer troligen snabbt skuggas ut av tät, flerskiktad föryngring. Markstörning kommer främst att ske vid virkesuttag och då primärt utmed skuggade körvägar. En indirekt variabel är att brukningsmetoden främst kommer att nyttjas på gran- och bokmarker som mer

²⁵² Jaschhof & Jaschhof (2020). Entomologisk Tidskrift 141: 191–206.

²⁵³ Stenbacka m.fl. (2010). Insect Conservation and Diversity 3: 114–123.

²⁵⁴ Jonsell m.fl. (1999). J. of Insect Conservation 3: 145–161.

sällan ligger på magra, väl-dränerade jordarter så som sand eller mo. Detta innebär i förlängningen att nyskapandet av bosubstrat för markboende gaddsteklar genom markstörning kommer vara begränsat. Genom den fläckvis täta föryngringen kommer troligen fältskiktet att skuggas ut på några år efter uttag och örtrikt fältskikt till stor del saknas.

4.6.3.4. Luckhuggning

Luckornas storlek och väderstrecksmissiga orientering har stor påverkan på hur mycket av marken och den kvarlämnade veden som blir solbelyst och därmed gynnsam som bosubstrat för diverse gaddsteklar, och omvänt hur stor negativ påverkan de får på arter knutna till mer slutna skogsbestånd. Markstörningen vid avverkning och i samband med plantering har på kort sikt ofta en positiv påverkan på marklevande gaddsteklar. Den beståndsmässiga heterogeniteten kommer troligen påverka störningsgynnade steklar positivt både på kortare och längre sikt, då det kommer finnas tillgång till solbelyst död ved och olika successionsstadier på beståndsnivå, vilket gynnar det lokala stekelsamhället²⁵⁵. Den frekventa störningen och det faktum att beståndet kommer att genomarbetas inom 60–70 år innebär att kontinuitetsberoende arter kommer missgynnas på längre sikt. Dock kan man förvänta sig att det inom flygavstånd även för arter med dålig spridningsförmåga (till exempel arter med vinglösa honor) kommer finnas miljöer med lämplig fuktighet. Då de fuktighetsberoende arterna ofta är knutna till olika svampar eller svampangripen ved, bygger dock deras förekomst indirekt på svamparnas förmåga till etablering och fortlevnad inom beståndet.

4.6.3.5. Överhållen skärm

För steklar kommer de förutsättningar och substrat som etableras vid överhållen skärm skilja sig mycket lite från trakthyggesbruket. Möjligen kan enstaka artgrupper, framför allt mer allmänna svampmyggsteklar, knutna till sorgmyggor och svampmyggor i de mykorrhizasvampar som överlever på hygget gynnas något på kortare och längre sikt förutsatt att påverkan på områdets funga blir något mindre påtaglig. På längre sikt kommer dock de biotiska förutsättningarna för steklar vid överhållen skärm vara lika trakthygget. Inga studier hittades som direkt jämförde trakthyggesbruk med överhållen skärm.

²⁵⁵ Stenbacka m.fl. (2010). *Insect Conservation and Diversity* 3: 114–123.



Figur 11. Lingonmurabi (*Osmia laticeps*) gynnas av solbelyst död ved och öppna skogar med bärris. Foto: Alexander Berg.

4.6.3.6. Sammanlagd bedömning steklar

De flesta steklar är mycket mobila i landskapet och gynnas av naturliga störningar som skapar ljusöppna skogsmiljöer. Mer slutna skogar som troligen kommer vara de beståndstyper som selektiv avverkning och mindre luckhuggning främst utförs i, hyser ofta ett förhållandevis artfattigt stekelsamhälle som huvudsakligen består av förnalevande arter, skuggtåliga skogsarter och parasiter på svamp- och sorgmyggor. Den överlägset artrikaste ekologiska stekelgruppen i skog, parasitsteklarna, är beroende av en mångfald av värdar och således en stor variation vad det gäller kärleväxter, ljusinsläpp och vegetationshöjd. Generellt kan man säga att ljus- och värmeälskande steklar från omgivande landskap och kantzoner gynnas kortsiktigt av hyggen och stora luckor, förutsatt att tillräckliga mängder stående död ved, som utgör ett viktigt bosubstrat, tillskapas och lämnas. Då hyggesfasen snabbt övergår i en tätare planteringsfas med ogynnsamma förutsättningar på medellång och lång sikt, är dock dessa mer intensiva brukningsmetoder att betrakta som negativa på beståndsnivå. Luckhuggning med små luckor, förutsatt att tillräcklig hänsyn med avseende på död ved tas, efterliknar mest de naturliga störningsregimerna och skapar en gynnsam variation i beståndet. Den selektiva avverkningen kommer främst gynna ett mindre antal, men i och för sig likväl skyddsvärda grupper av parasitsteklar knutna till kontinuitetskrävande värdar.

4.6.4. Övriga terrestra evertetrater (Jonas Sandström, Moa Pettersson)

Under denna rubrik behandlas de evertetrater som inte kan inordnas under någon av de stora grupperna skalbaggar, fjärilar och steklar. Deras habitatkrav och respons på olika bruksmetoder överlappar till stor del de som gäller för övriga grupper knutna till de olika substrat och habitat som återfinns i skogsmiljöer och till viss del överlappar de undersökningar som finns att tillgå

organismgruppssmässigt. En stor och mycket heterogen grupp inom denna samlingskategori är tvåvingarna. Många tvåvingar är starkt kontinuitetskrävande och deras känslighet för vind och uttorkning gör att de är mycket känsliga för omfattande förändringar i miljön.

4.6.4.1. Trakthyggesbruk

En finsk studie²⁵⁶ visar att artsammansättningen hos marklevande rovdjur skiljer sig mellan de artsamhällen som finns i skogen före och efter trakthyggesbruket. Efter avverkningen minskade antalet arter av såväl spindlar som jordlöpare knutna till sluten skog medan arter knutna till halvöppna och öppna miljöer ökade i antal. Denna förändring var tydligare på hygget än i trädgrupperna. Spindlar reagerade över lag tydligare på förändringen i miljön än jordlöpare. Spindlar som ökar har ofta förekommit i beståndet innan men varit betydligt fåtaligare.

En kanadensisk studie²⁵⁷ visade att successionsmönstren hos marklevande spindlar är starkt beroende av mikroklimatiska förhållanden som påverkas av skogsstörningar som hyggesbruk. Visuellt jagande spindlar (som jagar aktivt och inte bygger nät) dominerade på hyggen. Dessa arter är ofta mer anpassade till öppnare miljöer med mindre vegetation. I de äldre skogarna var spindlar som jagar genom att sitta still och vänta på byten (till exempel dvärgspindlar) dominerade. Dessa arter är anpassade till den mer strukturerade och skyddade miljön i äldre skogar. De flesta vanliga skogsarter återetablerades i de blötaste områdena inom 30 år efter att skogen hade huggits. På torrare hyggen som var 30 år gamla liknade artsammansättningen mer de 16-åriga hyggerna med buskvegetation. Detta tyder på att successionsprocessen varierar beroende på fuktighetsnivåer och andra mikroklimatiska förhållanden. Variationer i artsammansättningen mellan områdena tros bero på skillnader i mikroklimat (till exempel fuktighet, temperatur) samt tillgången på byten. Mikroklimatet påverkas bland annat av trädkronans slutenhet och förnadjupet, som varierade beroende på om området var ett hygge eller en äldre skog.

Mängden död ved ger också förändringar av markfaunan. Studier av hoppstjärter i granskog i Tatra nationalpark i Slovakien visade att stormskador och brand som skapar stora mängder död ved gav stora förändringar med högre artrikedom, medan trakthygge (efter storm) resulterade i minskning av artrikedomen^{258,259}. Förändringarna i artsammansättning är främst orsakade av minskad mängd död ved²⁶⁰. Effekten på marklevande nematoder var dock mindre påtaglig, särskilt på längre sikt. Andra studier av kvalster har visat att intensivare skogsbruk tenderade att ge fler arter som livnär sig som nedbrytare jämfört med de som livnär sig som svampätare eller rovdjur²⁶¹.

²⁵⁶ Matveinen-Huju m.fl. (2009). *For. Ecol. Manag.* 258: 2388–2398.

²⁵⁷ McIver m.fl. (1992). *Can. J. For. Res.* 22: 984–992.

²⁵⁸ Cuchta m.fl. (2013). *Environmental Monitoring and Assessment* 185: 5085–5098.

²⁵⁹ Cuchta m.fl. (2019a). *For. Ecol. Manag.* 433: 504–513.

²⁶⁰ Cuchta m.fl. (2019b). *Environmental Monitoring and Assessment* 191: 222

²⁶¹ Farská m.fl. (2014). *Applied Soil Ecology* 75: 71–79.



Figur 12. Barrvedblomfluga (*Xylota jakutorum*) förekommer i barr- och blandskog med träd och stubbar under nedbrytning. Foto: Sandy Rae.

4.6.4.2. Selektiv avverkning

En brittisk studie²⁶² undersökte blomflug fauna och olika bruksmetoder i siktagranplanteringar. De provytor som genomgick selektiv avverkning visade mindre negativa effekter på blomflug populationerna jämfört med trakthyggesbruk. Artrikedomen och abundansen var något högre i dessa områden, särskilt i kronskiktet. Detta visade att den slutna skogsmiljön där trädåldern varierade gav högst artmångfald bland blomflugor. Författarna diskuterade också hur den strukturella komplexiteten i skogen (till exempel trädens täthet och höjd) samt tillgången på blommande växter och andra resurser påverkade blomflugornas närvaro och mångfald. Skogar med mer varierad struktur och fler blommande växter tenderade att ha högre abundans av blomflugor, framför allt på landskapsnivå.

En finsk studie²⁶³ studerade mikrobivorer (små marklevande evertebrater som äter svampar och bakterier) respons på olika skogsbruksmetoder i granskogar i mellersta Finland. Vid mätningar under de första tre åren efter huggning ökade småringmaskar (*Enchytraeidae*) markant på alla avverkade ytor, men på 10 års sikt hade småringmaskarna återgått till samma nivåer som i kontrollbeståndet. På kort sikt svarade de övriga mikrobivoreterna inte signifikant på de olika skogsbruksmetoderna under de första åren efter avverkning, men 10 år senare,

²⁶² Straw m.fl. (2017). For. Ecol. Manag. 406: 95–111.

²⁶³ Siira-Pietikäinen & Haimi (2009). For. Ecol. Manag. 258: 332–338.

resulterade alla metoder förutom selektiv avverkning i en 60–70% minskning av abundans jämfört med den obrukade kontrollskogen. Bland mikrobivorerna uppvisade hoppstjärtar, trevfotingar och den särskilt vanliga hoppstjärten (*P. flavesceus*) liknande respons. Trots tydliga nedgångar i abundans för vissa grupper, påverkades inte hela samhällsstrukturen signifikant. Mikrobidetritivorer (främst larver av tvåvingar och skalbaggar, något större insekter än tidigare nämnd grupp) uppvisade ingen respons på de olika skötselmetoderna. Växtätarna i samma studie bestod främst av två grupper sköldlöss (*Coccoidea*) och bladlöss (*Aphidoidea*) medan andelen av andra vanliga grupper som skinnbaggar (*Heteroptera*), och tripsar (*Thysanoptera*) var liten. Alla behandlingar utom selektiv avverkning medförde lägre abundans av herbivorer, framför allt för rotlevande arter. Författarna drar slutsatsen att kalavverkning påverkar markfaunan och att effekten kvarstår även 10 år efter avverkning. Däremot verkar inte selektiv avverkning ha lika stor påverkan på abundansen av markfaunan.

4.6.4.3. Luckhuggning

En undersökning från Ungern visade att artrikedomen bland spindlar ökade i försök på kort sikt under fyra år från avverkningen (7–10 m luckor) i ekskog²⁶⁴. Studien visade att skapandet av luckor, som en del av ett hyggesfritt skogsbruk, orsakar relativt små förändringar i skogslevande spindelsamhällen. Artrikedomen av spindlar var måttligt högre i de nyligen skapade luckorna, och artsammansättningarna mellan luckorna visade större variation jämfört med de obehandlade kontrolltyterna i skogen. Resultatet antyder att luckhuggningen skapar variation i mikrohabitat och mikroklimatiska förhållanden, vilket leder till högre artrikedomen. Luckorna i studien var mindre (150 och 300 m²) än vad som är tillåtet för luckhuggning inom svenskt skogsbruk (0,25 ha/2500 m²) och ligger på gränsen att liknas vid selektiv avverkning.

I Finland fann man i en studie där selektiv avverkning, luckhuggning och trakthyggesbruk jämfördes, att de avverkade områdena (undantaget selektiv avverkning) hyste ungefär en tredjedel av det antal smådjur som fanns i den opåverkade skogen. Denna andel gällde såväl luckor (oavsett markberedning) som trakthygge²⁶⁵. För provtyterna med selektiv avverkning där 30% av beståndet hade brukats hade ingen signifikant skillnad i artsammansättningen jämfört med kontrollbestånden.

4.6.4.4. Överhållen skärm

Förhållandena för evertebraterna är på kort sikt beroende av hur stor andel av det ursprungliga beståndet som lämnas som skärm. Skärmen kommer delvis att bidra till bibehållen fukt i markskiktet och jämnare temperatur. Möjligen kan enstaka artgrupper knutna till de växter och mykorrhizasvampar som överlever själva avverkningen klara sig fram till dess att ungskogen tätar. På längre sikt, då beståndet övergår i ett mer enskiktat bestånd, kommer dock förutsättningarna för arterna likna trakthygget.

²⁶⁴ Samu m.fl. (2023). Diversity 15: 240.

²⁶⁵ Siira-Pietikäinen & Haimi (2009). For. Ecol. Manag. 258: 332–338.

4.6.4.5. Sammanlagd bedömning övriga evertetrater

Bristen på studier av hur evertetrater påverkas av de olika hyggesmetoderna utifrån nordiskt perspektiv och inte minst längre tidsserier gör det svårt att säga hur arterna påverkas av respektive brukningsform. Får man mindre luckor i beståndet genom selektiv avverkning eller från mindre luckor ökar man chansen för att skogsarterna kan leva kvar i beståndet. Samtidigt kan man i de ljusöppna bryn som skapas öka förutsättningen för att de insekter som trivs sämre i mörka och täta skogar ska kunna etablera sig. För de arter som är knutna till död ved eller vedsvamp så ändras inte mängden substrat mellan de olika brukningsmetoderna och effekterna av hyggesfria alternativ bedöms bli de samma som med trakthyggesbruk. Med selektiv huggning markbereder man dock inte, vilket förhindrar att en del liggande ved körs sönder, vilket gör att effekterna möjligen kan bli mindre förutsatt att veden inte körs sönder när man mer upprepat går in i bestånden vid hyggesfritt brukande.

4.7. Limniska evertetrater (Ulf Bjelke)

4.7.1. Allmänt om arter som lever i skogliga vattendrag och deras miljökrav

Den omgivande miljön har stor betydelse för små vattendrag. Exempelvis så har småvatten omgärdade av skog en helt annan näringsämnes- och energidynamik än de som omgärdas av andra markslag. I vatten som omgärdas av öppna marker kommer energin direkt från solen och vattenväxter och alger tar upp denna och för vidare till andra organismer^{266,267}. Djursamhället domineras av arter som är betare av alger och växter. Solbelysta mindre vatten blir också varmare än skuggade sådana och kallvattengynnade arter av till exempel fiskar trivs ofta inte där.

I vatten som är skuggade av vegetation är djur- och växtliv annorlunda än i solbelysta vatten. Energin som når vattnet består till allra största delen av löv från träden vid vattnet^{268,269}. Beskuggningen gör att endast få växtarter och glest växande vegetation finns i vattnet. Djurlivet domineras av nedbrytare som förtär döda löv och biofilmen av svampar och bakterier på dessa löv. Skuggningen gör vattnet svalare och kallvattengynnade arter trivs också bättre, till exempel öring (*Salmo trutta*). Trädens rötter skapar stabilitet i strandbrinkar och minskar sedimentation²⁷⁰. Vidare är rötter som växer i själva vattnet viktiga gömställen för till exempel fiskyngel, det gäller särskilt trädslagen al (*Alnus* spp.) och sälg²⁷¹. Träd skapar skugga för kallvattengynnade arter som öring och lax (*Salmo salar*), vilka dessutom till stor del födosöker efter insekter som faller i vattnet från träd²⁷².

²⁶⁶ Dodds m.fl. (2002) Canad. J. of Fisheries and Aquatic Sci. 59: 865–874.

²⁶⁷ Odum & Barrett (2005). Thomson Brooks/Cole.

²⁶⁸ Wipfli & Musslewhite (2004). Hydrobiologia 5201: 153–163.

²⁶⁹ Schaftel m.fl. (2012). Biogeochemistry 107: 135–148.

²⁷⁰ Claessens m.fl. (2010). Forestry 83: 1–17.

²⁷¹ Degerman m.fl. (2005). Levande Skogsvatten, WWF.

²⁷² Allan m.fl. (2003). Canad. J. of Fisheries and Aquatic Sci. 60: 309–320.



Figur 13. Larven av nattsländan *Crunoecia irrorata* är knuten till kalkällor, en livsmiljö som ofta påverkas negativt eller förstörs vid trakthyggesbruk. Foto: Niels Sloth.

4.7.2. Trakthyggesbruk

Avverkning av strandzoner har undersökts i ett flertal studier^{273, 274}. Avverkningen medför mindre skugga, varmare vatten, högre alg- och växtproduktion i vattnet. Om vattnet är näringsrikt finns en risk att den ökade solinstrålningen leder till en snabbt ökande igenväxning vilket kan skapa syrgasbrist²⁷⁵. Djursamhället av dagsländor (*Ephemeroptera*), bäcksländor (*Plecoptera*) och nattsländor (*Trichoptera*) förändras i hög grad om ett vattendrag övergår från att vara beskuggat till solexponerat²⁷⁶. Det blir inte nödvändigtvis artfattigare men istället för samhällen som dominans av nedbrytare blir det ett samhälle dominerat av algätare, så kallade skrapare²⁷⁷. Laxfiskar missgynnas ofta av ökad solinstrålning, särskilt i södra Sverige där höga sommartemperaturer negativt påverkar dessa kallvattengynnade arter²⁷⁸. En ökad erosion från kala strandbankar kan ha negativa effekter på vattenlevande djur som sländlarver och musslor, vilka ofta är känsliga för grumligt vatten. Även viktiga ekosystemprocesser påverkas av avverkning i strandzonen, såsom minskad lövnedbrytning²⁷⁹ och upptag av närsalter²⁸⁰.

Särskilt känsliga är de arter som lever i små beskuggade skogsvatten. Det gäller rödlistade sländor knutna till källmiljöer och mindre bäckar²⁸¹. Även musslor som

²⁷³ Stone & Wallace (1998). *Freshwater Biology* 39: 151–169.

²⁷⁴ Swank m.fl. (2001). *For. Ecol. Manag.* 143: 163–178.

²⁷⁵ Mallin m.fl. (2006). *Limnology and Oceanography* 51: 690–701.

²⁷⁶ Gomes m.fl. (2022). *Environmental Monitoring and Assessment* 194: 697.

²⁷⁷ Gjerlov & Richardson. (2004). *Archiv für Hydrobiologie* 161: 307–328.

²⁷⁸ Jonsson & Jonsson (2009). *Journal of Fish Biology* 75: 2381–2447.

²⁷⁹ McKie & Malmqvist (2009). *Freshwater Biol.* 54: 2086–2100.

²⁸⁰ Sabater m.fl. (2000). *J. of the North American Benthological Society* 19: 609–620.

²⁸¹ Bjelke m.fl. (2010). *ArtDatabanken Rapporterar* 8, SLU.

flodpärlmussla (*Margaritifera margaritifera*) är känsliga för skogsbruk²⁸². Omkring 20 rödlistade arter av smådjur i vattendrag bedöms påverkas negativt av avverkning²⁸³. Förutom direkta effekter som minskad beskuggning påverkas vattendrag också ofta av körsador i samband med avverkning som direkt kan förstöra livsmiljöer, eller orsaka sedimentering. Det sistnämnda kan både vara kortsiktiga förändringar i samband med själva avverkningen, eller mer långsiktiga effekter till följd av trädrötters funktion att hålla kvar sediment minskar och upphör vid och efter avverkning. Utöver direkt förstörelse av de minsta vattnen kan skador orsakade av skogsmaskiner orsaka en grumling som är starkt negativ för en stor del av vattnens arter²⁸⁴. Om en tillräcklig skyddszon lämnas och körsador nära vatten undviks kan de negativa effekterna minskas.

I Sverige är dagens kantzoner i områden med trakthyggesbruk ofta i medeltal kring 5–10 m breda, och har ofta spår av maskiner och markberedning, samt att 35% av strandlinjen saknar kantzon helt²⁸⁵. Kantzoner i Sverige och Finland domineras idag ofta av gran, ett trädslag som saknar flera av de egenskaper som lövträd har. Särskilt barrträd är en sämre födoresurs för vattenlevande arter, men skapar även miljöförhållande som färre strandlevande arter trivs i. Dessutom är gran med dess grunda rötter känsliga för att blåsa omkull, med störst risk för träd som växer i ett annars öppet landskap. Stormfällda träd längs vattendrag och deras rotvärtor kan orsaka betydande skador på strandkanter^{286,287}. Därför är kantzoner med hög lövandel att föredra framför grandominerade kantzoner.

4.7.3. Selektiv avverkning

Vid selektiv avverkning nära vatten bör man prioritera uttag av gran och spara/gynna lövträd, förutsatt att körsador som orsakar stora spår och erosion kan undvikas²⁸⁸. En finsk studie slår fast att en 15 m bred buffertzona inte är tillräcklig för strandlevande växter, men att en 30 m bred zon där selektivt uttag av barrträd tillåts sannolikt är betydligt bättre än en smal zon som lämnas orörd, samt ekonomiskt rimligare för markägare²⁸⁹. Ofta är det av ekonomiska skäl som kantzoner görs smala. En svensk studie har visat att om kantzoner med 30 m bredd sparas vid avverkning så innebär det en kostnad som motsvarar i genomsnitt 4–10% av vinsten vid avverkning i ett område²⁹⁰. Om barrträd i zonen huggs selektivt kan zonen dock bli mer ekonomisk och motsvara en ekonomisk förlust på endast 1–3%. Selektiv avverkning är sannolikt bättre för att upprätthålla strandkantens struktur och funktion än den nuvarande metoden att lämna endast en trädrad på ett trakthygge, eftersom ett bibehållet trädskikt minskar vindexponeringen av träd närmast bäcken.

²⁸² Österling & Högberg (2014). *Hydrobiologia* 735: 213–220.

²⁸³ ArtDatabanken (2024). Artfakta, SLU.

²⁸⁴ Rivinoja & Larsson (2001). Rapport Vattenbruksinstitutionen 31, SLU.

²⁸⁵ Kuglerová m.fl. (2020). *Water Resources Research* 56: e2019WR026381.

²⁸⁶ Kuglerová m.fl. (2023). *Ambio* 52: 440–452.

²⁸⁷ Hasselquist m.fl. (2024). *Geomorphology* 461: 109320.

²⁸⁸ Ring m.fl. (2023). *For. Ecol. Manag.* 549: 121459.

²⁸⁹ Oldén m.fl. (2019). *BMC ecology* 19: 1–9.

²⁹⁰ Sonesson m.fl. (2021). *Scand. J. For. Res.* 36: 135–143.

4.7.4. Luckhuggning

Områden med luckhuggning, om de då saknar kantzon, skulle medföra att vattendraget vid denna sträcka får ett förändrat artsamhälle, med mer alger och vattenväxter, samt förändrad fauna. En studie från tempererade blandskogar i USA visade att luckhuggning i närheten av små bäckar medförde en ökning i vattentemperatur²⁹¹. Det finns även risk för körsador i samband med avverkningen, och dessa skulle då kunna påverka artsamhällen en god bit nedströms luckan, särskilt om ökad sedimentation blir fallet.

Om rekommendationen att bevara en buffertzon (minst en trädlängd) längs ett vattendrag följs, kan man anta att av de metoder som diskuteras så är luckhuggning den metod som har störst påverkan på vattenmiljön eftersom den orsakar större markstörningar än både överhållen skärm och selektiv avverkning. Dessutom kan det finnas en risk för vindfällning av träd i buffertzonen och medföljande skador på strandkanten, beroende på hur stora de öppna luckorna är i närheten av vattendraget.

4.7.5. Överhållen skärm

Överhållen skärm kan bidra till att bibehålla en viss grad beskuggning i jämförelse med trakthyggesbruk, beroende på hur mycket krontäckningen förändras i jämförelse med bäckens storlek. En ökning av solinstrålningen som förändrar artsamhället i bäcken kan dock uppstå. Körning med stora maskiner kan orsaka både direkt och långsiktig ökning av sedimentation. Markberedning i närheten av bäcken är negativt för artsamhället där. I likhet med selektiv avverkning är överhållen skärm sannolikt en bättre metod vad gäller att skydda strandkantens integritet än den nuvarande förvaltningsmetoden att lämna en enda trämlinje i ett trakthygge. Detta på grund av en lägre grad av vindexponering för träd närmast bäcken och därmed risken att blåsa omkull.

4.7.6. Sammanlagd bedömning limniska evertebrater

Vattendrag, småvatten och källor har helt olika artsamhällen beroende på om omgivande mark är trädklädd eller öppen. Avverkning där trädridån försvinner gör att artsamhällen i och vid vattnet helt förändras, när nedfallande löv inte längre ger näring och energi, och när död ved inte längre når vattnet. Kallvattengynnade arter missgynnas av ökande solinstrålning. Vidare orsakas ofta ökad sedimentation direkt under avverkning och senare genom att trädens rötter inte längre stabiliserar stränderna. Selektiv avverkning av barrträd till förmån för lövträd kan på sikt vara värdefullt i strandmiljöer, förutsatt att körsador undviks.

4.8. Fladdermöss (Sofia Gylje Blank)

4.8.1. Allmänt om fladdermöss och deras miljökrav i skog

Samtliga fladdermusarter i Sverige har en stark koppling till skog, vilken nyttjas för födosök, koloni-, vilo-, parnings- och övervintringsplatser. Fladdermöss är insektsätare och har en födonisch som nästan inga andra arter kan nyttja, nämligen nattaktiva flygande insekter. Insekter som kläcker i vatten är en mycket viktig födoresurs. Fladdermöss använder sig av ekolokalisering för att hitta sina byten och delas in i tre olika grupper baserat på hur ultraljudet ser ut; SRE- Short Range

²⁹¹ Swartz m.fl. (2020). For. Ecol. Manag. 474: 118354.

Echolocators, MRE- Medium Range Echolocators och LRE- Long Range Echolocators. De har olika jaktbeteenden som kopplar till varje arts morfologi och ekopejlingsläte och man brukar något förenklat dela in arterna i tre grupper baserat på i vilken typ av miljö de brukar jaga. Den första gruppen jagar helt öppet (LRE-arter). Den andra gruppen jagar direkt ovanför vattenytan (SRE-arter) och den tredje gruppen jagar inne i skog och/eller i kantzoner (MRE- och SRE-arter).

Typiskt för de skogslevande arterna, främst arter inom släktena *Myotis*, *Plecotus* och *Pipistrellus*, är att de undviker öppna områden när nätterna är som ljusast, främst under juni-juli. Födosöket sker då nästan enbart inne i skogen eller i nära anslutning till flera träd, om ett öppet område behöver korsas går de ner på låg höjd. Kantzoner, till exempel hyggeskanter²⁹² eller skogsbilvägar, fungerar också som jaktmiljöer men används inte om de utsätts av för mycket vind då insekterna blåser bort och därmed blir för svåra att fånga. De skogslevande fladdermössen är under sommaren särskilt beroende av ett sammanhängande trädskikt (konnektivitet) för att kunna röra sig mellan viktiga födosöksområden²⁹³ och studier visar att fladdermusaktiviteten är högre i mindre fragmenterade landskap²⁹⁴. En annan viktig faktor är vegetationsstrukturen eftersom den påverkar mängden insekter och därmed fladdermössens möjlighet till födosök²⁹⁵.

Tillgången på koloniplatser, där fladdermössen föder upp sina ungar, är en kritisk faktor under sommaren. En koloniplats är ofta ihåliga träd eller träd med löst sittande bark. Äldre lövträd får ofta den typen av struktur som fladdermössen behöver för att kunna använda trädet som koloniplats, men även barrträd, främst äldre barrträd kan få dessa strukturer. Tillgången till ihåliga träd och träd med löst sittande bark är ofta begränsad i brukade produktionsskogar. När nätterna blir mörkare förändras beteendet och de skogslevande arterna kan nu jaga mer öppet i skydd av mörkret. På hösten sker parningen samtidigt som fladdermössen börjar uppsöka sina övervintringsplatser, vilka är mer eller mindre kända för olika arter. Beroende på hur långt de olika arterna flyttar delas de in i fyra grupper. Långmigrerande arter lämnar Sverige för att övervintra längre söderut. För de regionalt migrerande arterna kan avståndet mellan vinter- och sommarkvarter vara i storleksordningen någon eller några hundratals kilometer. Fakultativt migrerande arter är antingen regionalt migrerande eller stationära. Stationära arter flyttar endast några tiotals kilometer mellan vinter- och sommarkvarter.

Övervintringsplatsen måste vara fuktig och frosthfri, en miljö som exempelvis finns i gruvor, grottor och stenbyggnader. Studier från Finland visar att fladdermöss nyttjar blockmark vid övervintring²⁹⁶. Liknande studier finns inte från Sverige men det finns studier på andra mindre däggdjur som visar hur dessa nyttjar blockmark och att dessa blockmarker ökar habitatkvaliteten i skogen²⁹⁷. I södra Sverige fungerar även träd som övervintringsplatser, om vintern tillåter.

²⁹² Langridge m.fl. (2019). *For. Ecol. Manag.* 448: 559–571.

²⁹³ Vasko m.fl. (2020). *Ecology and Evolution* 10: 4164–4174.

²⁹⁴ Frey-Ehrenbold m.fl. (2013). *J. Applied Ecology* 50: 252–261.

²⁹⁵ Cox m.fl. (2016). *For. Ecol. Manag.* 359: 221–231.

²⁹⁶ Blomberg m.fl. (2021). *Mammalian Biology* 101: 609–618.

²⁹⁷ Magnusson m.fl. (2013). *Ecology and Evolution* 3: 4365–4376.

På våren när fladdermössen vaknar är de helt beroende av våtmarker, temporära vattensamlingar och andra typer av miljöer som producerar mängder av insekter. Fladdermössens förekomst i landskapet påverkas av flera faktorer, men den viktigaste är det finns en hög insektsproduktion under hela den aktiva perioden.

4.8.2. Trakthyggesbruk

Fladdermöss jagar framför allt i insektsrika miljöer, men de jagar förstås också i vanliga produktionsskogar eftersom dessa täcker den största andelen skogsareal. Produktionsskogar är inte normalt sett de mest insektsrika miljöerna men om det finns insektsrika miljöer runtomkring kan det spilla över insekter i dessa miljöer. Finns det till exempel gott om insekter under en natt i en granplantering så kan vissa arter jaga där.

Nattfjärilar utgör en viktig bytesgrupp för flera arter, inklusive den rödlistade fladdermusen barbastell (*Barbastella barbastellus*). Forskning visar att avverkning minskar artrikedomen hos nattfjärilar och att återhämtning är långsam och beroende av kontinuiteten i trädtäckning i det omgivande landskapet²⁹⁸. Även om det är osäkert hur väl dessa resultat kan appliceras på svenska förhållanden, är det troligt att avverkning även här påverkar artsammansättningen. För fladdermöss är det avgörande att nattfjärilarnas biomassa bibehålls.

Trakthyggesbruk innebär ofta stora öppna ytor som kan skapa barriärer för skogslevande fladdermöss samt förlust av jaktmiljö, koloni-, vilo-, parningsplats. Hyggets form har dock betydelse för hur stor påverkan blir. Ett hygge som är långt och smalt ligger närmare omgivande skog och påverkar de skogslevande arterna mindre än ett hygge som är fyrkantigt, trots att de utgör samma yta. Ett långsmalt hygge får en längre kantzon som kan utgöra en jaktmiljö om förutsättningarna är de rätta samt att barriären över till andra sidan inte blir lika lång. Vissa arter kan gynnas av tillkommande kantzoner²⁹⁹ då det uppstår nya jaktmiljöer. Genom att släppa upp löv och örter i kantzonerna, särskilt i solbelysta och vindskyddade lägen, samt utforma själva kantzonen med mer variation ökar insektsproduktionen och kantzonen kan då bli en lämplig jaktmiljö för vissa arter³⁰⁰. De skogslevande arterna kommer dock undvika själva hygget till dess att skogen vuxit upp igen.

Trakthyggesbruket kan leda till att viktiga jaktmiljöer eller koloniplaster isoleras, särskilt stor påverkan har de under sommaren då de skogslevande arterna nästan helt undviker att flyga öppet. Dessa arter är beroende av ett sammanhängande trädskikt för att kunna röra sig mellan viktiga jaktmiljöer, konnektiviteten får därför inte minska. Ett norskt examensarbete på nordfladdermus (*Eptesicus nilssonii*) visade att aktiviteten av arten var lägre vid trakthyggesbruk i jämförelse med mer orörd skog³⁰¹. Fladdermöss är rörliga, och trakthyggesbrukets påverkan beror delvis på det omgivande landskapets struktur. Om det finns tillräckligt med lämpliga miljöer i närområdet och fladdermössen har möjlighet att nå dessa, blir påverkan mindre omfattande.

²⁹⁸ Summerville (2013). Ecological Applications 23: 1101–1112.

²⁹⁹ Kirkpatrick m.fl. (2017). For. Ecol. Manag. 395: 1–8.

³⁰⁰ Wood m.fl. (2025). For. Ecol. Manag. 578: 122416.

³⁰¹ Berg (2024). Examensarbete. Norwegian University of Life Sciences.



Figur 14. Luckhuggning med små luckor, har liknande effekt som stora gläntor och kan nyttjas som jaktmiljöer av arter som nordfladdermus (*Eptesicus nilssonii*). Foto: Sofia Gylje Blank.

4.8.3. Selektiv avverkning

Vid selektiv avverkning bibehålls eller utvecklas en mer flerskiktad skog än den som växer upp efter ett hygge, vilket är mer gynnsamt för fladdermössen. Samtidigt kommer ett gradvist avvecklande av grova träd och därmed den mer begränsade nyrekryteringen av grova träd direkt påverka tillgången på koloni-, vilo- och parningsplatser. Barrträd har förutsättningar att fungera som koloni- och viloplatser även om lövträd oftare får de strukturer som fladdermössen behöver.

Påverkan på fladdermössens viktigaste födokälla, de nattaktiva insekterna är troligen mindre i selektivt avverkat bestånd i jämförelse med trakthyggesbruket. En svensk studie visade att abundans och biomassa av nattfjärils- och växtstekellarver var signifikant lägre efter slutavverkning jämfört med selektiv avverkning på kort sikt³⁰². Däremot sågs ingen skillnad mellan selektiv avverkad och icke avverkad skog. En möjlig förklaring är att värdväxter som blåbär påverkas mindre vid selektiv avverkning än vid slutavverkning.

4.8.4. Luckhuggning

Det saknas svenska studier som behandlar fladdermössens respons på olika typer av luckhuggning. Hyggesfritt brukande genom små luckor genererar strukturer som påminner om den begränsade lokala störning som uppkommer naturligt genom till exempelvis stormskador. Dessa små luckor har liknande effekt som stora gläntor som kan nyttjas som jaktmiljö av vissa arter. Luckor i trädskiktet verkar spela roll för den lokala fladdermusfaunan eftersom de ökar habitatets heterogenitet, både en kort tid efter ingrepp och under beståndets omloppstid. Små

³⁰² Atlegrim & Sjöberg (1995). Entomologica Fennica 6: 79–90.

gläntor eller luckor gynnar framför allt arter som jagar i kantzonen men också de arter som jagar mer öppet. En spansk studie visade betydelsen av luckor som användbara jaktmiljöer särskilt inom stora områden med sammanhängande trädäckning³⁰³. Allt för stora luckor kommer troligen att få samma funktion som trakthyggesbruket med viss fördröjning men även här kommer utformningen av luckan att spela roll.

4.8.5. Överhållen skärm

Det finns inga kända studier på hur överhållen skärm påverkar fladdermöss i Fennoskandien. Överhållen skärm enligt de kriterier som anges i den här rapporten skiljer sig troligen inte mycket från slutavverkade bestånd när skärmen tagits ned. Troligen kommer dock några arter kunna nyttja skyddet från kvarvarande träd vid förflyttning mellan födosöksområden, vilket skulle kunna minska fragmenteringen något men också som jaktmiljö. Kantzonens utformning kommer att ha betydelse för hur mycket kantzonen kommer att nyttjas som jaktmiljö, dock kommer de mest skogslevande arterna troligen att undvika området under juni-juli.

4.8.6. Sammanlagd bedömning fladdermöss

Skogar som sköts med trakthyggesbruk, dvs. likåldrig barrskog, är ofta artfattig vad gäller insekter och är därmed inte en optimal miljö för fladdermöss. Bristen på studier av hur fladdermöss påverkas av de olika hyggesmetoderna ur ett nordiskt perspektiv, gör det svårt säga hur fladdermössen påverkas av de olika hyggesmetoderna. Luckhuggning med stora luckor och överhållen skärm kommer troligen påverka fladdermössen på samma sätt som en slutavverkning. Dock skulle överhållen skärm kunna bidra till att vissa arter får det något lättare att röra sig mellan olika jaktmiljöer fram till det att skärmen tas ned. Det uppväxande beståndet är ofta tätt vilket gör det svårare för fladdermössen att navigera.

Vid selektiv avverkning bibehålls eller utvecklas en mer flerskiktad skog än den som växer upp efter ett hygge. Samtidigt kommer ett gradvist avvecklande av grova träd och därmed den mer begränsade nyrekryteringen av grova träd direkt påverka tillgången på koloni, vilo- och parningsplatser. Selektiv avverkning och luckhuggning med mindre luckor har troligen större möjlighet att bibehålla de arter som fanns i skogen innan avverkningen. Mindre luckor i stora områden med sammanhängande trädteckning kan gynna fladdermössen då dessa kan vara bra jaktmiljöer och ökar heterogeniteten i landskapet. Formen på den avverkade ytan kan också påverka fladdermössen beroende på hur stor ytan är och hur långt ifrån skogskanten den ligger. Studier visar att utformningen och vegetationsstrukturen av kantzonerna har stor påverkan på fladdermössens möjlighet till jakt. Insekter som kläcker i vatten är en av de absolut viktigaste födoresurserna för fladdermössen och den hydrologiska påverkan som blir vid en avverkning behöver minimeras.

³⁰³ Tena m.fl. (2020). For. Ecol. Manag. 474: 118341.

4.9. Fåglar (Adam Felton)

4.9.1. Allmänt om fåglar och deras miljökrav i skog

Ungefär en tredjedel av Sveriges 245 häckande fågelarter räknas som skogsarter³⁰⁴, vilket kan definieras som de fågelarter som mer än tillfälligt häckar eller söker föda i skogsmiljöer³⁰⁵. I boreala skogar är fåglar den mest artrika gruppen av ryggradsdjur³⁰⁶, och de utför ett brett spektrum av ekologiska funktioner som insektsätare, fröspridare, asätare och ekosystemingenjörer³⁰⁷. De allra flesta skogsfåglar är generalister även om ett antal är starkare knutna till antingen löv- eller barrskogsmiljöer^{308,309}. De viktigaste födoresurserna utgörs av leddjur (till exempel insekter, spindeldjur), frön och bär och födosök prioriteras på trädstammar, grenar och buskar, men också marken och i luften. Till exempel föredrar insektsätande arter, som trädkryporen (*Certhia familiaris*) som letar efter föda i stammar, skogar med hög andel grova träd³¹⁰, medan grå flugsnappare (*Muscicapa striata*) behöver både sittplatser och utrymme för att fånga flygande insekter vilket gör att den föredrar glesa skogar³¹¹.

Skogsfåglar varierar i hur de skyddar och föder upp sina ungar, både genom val av boplatser som varierar från att bygga bon på marken till uppe i trädtoppar, och om de bygger öppna bon, eller häckar i håligheter. Framför allt finns färre håligheter i träd i produktionsskogar³¹², vilket kan begränsa förekomsten och mängden av hålhäckande arter³¹³. Beroende på arternas krav på föda, livsmiljö och förutsättning för häckning påverkas fågelsamhället på beståndsnivå också av tillgången på död ved och döende träd^{314,315}, buskskiktets täckning³¹⁶ och trädskiktets strukturella komplexitet³¹⁷, där den resulterande sammansättningen också beror av tillgängliga resurser i det omgivande landskapet^{318,319}. Utöver dessa faktorer anses även skogens sammansättning av träslag och successionsstadium vilket påverkar tillgången på olika strukturer, så som grova hålträd, vara viktiga för skogsfåglar³²⁰.

4.9.2. Trakthyggesbruk

Hyggen kan tillfälligt erbjuda lämpliga livsmiljöer för jordbruksfåglar eller andra arter knutna till öppna marker^{321,322}, men lämpar sig inte som habitat för flertalet

³⁰⁴ Gerell m.fl. (1996). National atlas of Sweden.

³⁰⁵ Mikusiński m.fl. (2018). Cambridge University Press.

³⁰⁶ Mönkkönen & Viro (1997). Journal of Biogeography 24: 603–612.

³⁰⁷ Sekercioglu m.fl. (2016). University of Chicago Press.

³⁰⁸ Bibby m.fl. (1989). Biological Conservation 49: 17–29.

³⁰⁹ Roberge & Angelstam (2006). Biological Conservation 130: 134–147.

³¹⁰ Suorsa m.fl. (2005). Biological Conservation 121: 443–452.

³¹¹ Lindbladh m.fl. (2019). Regional Environmental Change 19: 1429–1440.

³¹² Andersson m.fl. (2018). Scand. J. For. Res. 33: 233–244.

³¹³ Newton (1994). Biological Conservation 70: 265–276.

³¹⁴ Roberge m.fl. (2008). Biological Conservation 141: 997–1012.

³¹⁵ Lindbladh m.fl. (2022). For. Ecol. Manag. 515: 120223.

³¹⁶ Lindbladh m.fl. (2014). Silva Fennica 48: 1135.

³¹⁷ Eggers & Low (2014). For. Ecol. Manag. 319: 169–175.

³¹⁸ Mönkkönen m.fl. (2014). Biod. and Cons. 23: 3287–3300.

³¹⁹ Felton m.fl. (2016). For. Ecol. Manag. 365: 51–60.

³²⁰ Roberge m.fl. (2018). Ecol. Conserv. For. Birds 29: 183.

³²¹ Żmihorski m.fl. (2016). Agriculture, Ecosystems & Environment 233: 291–297.

³²² Ram m.fl. (2020). For. Ecol. Manag. 473: 118239.

skogsfågelarter som först nyttjar gamla hyggen i senare delar av omloppstiden. Under tiden ett hygge återbeskogas sker ett skifte i fågelsamhällets sammansättning – från arter typiska för öppna miljöer till sådana knutna till slutna skogar – samtidigt som andelen arter som är beroende av boträd och träd för födosök ökar i takt med att skogsmiljön återetableras³²³. Till exempel, tidigt i successionen domineras fågelsamhällena till stor del av arter som häckar eller söker föda nära eller på marknivå³²⁴. Hur detta artskifte sker beror dock på i vilken utsträckning träd sparas, där en högre andel sparade träd möjliggör att fler skogsfåglar kan finnas kvar^{325,326}. När det gäller den tidiga till mellersta fasen av omloppstiden saknas talltita (*Poecile montanus*), svartmes (*Periparus ater*), tofsmes (*Lophophanes cristatus*) och trädkryp i grandominerade bestånd 10 år in i omloppstiden. Tre av dessa arter observerades regelbundet först från och med 20 år in i omloppstiden, medan tofsmesen inte påträffades förrän efter 30 år. Flera vanligt förekommande skogslevande arter kan påträffas redan tidigt i omloppstiden för grandominerade bestånd³²⁷. Det framgår exempelvis av att lövsångare (*Phylloscopus trochilus*), talgoxe (*Parus major*), bofink (*Fringilla coelebs*) och kungsfågel (*Regulus regulus*) (en barrskogsspecialist) uppvisar revirbeteende i bestånd yngre än 15 år³²⁸. På samma sätt visade en studie att fågelsamhällena i 6 till 27 år gamla likåldriga, grandominerade bestånd dominerades av habitatgeneralister, medan mer specialiserade arter och naturvårdsarter endast förekom sporadiskt i dessa miljöer³²⁹.

Från mitten till de senare delarna av omloppstiden i likåldriga, barrdominerade produktionsbestånd domineras fågelsamhällena fortsatt av barrträdsassocierade och generalistiska skogsarter^{330,331}. Förekomsten av lövträdsassocierade arter är begränsad och tycks bero på hur mycket lövträd som förekommer genom hela omloppstiden^{332,333}. En del arter som har sin främsta förekomst i äldre skog (en del hotade) kan ibland uppvisa territoriellt beteende i dessa bestånd, men deras närvaro är i regel begränsad till enstaka observationer³³⁴. Att fågelfaunan präglas av generalister i dessa miljöer kan förklaras av den låga trädartsmångfalden, den enhetliga åldersstrukturen, bristen på död ved, den homogena vertikala strukturen samt det begränsade utbudet av födosöks- och häckningsnischer^{335,336}.

³²³ Helle & Mönkkönen (1990). SPB Academic Publishing.

³²⁴ Helle (1985). *Ecography* 8: 120–132.

³²⁵ Rosenvald & Lohmus (2008). *For. Ecol. Manag.* 429: 375–383.

³²⁶ Söderström (2009). *For. Ecol. Manag.* 257: 215–222.

³²⁷ Lindbladh m.fl. (2020). *Animal Conservation* 23: 762–773.

³²⁸ Lindbladh m.fl. (2014). *Silva Fennica* 48: 1135.

³²⁹ Edenius m.fl. (2011). *Ambio* 40: 521–527.

³³⁰ Lindbladh m.fl. (2017). *For. Ecol. Manag.* 397: 48–56.

³³¹ Versluijs m.fl. (2020). *For. Ecol. Manag.* 475: 118404.

³³² Felton m.fl. (2021). *For. Ecol. Manag.* 494: 119299.

³³³ Lindbladh m.fl. (2022). *For. Ecol. Manag.* 515: 120223.

³³⁴ Lindbladh m.fl. (2019). *Regional Environmental Change* 19: 1429–1440.

³³⁵ Angelstam m.fl. (2004). *Ecological Bulletins* 51: 427–453.

³³⁶ Edenius m.fl. (2011). *Ambio* 40: 521–527.

4.9.3. Selektiv avverkning

Det finns få studier i Fennoskandien som utvärderar skogsfåglars respons på selektiv avverkning^{337,338}. Den mest regionalt relevanta studien jämförde fågelsamhällen i boreala skogar mellan mogna, selektivt avverkade granbestånd med 40–60 år gamla likåldriga bestånd som gallrats kommersiellt. Författarna fann en liknande fågelartrikedom mellan de två beståndstyperna, men en högre förekomst av vissa funktionella grupper, såsom markhäckare och markfödosökare samt generalister, i de likåldriga bestånden³³⁹. De föreslår att den lägre grundytan i de selektivt avverkade bestånden minskade möjligheterna för hålhäckande arter, och därmed även tillgången på boplatser för sekundära hålhäckare.

En svensk studie sammanställde inventeringsresultat från 35 likåldriga granbestånd i tempererade och hemiboreala områden i södra Sverige, och fann ett positivt samband mellan trädstorleksdiversitet och fågelartrikedom. Författarna menar att resultaten tyder på att strukturell komplexitet har en gynnsam inverkan på fågel mångfalden, och rekommenderar att träd i olika storlekar lämnas kvar vid skötsel³⁴⁰. I en studie av fågelsamhällets respons på gödsling i unga hemiboreala likåldriga granbestånd föreslogs att den ökade fågelartrikedom, utöver förbättrade födoresurser för insektsätande arter, även kan ha berott på den ökade strukturella komplexiteten som uppstod genom användningen av stickvägar vid gödsling. Även om ingen av studierna specifikt utvärderade effekterna av selektiv avverkning, visar båda att ökad strukturell komplexitet i mogna bestånd kan gynna skogsfåglarnas mångfald. Det är också rimligt att förvänta sig ytterligare fördelar för fågelsamhället genom kontinuerlig tillgång till äldre stående träd, större täckning av fältskikt och buskskikt samt en större andel solbelyst död ved, jämfört med mogna likåldriga bestånd³⁴¹.

³³⁷ Kuuluvainen m.fl. (2012). *Ambio* 41: 720–737.

³³⁸ Koivula m.fl. (2025). *Springer*. vol. 45: 195–220.

³³⁹ Versluijs m.fl. (2020). *For. Ecol. Manag.* 475: 118404.

³⁴⁰ Lindbladh m.fl. (2017). *For. Ecol. Manag.* 397: 48–56.

³⁴¹ Edenius m.fl. (2011). *Ambio* 40: 521–527.



Figur 15. Kungsfågel (*Regulus regulus*) är en barrskogsspecialist som klarar av att etablera sig även i unga granskogar. Foto: Henrik Frietsch.

4.9.4. Luckhuggning

Den mest relevanta regionala studien som specifikt behandlar skogsfåglars respons på luckhuggning utvärderade luckor som var 5–18 gånger större än de som behandlas i denna rapport³⁴². Forskarna studerade dessutom fågelsamhällen 11–13 år efter att luckorna hade skapats (vilket kan ha gjort det svårare att upptäcka eventuella effekter på fågelfaunan) och jämförde fågelsammansättningar inom luckor och i sammanhängande skog, snarare än på beståndsnivå. Studien fann inga signifikanta skillnader i artrikedom eller total förekomst av häckande fåglar mellan ytor med och utan luckor, även om en högre förekomst av markfödosökande arter noterades i skötta skogsluckor under ett av undersökningsåren.

För nordamerikanska skogsfåglar visade en metaanalys att vissa funktionella grupper, såsom lövsamlare, flygande födosökare och kortdistansflyttare, uppträdde i högre täthet i skogar med luckor (0,05–2,0 ha) jämfört med oavverkade, sammanhängande skogar³⁴³. Detta förklarades med att dessa arter gynnas av den ökade resurstillgången och strukturella heterogeniteten i tidiga successionstadier. Mer specifikt fann de att förekomsten av arter knutna till kanter ökade med luckornas storlek, men att arter som är känsliga för kantmiljöer riskerar att missgynnas på grund av sitt behov av sammanhängande, intakta skogar.

En relaterad studie från Sverige visade också att avverkningsområdets storlek (1–20 ha) och graden av kvarlämnade träd kan påverka fågelarter i angränsande skog

³⁴² Forsman m.fl. (2013). *Annales Zoologici Fennici* 50: 316–326.

³⁴³ Forsman m.fl. (2010). *Can. J. For. Res.* 40: 1833–1842.

negativt via kanteffekter³⁴⁴. Men dessa farhågor kan delvis balanseras av resultat som visar att många skogsfågelarter i Sverige förekommer i högre täthet nära skogskanter än längre in i skogen, vilket kan förklaras av att solexponerade träd hyser högre tätheter av insekter^{345,346}. Trots dessa osäkerheter ger luckhuggning med både stora och små luckor en större vertikal och sammansättningsmässig variation än likåldriga avverkningsmogna bestånd. Dessutom ökar småskaliga luckhuggningar specifikt tillgången på solbelysta levande träd och död ved, ett mer utvecklat fält- och buskskikt på både kort och lång sikt. Sammantaget bör detta bidra positivt till skogsfåglars habitat- och resursbehov i jämförelse med slutavverkning.

4.9.5. Överhållen skärm

Bedömningen av överhållen skärm kompliceras av skillnader i trädslagssammansättning mellan skärmbeståndet och det likåldriga alternativet. Medan skärmbeståndet domineras av tall, består det likåldriga beståndet av både gran och tall. Eftersom mogna, likåldriga produktionsbestånd av gran respektive tall hyser delvis olika fågelsamhällen³⁴⁷, finns det en potentiell fördel med blandbestånd som kan stödja en högre fågelmångfald än monokulturer³⁴⁸. Med detta förbehåll finns inga kända studier från Fennoskandien som kvantifierar skogsfåglars respons på överhållen skärm. Eftersom behandlingen innebär att större träd tillfälligt lämnas kvar i det föryngrande beståndet, kan det dock gynna fågelarter som är beroende av sådana strukturer, exempelvis utsiktsplatser, häckningsplatser och hålträd, och därigenom förlänga förekomsten av vissa skogsarter efter avverkning och fram till dess att skärmträden slutavverkas³⁴⁹.

Även om det inte är helt jämförbart på längre sikt, kan studier om skogsfåglars respons på metoder med kvarlämnade träd ge relevanta insikter. En metaanalys visade att bestånd med hänsynsträd har högre artrikedom och fågeltäthet än hyggen³⁵⁰, och ytterligare metaanalyser från Nordamerika och Europa tyder på att minst 10–15% av den ursprungliga trädtätheten behöver bevaras för att främja skogsfåglar i avverkade bestånd^{351,352,353}. I en svensk kontext har det visats att om 60 träd per ha (ca. 10% av den ursprungliga trädtätheten) lämnas kvar, kan antalet revir av skogslevande tättingar på hyggen nästan fördubblas jämfört med dagens standardnivåer för trädbevarande³⁵⁴. Sammantaget tyder dessa resultat preliminärt på att överhållen skärm kan bidra till att vissa fågelarter från äldre skogsmiljöer kvarstår under en längre tid, fram till dess att de kvarlämnade skärmträden avlägsnas.

³⁴⁴ Söderström (2009). *For. Ecol. Manag.* 257: 215–222.

³⁴⁵ Hansson (1983). *Ornis Scandinavica* 14: 97–103.

³⁴⁶ Hansson (1994). *Landscape Ecol.* 9: 105–115.

³⁴⁷ Lindblad m.fl. (2019). *Regional Environmental Change* 19: 1429–1440.

³⁴⁸ Gjerde & Sætersdal (1997). *Biological Conservation* 79: 241–250.

³⁴⁹ Yamasaki m.fl. (2014). USDA Forest Service.

³⁵⁰ Fedrowitz m.fl. (2014). *J. Applied Ecology* 51: 1669–1679.

³⁵¹ Schieck & Song (2006). *Can. J. For. Res.* 36: 1299–1318.

³⁵² Vanderwel m.fl. (2007). *Conservation Biology* 21: 1230–1240.

³⁵³ Rosenvold & Lohmus (2008). *For. Ecol. Manag.* 429: 375–383.

³⁵⁴ Söderström (2009). *For. Ecol. Manag.* 257: 215–222.

4.9.6. Sammanlagd bedömning fåglar

Trakthyggesbruk innebär en nästan total förlust av trädanknutna livsmiljöer för många skogsfågelarter. Genom att undvika detta har selektiv avverkning, luckhuggning och överhållen skärm bättre förutsättningar att bevara levande träd, miljöer i fält- och buskskiktet, habitat som är nödvändiga för att många skogsfåglar ska kunna finnas kvar. Denna (kortsiktiga) fördel utgör en tydlig positiv faktor som inte bör förbises, även om det samtidigt finns osäkerheter kring dessa skogsbruksalternativs relativa bidrag till livsmiljöer under den mogna fasen (lång sikt), där tillgängliga studier på skogsfåglars respons fortfarande är otillräckliga. Dessa osäkerheter kan ytterligare förstärkas av att skogsfåglars respons kan skilja sig mellan tempererade och boreala regioner i Sverige. Mer specifikt ökar både antalet trädstammar per ha över 20 cm i brösthöjdsdiameter och den genomsnittliga årliga volymökningen för gran i söder³⁵⁵. Denna latitudskillnad kan skapa större kontraster i miljöförhållanden på beståndsnivå, exempelvis i ljusförhållanden i undervegetationen, mellan mogna likåldriga bestånd och selektivt avverkade bestånd vid lägre latituder, vilket i sin tur kan leda till tydligare skillnader i fågelsamhällets respons.

När det gäller luckhuggning, även om varierande luckstorlek kan påverka skogsfåglar, saknas studier som behandlar luckstorlekar eller skogsbruksmetoder som är direkt relevanta för att förutsäga Sveriges skogsfåglars respons. Det är därför fortfarande oklart i vilken utsträckning någon av formerna av luckhuggning medför en nettofördel för skogsfåglars habitat jämfört med den mogna fasen i ett likåldrigt, barrdominerade skog. Samtidigt är det rimligt att förvänta sig en ökad heterogenitet i skogen, särskilt om småskaliga luckhuggningar tillämpas. På motsvarande sätt innebär avsaknaden av studier om Fennoskandiska fåglars respons på överhållen skärm att det långsiktiga bidraget från att tillfälligt behålla grova, äldre träd förblir okänt – även om sådana träd sannolikt bidrar positivt med födosöks- och häckningsresurser fram till dess att de slutavverkas.

³⁵⁵ SLU (2024). Skogsdata från SLU Riksskogstaxeringen.

5. Syntes

Denna del av rapporten sammanställer och analyserar de viktigaste insikterna från tidigare avsnitt för att skapa en övergripande syntes kring hyggesfritt skogsbruk och dess betydelse för biologisk mångfald. Här besvaras centrala frågor som belyser hur påverkan på biologisk mångfald skiljer sig mellan trakthyggesbruk och hyggesfria metoder utifrån experternas bedömningar, samt vilka skillnader som är mest framträdande mellan olika hyggesfria alternativ. Hypoteser presenteras också kring vilken skillnad dessa metoder skulle kunna innebära för biologisk mångfald på både rumslig och tidsmässig skala. Avslutningsvis presenteras några rekommendationer. Rekommendationerna utgår från befintlig forskning och omfattar en bedömning av den säkerhet och styrka som finns i dagens kunskapsunderlag, samtidigt som kunskapsluckor och behov av framtida forskning identifieras. En sammanfattning av resultaten illustreras i figur 16.

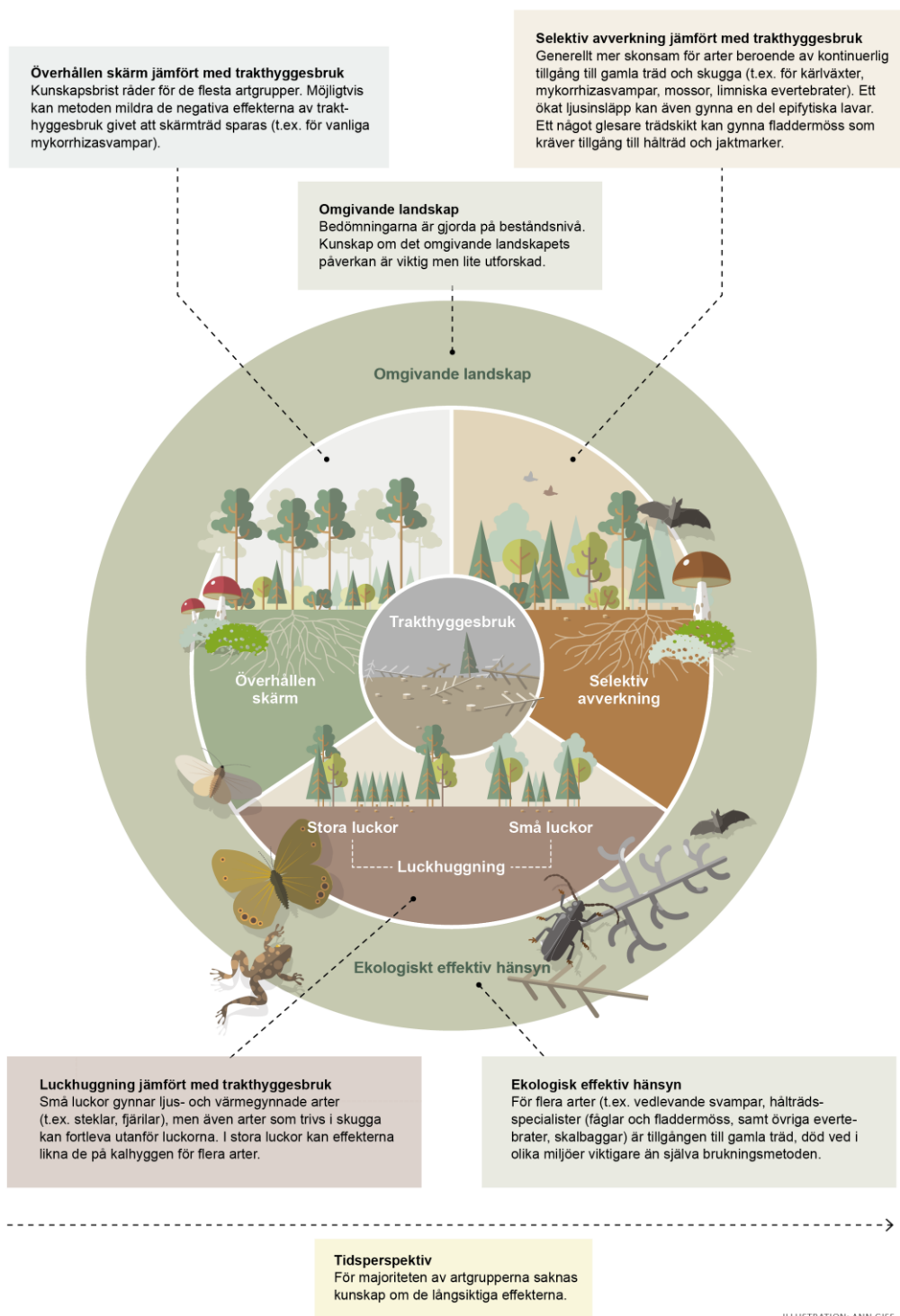
5.1. Skillnader i påverkan på biologisk mångfald

Trakthyggesbruk leder ofta till en homogen miljö där ljuskrävande och opportunistiska arter gynnas kortsiktigt, medan skogsberoende och skuggtåliga arter missgynnas. Exempel på ljuskrävande arter är kärleväxter som hallon, mjölke och gräs som kruståtel. Dessa arter koloniserar snabbt de öppna ytorna. Samtidigt missgynnas många skuggtåliga arter, som blåbär, knärot och arter knutna till levande träd, såsom lavar och ektomykorrhizasvampar. Även om artrikedomen kan öka initialt på hyggen, förlorar specialiserade arter sina livsmiljöer, vilket på lång sikt minskar mångfalden. Det överskuggande problemet i skogslandskapet är substratbrist och att vissa livsmiljöer är ovanliga. Särskilt gäller det bristen på riktigt gamla träd³⁵⁶, gamla lövträd och grov död ved i sena nedbrytningsstadier. Hyggesfria metoder, som selektiv avverkning och luckhuggning, kan potentiellt bevara fler äldre träd och skapa ett stabilare mikroklimat jämfört med ett hygge och därmed gynna skogsberoende arter och arter med begränsad spridningsförmåga. Effekten kommer dock alltid bero på intensiteten i skötseln och graden av markpåverkan. Avverkningsmetoden i sig har mindre betydelse än vad som lämnas kvar – mängden av död ved med olika egenskaper (eller av olika typ så som trädslag, stående/liggande, nedbrytningsstadium osv.), gamla träd och trädslagsblandning behövs för att hotade skogslevande arter ska överleva en avverkningscykel³⁵⁷.

Fri utveckling och naturvårdande skötsel tillåter naturliga skogsstrukturer, som död ved och gamla träd, att utvecklas kontinuerligt, vilket är avgörande för många hotade arter. Dock bygger analyserna och antagandena i denna rapport på att hyggesfritt skogsbruk används för virkesproduktion. Ett annat antagande är att förutom den generella hänsynen så lämnas ingen annan hänsyn. Bestånden brukas aktivt för virkesproduktion vilket gör att bestånden som brukas hyggesfritt både på kort och lång sikt kommer skilja sig från bestånd med fri utveckling / naturvårdande skötsel.

³⁵⁶ Davies m.fl. (2008). *Biod. and Cons.* 17: 209–234.

³⁵⁷ Koivula & Vanha-Majamaa (2020). *Ecological Processes* 9: 11.



Figur 16. Sammanfattning av effekterna på biologisk mångfald för selektiv avverkning, luckhuggning och överhållen skärm jämfört med trakthyggesbruk.

I produktionsbestånd kommer förekomsten av såväl grova/äldre träd som olika typer av död ved skilja starkt mellan det träd som är produktionsträdslag (i större delen av landet vanligen gran eller tall) och övriga trädslag, vilket påverkar vilka vedlevande arter som kan fortleva i beståndet. I boreala skogar bryts död ved av lövträd ner snabbare än barrträdsved, och behöver därför nyskapas kontinuerligt på landskapsnivå³⁵⁸. Hyggesfria metoder är därför inte svaret på frågan om lövträdens framtid i ett skogsbruk som – oavsett bruksform – huvudsakligen inriktas på barrträd.

Den centrala skillnaden mellan trakthyggesbruk och hyggesfria metoder ligger i hur de förändrar habitatkontinuitet och mikroklimat. Trakthyggesbruk skapar en snabb övergång från en skog till en öppen yta, vilket leder till ett kraftigt ljusinsläpp, ökad marktemperatur och förändringar i markens näringsbalans. Detta påverkar inte bara växter och lavar utan också insekter, svampar och andra organismer som är beroende av skogsstrukturen. Hyggesfria metoder minskar dessa förändringar genom att bibehålla en del av skogens komplexitet och därigenom stödja en större mångfald av arter över tid. Dock skiljer sig selektiv avverkning, luckhuggning och överhållen skärm i hur mycket av den ursprungliga skogsstrukturen och dess ekologiska funktioner (dvs. processer som möjliggör arters överlevnad och samspel) som bevaras, vilket i sin tur påverkar hur deras effekter på biologisk mångfald förhåller sig till effekterna från trakthyggesbruk.

Selektiv avverkning är den hyggesfria metod som avviker mest från trakthyggesbruk i sin påverkan på biologisk mångfald. Metoden bevarar till stor del viktiga miljöer, som äldre träd och förväntas ge mer stabil tillgång till död ved jämfört med trakthyggesbruk där det blir en puls av mer död ved (grot) just efter avverkning, men som bryts ned efter hand³⁵⁹. Äldre träd och död ved är avgörande för arter som är beroende av en kontinuitet av dessa miljöer, såsom vissa rödlistade lavar och vedlevande svampar, fladdermöss samt mykorrhizasvampar. Genom att minska stora miljöförändringar har selektiv avverkning också fördelen att den gynnar arter som är känsliga för fragmentering och som kräver stabila livsmiljöer och lång trädkontinuitet. För att skapa ett fullskiktat bestånd krävs dock att äldre träd sparas och på sikt kan leverera död ved av grövre dimensioner i beståndet.

Hur mycket luckhuggning skiljer sig från trakthyggesbruk beror på luckornas storlek. Små luckor, som efterliknar naturliga störningar, har liknande effekter som selektiv avverkning och upprätthåller kontinuitet i skogsstrukturen. Dessa luckor kan gynna arter som missgynnas både av helt öppna ytor och av täta skogar. Större luckor närmar sig effekterna av trakthyggesbruk genom att skapa en ljusare, mer öppen miljö som gynnar pionjärarter men missgynnar skuggtåliga arter. Om hela beståndet har avverkat efter en fullbordad cykel så kommer konsekvenserna på landskapsnivå med tiden att likna dem vid trakthyggesbruk.

Effekterna av överhållen skärm på biologisk mångfald varierar beroende på hur många träd som lämnas kvar och om markberedning utförs. Generellt gynnar denna metod vissa pionjärarter på kort sikt genom att släppa in mer ljus, men

³⁵⁸ Hekkala m.fl. (2016). *Biod. and Conserv.* 25, 1107–1132.

³⁵⁹ Hannerz m.fl. (2017) *Future Forests rapportserie 2017: 1*, SLU.

långsiktiga effekter på biologisk mångfald är osäkra. Vissa arter kan överleva under skärmen, men när träden slutligen avverkas kan dessa arter försvinna helt. För att skapa ett olikåldrigt bestånd med inslag av gamla träd krävs att skärmlträden tillåts att stå kvar över flera avverkningscykler³⁶⁰. Metoden erbjuder dock en större kontinuitet än trakthyggesbruk, vilket ger fördelar för de arter som klarar av att kolonisera den nya generationen unga träd under tiden som skärmen står, som vissa marksvampar och lavar.

En annan aspekt av biologisk mångfald som skiljer metoderna är deras potentiella påverkan på limniska miljöer. Kantzoner mot vattendrag spelar en viktig roll för att skydda vattenkvalitet och akvatiska livsmiljöer. I trakthyggesbruk är risken för påverkan stor, medan hyggesfria metoder, särskilt selektiv avverkning, har större potential att bevara intakta kantzoner och skogsstruktur i närheten av vatten och därigenom mildra dessa effekter. Dock är forskningen begränsad och det finns behov av fler studier.

Effekterna på biologisk mångfald beror inte enbart på bruksmetoden i sig utan också hur den utförs, framför allt omfattningen av de ingrepp som görs. Stora uttag av virke får större påverkan än mindre ingrepp. Är man ofta inne och avverkar i skogen får det en större påverkan än om man avverkar i beståndet mer sällan, då till exempel upprepade körningar med maskiner riskerar att förstöra den döda ved som finns i beståndet. Det har också stor betydelse vilka träd man väljer att avverka och spara. Dessa aspekter påverkar tillsammans och var för sig effekterna som skogsbruket har på skogsekosystemet. Generellt har mindre intensiv skötsel, till exempel selektiv avverkning, mindre negativ påverkan än trakthyggesbruk på arter som kräver kontinuitet i livsmiljöerna och är känsliga för fragmentering, såsom lavar och svampar samt skogsspecifika insekter.

5.2. Hyggesfria metoders påverkan i ett större perspektiv

Analyser och antaganden i denna rapport har i stort utgått från skötselmetodernas effekt på beståndsnivå. Ur ett landskapsperspektiv kan hyggesfria metoder emellertid förbättra den ekologiska konnektiviteten i landskapet genom att fungera som korridorer mellan olika skogsområden (detta gäller särskilt selektiv avverkning och små luckor). I trakthyggesbruk skapas stora öppna områden vid avverkning som beskogas med homogena bestånd vilket kan isolerar populationer och göra det svårt för arter med begränsad spridningsförmåga att förflytta sig mellan lämpliga livsmiljöer. Med hyggesfria metoder kan skogsområden bättre kopplas samman, vilket gör det möjligt för till exempel insekter, fåglar och små däggdjur att röra sig mellan livsmiljöer. De hyggesfria metoderna kan också bidra till en större variation av livsmiljöer med olika mikroklimat på landskapsskala. Till exempel kan selektiv avverkning och små luckhuggningar resultera i en blandning av täta och halvöppna skogspartier, vilket gynnar arter med olika ekologiska behov. Det kan bidra till att minska negativa effekter på biologisk mångfald som trakthyggesbruk i dag orsakar.

³⁶⁰ Savilaakso m.fl. (2021). Environmental Evidence 10: 1.

5.3. Effekten av generell hänsyn på biologisk mångfald

I våra analyser har vi antagit samma nivå av hänsyn för alla metoder, inklusive åtgärder som att lämna evighetsträd, högstubbar, hänsynsgrupper och kantzoner mot vatten (beskrivet i 3.1). Dessa åtgärder innebär att vissa aspekter, som volymen död ved, kan vara relativt lika mellan metoderna. Egentligen behövs hänsynen anpassas för de olika skötselmetoderna eftersom förhållandena i bestånden som brukas med dessa olika metoder skiljer sig åt sig markant. Dessutom bygger dagens riktlinjer kring hänsyn på att mildra en del av den stora miljöpåverkan som ett hygge innebär.

För hyggesfria metoder som selektiv avverkning och luckhuggning är det fortsatt viktigt att lämna hänsynsträd, men av andra skäl än vid slutavverkning. Istället för att fokusera på att kompensera för förlorad trädkontinuitet, bör hänsynen här fokusera på att säkerställa en långsiktig tillgång på grova träd och död ved och skydda miljöer som hyser skyddsvärda arter. Eftersom dessa metoder ofta innebär att äldre träd avverkas för att ge plats åt yngre träd, finns det risk att volymen död ved inte ökar vid hyggesfritt skogsbruk. Det krävs därför aktiva åtgärder för att skapa och lämna död ved även i dessa system.

En annan aspekt av hänsyn är kantzoner mot vatten, som har en viktig roll i att skydda biologisk mångfald och vattenkvalitet. I trakthyggesbruk är kantzoner avgörande för att minimera skador på akvatiska ekosystem. Dessa zoner fungerar som barriärer som filtrerar sediment och näringsämnen från avrinning och erbjuder samtidigt livsmiljöer för arter knutna till fuktiga miljöer och utgör spridningskorridorer. Vid hyggesfria metoder, särskilt selektiv avverkning, är kantzonerna ofta mer intakta eftersom skogsstrukturen runt vattendrag inte förändras lika dramatiskt. Detta bidrar till att bibehålla stabila mikroklimat och mer naturliga förhållanden för arter i och omkring vatten. Trots att hyggesfria metoder ger möjlighet för bättre skydd av kantzoner jämfört med trakthyggesbruk, är kunskapen om hur dessa metoder påverkar biologisk mångfald i och omkring vattendrag fortfarande begränsad.

Skillnaderna i hänsynsbehov belyser vikten av att utveckla riktlinjer som är skräddarsydda för olika skogsbruksmetoder. Anpassning av hänsyn utifrån de ekologiska förhållandena i varje metod är avgörande för att bevara skogens mångfald och långsiktiga funktionalitet.

5.4. Rekommendationer för hyggesfria metoder

Utifrån dokumenterade effekter av trakthyggesbruk respektive hyggesfria metoder kan några råd ges. Litteraturen och experternas bedömningar indikerar att selektiv avverkning har mindre påverkan på artsammansättning för flera artgrupper jämfört med slutavverkning. Vid selektiv avverkning bevaras skogens struktur och kontinuitet i större utsträckning än vid slutavverkning. Detta är avgörande för arter som är beroende av lång trädkontinuitet och mindre solbelysta miljöer. Långtidsstudier i både svenska och finska skogar visar att artsammansättning som är typisk för avverkningsmogen skog i större uträkning bibehålls vid selektiv avverkningen jämfört med trakthyggen. Detta kan till exempel vara långlivade och stationära arter så som mossor, lavar, kärlväxter, svampar samt evertebrater

med begränsad spridningsförmåga eller arter knutna till kontinuitetsberoende värdar.

Luckhuggning är ett alternativ som också kan minska en del av de negativa effekter som uppkommer vid slutavverkning, särskilt när små luckor används. Denna metod efterliknar naturliga störningar och skapar en variation av habitat som gynnar arter med olika krav på ljus och mikroklimat. Små luckor har visat sig stödja skuggtåliga arter och arter med intermediära krav på habitat. Dock är det viktigt att minimera markberedning och noga planera luckornas placering för att gynna den biologiska mångfalden. Stödet för luckhuggning är starkare för mindre luckor, medan större luckor närmar sig effekterna av trakthyggesbruk.

Överhållen skärm är sämre på att bevara det artsamhällen som fanns i skogen innan avverkning jämfört med selektiv avverkning och luckhuggning. Men jämfört med hyggen kan skärmträden bidra med trädkontinuitet tills nästa trädgeneration etablerat sig, vilket kan möjliggöra för ovanligare arter av bland annat mykorrhizasvampar fortleva in i det nya beståndet. Utöver den hänsyn som lämnas är effekterna beroende av skärmens täthet och markberedningens omfattning. Överhållen skärm kan gynna vissa pionjärarter på kort sikt men dessa missgynnas senare i omloppstiden när en ofta enskiktad tät skog etablerats.

Forskningen ger stöd för att rekommendera selektiv avverkning och småskaliga luckhuggningar framför trakthyggesbruk om målet är att i högre utsträckning bevara artsamhällen typiska för avverkningsmogen skog. Detta gäller framför allt artgrupper som kärlväxter, mossor och ektomykorrhizasvampar. Däremot kvarstår en viss osäkerhet kring hur dessa metoder påverkar mindre undersökta artgrupper, såsom vissa insekter. Detta understryker behovet av ytterligare forskning för att bättre förstå och kvantifiera effekterna på dessa grupper.

Även om selektiv avverkning anses vara en fördelaktig metod för att minska förändringar på biologisk mångfald orsakade av trakthyggesbruk, är det viktigt att påpeka att dess långsiktiga och hållbara tillämpning förutsätter förekomsten av skiktade bestånd. Detta innebär att metoden kan vara svår att använda på större arealer, särskilt i skogsområden där den befintliga strukturen ännu inte är lämplig för denna typ av skötsel. De skötselmetoder som mest liknar dagens skogsbruk, luckhuggning och överhållen skärm, är lättare att implementera i dagens skogslandskap, men att bara byta till dessa skötselmetoder ger troligtvis begränsade effekter på biologisk mångfald.

5.5. Viktiga kunskapsluckor

Effekter på mindre studerade artgrupper – De studier som genomförts har i stor uträkning fokuserat på hur kärlväxter, mossor, svampar och lavar påverkas av olika hyggesfria metoder och kunskapen är begränsad när det gäller flera insektsgrupper, till exempel steklar och tvåvingar, samt vissa svampar och lavar i mer komplexa mikrohabitat. Även fåglar och fladdermöss har uppmärksamats i vissa sammanhang, men det vetenskapliga underlaget är fortfarande begränsat speciellt för svenska förhållanden. Genom nya metoder, som till exempel DNA-metabarkodning, och mer långsiktig övervakning av populationer kan fler artgrupper undersökas i framtida studier och förbättra kunskapsläget för dessa.

Långsiktiga effekter – De flesta studier som genomförts är kortsiktiga och dokumenterar effekterna av skogsbruk på biologisk mångfald inom några år efter avverkning. Det saknas därför kunskap när det gäller att förstå hur hyggesfria metoder påverkar artsammansättning och ekologiska funktioner över decennier eller längre tid. Långsiktiga försök som följer effekterna av olika hyggesfria metoder över tid behövs för få ökade insikter kring hur biologisk mångfald och ekosystemens funktioner utvecklas under olika skogsbruksstrategier.

Landskapsmässiga samband – Forskning om hur hyggesfria metoder påverkar skogliga livsmiljöers konnektivitet och fragmentering är begränsad. Det är särskilt oklart hur dessa metoder kan förbättra spridningsmöjligheter och genetisk variation för arter i fragmenterade skogsområden. Genom storskaliga studier som studerar hur hyggesfria metoder påverkar fragmentering och konnektivitet i olika landskapstyper kan man till exempel undersöka hur ekologiska korridorer mellan biotoper kan stödjas av hyggesfri skötsel.

Limniska miljöer och kantzoner – Även om hyggesfria metoder kan minska påverkan på kantzoner och akvatiska habitat jämfört med trakthyggen, saknas detaljerad forskning om vilka specifika hänsynsåtgärder som är mest effektiva för de alternativa metoderna. Detta gäller särskilt för effekterna av olika avverkningsintensitet och olika habitatstrukturer, så som död ved och block, på vattenlevande arter och mikroklimat. Det behövs riktade fältförsök där hyggesfritt skogsbruk testas i anslutning till kantzoner och akvatiska habitat. Dessa studier kan bidra till att utforma bättre riktlinjer för hänsyn vid vattendrag.

Interaktionen med klimatförändringar – Det saknas kunskap om hur hyggesfria metoder kan förbättra skogens motståndskraft mot klimatförändringar. Det är oklart vilka specifika metoder som bäst bibehåller viktiga ekosystemfunktioner som upptag och avgång av koldioxid, vattenreglering och temperaturstabilisering under framtida klimatförhållanden. Vi behöver även undersöka hur olika metoder påverkar skogens återhämtning efter extrema väderhändelser, som torka eller stormar. För att få dessa svar behöver man kombinera expertis inom ekologi, klimatvetenskap och skogsskötsel för att förstå hur hyggesfria metoder kan minska eller öka risker och sårbarhet i skogslandskap som påverkas av klimatförändringar.

5.6. Slutsatser

- Använda selektiv avverkning eller luckhuggning med mindre luckor i områden där det är lämpligt för att minska förändringar i artsammansättning och förekomst som orsakas av trakthyggesbruk.
- Anpassa hänsynsåtgärder efter skogsbruksmetod, men bevarandet och skapande av död ved och äldre träd förblir avgörande.
- Om målet är att minska påverkan på biologisk mångfald och känsliga miljöer så ska markberedning användas i så liten uträkning som möjligt.
- För att fylla kunskapsluckor och förbättra framtida rekommendationer behövs långsiktig uppföljning och forskning på hur olika hyggesfria

metoder påverkar biologisk mångfald, där ett landskapsperspektiv bör ingå.

6. Litteratur

Ackemo J. (2018). Naturlig trädföryngring och epifytiska hänglavar 10 år efter en avverkning i schackruteform. Examensarbete avancerad nivå, A2E. Umeå: SLU, Institutionen för skogens biomaterial och teknologi (SBT).

<http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:slu:epsilon-s-9306>

Ahrné K, Johansson N, Ljungberg H & Nordström S (2022). Blombesökande insekter – pollen och nektar som föda hos steklar, fjärilar, tvåvingar och skalbaggar. *ArtDatabanken rapporterar* 27. Uppsala: ArtDatabanken SLU.

<https://www.slu.se/artdatabanken/publikationer/blombesokande-insekter/>

Allan JD, Wipfli MS, Caouette JP, Prussian A & Rodgers J (2003). Influence of streamside vegetation on inputs of terrestrial invertebrates to salmonid food webs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 309–320.

<https://doi.org/10.1139/f03-019>

Andersson J, Eva DG, Sophie M & Roberge J-M (2018). Tree cavity densities and characteristics in managed and unmanaged Swedish boreal forest. *Scandinavian Journal of Forest Research* 33: 233–244.

<https://doi.org/10.1080/02827581.2017.1360389>

Andersson GKS, Boke-Olén N, Roger F, Ekroos J, Smith HG & Clough Y (2022). Landscape-scale diversity of plants, bumblebees and butterflies in mixed farm-forest landscapes of Northern Europe: Clear-cuts do not compensate for the negative effects of plantation forest cover. *Biological Conservation* 274: 109728.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109728>

Angelstam P, Roberge J-M, Löhmus A, Bergmanis M, Brazaitis G, Dönz-Breuss M, Edenius L, Kosinski Z, m.fl. (2004). Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation: A review of parameters for focal forest birds. *Ecological Bulletins* 51: 427–453. <https://www.jstor.org/stable/20113327>

ArtDatabanken (2024). *Artfakta*. SLU. <https://www.artfakta.se>

Atlegrim O & Sjöberg K (1995). Effects of clear-cutting and selective felling in Swedish boreal coniferous forest: response of invertebrate taxa eaten by birds.

Entomologica Fennica 6: 79–90. <https://doi.org/10.33338/ef.83843>

Atlegrim O & Sjöberg K (1996a). Response of bilberry (*Vaccinium myrtillus*) to clear-cutting and single-tree selection harvests in uneven-aged boreal *Picea abies* forests. *Forest Ecology and Management* 86: 39–50.

[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03794-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03794-2)

Atlegrim O & Sjöberg K (1996b). Effects of clear-cutting and single-tree selection harvests on herbivorous insect larvae feeding on bilberry (*Vaccinium myrtillus*) in uneven-aged boreal *Picea* forests. *Forest Ecology and Management* 87: 139–148.

[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03830-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03830-3)

- Bader P, Jansson S & Jonsson BG (1995). Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests. *Biological Conservation* 73: 355–362. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00029-P](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00029-P)
- Bibby C, Aston N & Bellamy P (1989). Effects of broadleaved trees on birds of upland conifer plantations in north Wales. *Biological Conservation* 49: 17–29. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(89\)90110-9](https://doi.org/10.1016/0006-3207(89)90110-9)
- Berg A, Östlund L, Moen J & Olofsson J (2008). A century of logging and forestry in a reindeer herding area in northern Sweden. *Forest Ecology and Management* 256: 1009–1020. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.06.003>
- Berg Å, Ahrné K, Öckinger E, Svensson R & Svensson B (2011). Butterfly distribution and abundance is affected by variation in the Swedish forest-farmland landscape. *Biological Conservation* 144: 2819–2831. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.035>
- Berg Å, Bergman K-O, Wissman J, Żmihorski M & Öckinger E (2016). Power-line corridors as source habitat for butterflies in forest landscapes. *Biological Conservation* 201: 320–326. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.07.034>
- Berg EH (2024). Long-term effects of clear-cutting on the threatened bat species *Eptesicus nilssonii*. Master's Thesis, 60 ECTS. Faculty of Environmental Sciences and Natural Resource Management, Norwegian University of Life Sciences. <https://hdl.handle.net/11250/3148329>
- Berglund H, Nordén J, Penttilä R & Siitonen J (2011). Linking substrate and habitat requirements of wood-inhabiting fungi to their regional extinction vulnerability. *Ecography* 34: 864–875. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06141.x>
- Bergman K-O, Daniel-Ferreira J, Milberg P, Öckinger E & Westerberg L (2018). Butterflies in Swedish grasslands benefit from forest and respond to landscape composition at different spatial scales. *Landscape Ecology* 33: 2189–2204. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0732-y>
- Bergman K-O, Burman J, Jonason D, Larsson MC, Ryrholm N, Westerberg L & Milberg P (2020). Clear-cuts are temporary habitats, not matrix, for endangered grassland burnet moths (*Zygaena* spp.). *Journal of Insect Conservation* 24: 269–277. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00193-3>
- Bergstedt J & Milberg P (2001). The impact of logging intensity on field-layer vegetation in Swedish boreal forests. *Forest Ecology and Management* 154: 105–115. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00642-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00642-3)
- Bjelke U, Hallingbäck T & Henrikson L (2010). Rödlistade arter i källor. *ArtDatabanken Rapporterar* 8. Uppsala: ArtDatabanken SLU. <https://www.slu.se/artdatabanken/publikationer/rodlistade-arter-i-kallor/>

Blixt T, Bergman K-O, Milberg P, Westerberg L & Jonason D (2015). Clear-cuts in production forests: From matrix to neo-habitat for butterflies. *Acta Oecologica* 69: 71–77. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2015.09.006>

Blomberg A, Vasko V, Meierhofer M, Johnson J, Eeva T & Lilley T (2021). Winter activity of boreal bats. *Mammalian Biology* 101: 609–618. <https://doi.org/10.1007/s42991-021-00111-8>

Blösch M (2000). Die Grabwespen Deutschlands. Lebensweise, Verhalten, Verbreitung. *Die Tierwelt Deutschlands* 71. Keltern: Goecke & Evers. ISBN 3931374262.

Boch S, Prati D, Müller J, Socher S, Baumbach H, Buscot F, Gockel S, Hemp A, Hessenmöller D, Kalko E, m.fl. (2013). High plant species richness indicates management-related disturbances rather than the conservation status of forests. *Basic and Applied Ecology* 14: 496–505. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2013.06.001>

Bogusch P & Horak J (2018). Saproxylic bees and wasps. Ulyshen, M. (red.) Saproxylic Insects. Zoological Monographs, vol 1. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-75937-1_7

Broad GR, Shaw MR & Fitton MG (2018). Ichneumonid wasps (Hymenoptera: Ichneumonidae): their classification and biology. Vol. 7. Part 12. *Handbooks for the Identification of British Insects*. Royal Entomological Society, London, 418 s. ISBN 9781910159026.

Brock RE, Cini A & Sumner S (2021). Ecosystem services provided by aculeate wasps. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 96: 1645–1675. <https://doi.org/10.1111/brev.12719>

Brunet J & Isacson G (2009). Restoration of beech forest for saproxylic beetles—effects of habitat fragmentation and substrate density on species diversity and distribution. *Biodiversity and Conservation* 18: 2387–2404. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9595-5>

Brunet J, Fritz Ö & Richnau G (2010). Biodiversity in European beech forests – a review with recommendations for sustainable forest management. *Ecological Bulletins* 53: 77–94. <https://www.jstor.org/stable/41442021>

Claessens H, Oosterbaan A, Savill P & Rondeux J (2010). A review of the characteristics of black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) and their implications for silvicultural practices. *Forestry* 83: 1–17. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpp038>

Clarke SA, Green DG, Bourn NA & Hoare DJ (2011). Woodland management for butterflies and moths: A best practice guide. Butterfly Conservation, Wareham, UK. <https://butterfly-conservation.org/our-work/downloads-resources-reports/woodland-management-for-butterflies-and-moths>

- Clench HK (1966). Behavioral thermoregulation in butterflies. *Ecology* 47: 1021–1034. <https://doi.org/10.2307/1935649>
- Cline ET, Ammirati JF & Edmonds RL (2005). Does proximity to mature trees influence ectomycorrhizal fungus communities of Douglas-fir seedlings? *New Phytologist* 166: 993–1009. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01387.x>
- Cook P, Hordley L, Alder D, Powell K & Pengelly D (2024). Moths respond to key habitat structures in conifer plantations managed as irregular high forest. *Forest Ecology and Management* 569: 122218. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122218>
- Cox MR, Wilcox EV, Keyser PD & Vander Yacht AL (2016). Bat response to prescribed fire and overstory thinning in hardwood forest on the Cumberland Plateau, Tennessee. *Forest Ecology and Management* 359: 221–231. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.09.048>
- Cuchta P, Miklisová D & Kovác L (2013). The impact of disturbance and ensuing forestry practices on Collembola in monitored stands of windthrown forest in the Tatra National Park (Slovakia). *Environmental Monitoring and Assessment* 185: 5085–5098. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2927-z>
- Cuchta P, Miklisová D & Kovác L (2019a). The succession of soil Collembola communities in spruce forests of the High Tatra Mountains five years after a windthrow and clear-cut logging. *Forest Ecology and Management* 433: 504–513. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.023>
- Cuchta P, Kana J & Pouska V (2019b). An important role of decomposing wood for soil environment with a reference to communities of springtails (Collembola). *Environmental Monitoring and Assessment* 191: 222. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7363-x>
- Cummins KW & Klug MJ (1979). Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* 10: 147–172. <https://www.jstor.org/stable/2096788>
- Davies Z, Tyler C, Stewart G & Pullin A (2008). Are current management recommendations for saproxylic invertebrates effective? A systematic review. *Biodiversity and Conservation* 17: 209–234. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9242-y>
- Degerman E, Magnusson K & Sers B (2005). Fisk i skogsbackar. WWF. Levande skogsvatten. 34 s. <https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/aqua/externwebb/databaser/elprovfisk/edatabasen/fisk-i-skogsbackar.pdf>
- Desender K, Ervynck A & Tack G (1999). Beetle diversity and historical ecology of woodland in Flanders. *Belgian Journal of Zoology* 129: 139–155.

https://biblio.naturalsciences.be/associated_publications/bjz/129-1/bjz_129_desender_139-156.pdf

Dettki H (1998). Dispersal of fragments of two pendulous lichen species. *Sauteria* 9: 123–131. https://www.zobodat.at/pdf/Sauteria_9_0123-0131.pdf

Djupström L, Dahlberg A & Lindahl B (2022). Nyttan av naturhänsyn för marksvampar – Resultat fem år efter avverkning. *Arbetsrapport 1116-2022*. Skogforsk, Uppsala. <https://res.slu.se/id/publ/120380>

Dodds WK, Smith VH & Lohman K (2002). Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algal biomass in temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 865–874. <https://doi.org/10.1139/f02-063>

Duflot R, Eyvindson K & Mönkkönen M (2022). Management diversification increases habitat availability for multiple biodiversity indicator species in production forests. *Landscape Ecology* 37: 443–459. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01375-8>

Dynesius M, Hylander K & Nilsson C (2009). High resilience of bryophyte assemblages in stream-side compared to upland forests. *Ecology* 90: 1042–1054. <https://doi.org/10.1890/07-1822.1>

Edenius L, Mikusinski G & Bergh J (2011). Can repeated fertilizer applications to young Norway spruce enhance avian diversity in intensively managed forests? *Ambio* 40: 521–527. <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0137-5>

Eggers S & Low M (2014). Differential demographic responses of sympatric *Parids* to vegetation management in boreal forest. *Forest Ecology and Management* 319: 169–175. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.02.019>

Ekholm A, Axelsson P, Hjältén J & Lundmark T (2022). Short-term effects of continuous cover forestry on forest biomass production and biodiversity: Applying single-tree selection in forests dominated by *Picea abies*. *Ambio* 51: 2478–2495. <https://doi.org/10.1007/s13280-022-01749-5>

Ekholm A, Lundqvist L, Axelsson P, Egnell G, Hjältén J, Lundmark T & Sjögren J (2023). Long-term yield and biodiversity in stands managed with the selection system and the rotation forestry system: A qualitative review. *Forest Ecology and Management* 537: 120920. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120920>.

Eliasson CU, Ryrholm N, Holmer M, Jilg K & Gärdenfors U (2005). *Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Fjärilar: Dagfjärilar. HesperIIDae–Nymphalidae*. (DE 50–54). Uppsala: ArtDatabanken, SLU.

Eliasson CU (2008). Åtgärdsprogram för bevarande av asknätfjäril. Rapport. Naturvårdsverket, Stockholm. <https://www.naturvardsverket.se/978-91-620-5858-6>

Ely DT & Wallace JB (2010). Long-term functional group recovery of lotic macroinvertebrates from logging disturbance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67: 1126–1134. <https://doi.org/10.1139/F10-045>

Esseen P-A & Coxson DS (2024). Microclimate drives growth of hair lichens in boreal forest canopies after partial cutting. *Forest Ecology and Management* 572: 122319. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122319>

Esseen P-A, Renhorn KE & Pettersson RB (1996). Epiphytic lichen biomass in managed and old-growth boreal forests: effect of branch quality. *Ecological Applications* 6: 228–238. <https://www.jstor.org/stable/2269566>

Espinosa del Alba C, Hjältén J & Sjögren J (2021). Restoration strategies in boreal forests: Differing field and ground layer response to ecological restoration by burning and gap cutting. *Forest Ecology and Management* 494: 119357. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119357>

Farská J, Prejzková K & Rusek J (2014). Management intensity affects traits of soil microarthropod community in montane spruce forest. *Applied Soil Ecology* 75: 71–79. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.11.003>

Färber L, Solhaug 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. <https://doi.org/10.1890/13-2319.1>

Fedrowitz K, Koricheva J, Baker SC, Lindenmayer DB, Palik B, Rosenvald R, Beese W, Franklin JF, m.fl. (2014). Can retention forestry help conserve biodiversity? A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 51: 1669–1679. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12289>

Felton A, Hedwall P-O, Lindblad M, Nyberg T, Felton AM, Holmström E, Wallin I, Löf M & Brunet J (2016). The biodiversity contribution of wood plantations: Contrasting the bird communities of Sweden's protected and production oak forests. *Forest Ecology and Management* 365: 51–60. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.01.030>

Felton A, Hedwall P-O, Trubins R, Lagerstedt J, Felton A & Lindblad M (2021). From mixtures to monocultures: Bird assemblage responses along a production forest conifer–broadleaf gradient. *Forest Ecology and Management* 494: 119299. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119299>

Forsman JT, Reunanen P, Jokimäki J & Mönkkönen M (2010). The effects of small-scale disturbance on forest birds: a meta-analysis. *Canadian Journal of Forest Research* 40: 1833–1842. <https://doi.org/10.1139/X10-126>

Forsman JT, Reunanen P, Jokimäki J & Mönkkönen M (2013). Effects of canopy gap disturbance on forest birds in boreal forests. *Annales Zoologici Fennici* 50: 316–326. <https://www.jstor.org/stable/43923481>

Frey-Ehrenbold A, Bontadina F, Arlettaz R & Obrist M (2013). Landscape connectivity, habitat structure and activity of bat guilds in farmland dominated matrices. *Journal of Applied Ecology* 50: 252–261. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12034>

FSC (2020). *FSC-standard för skogsbruk i Sverige*. Forest Stewardship Council, Uppsala. <https://se.fsc.org/se-sv/regler/skogsbruksstandard>

Fuentes-Montemayor E, Goulson D, Cavin L, Wallace J-M & Park KJ (2012). Factors influencing moth assemblages in woodland fragments on farmland: Implications for woodland management and creation schemes. *Biological Conservation* 153: 265–275. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.04.019>

Fuentes-Montemayor E, Watts K, Sansum P, Scott W & Park KJ (2022). Moth community responses to woodland creation: The influence of woodland age, patch characteristics and landscape attributes. *Diversity and Distributions* 28: 1993–2007. <https://doi.org/10.1111/ddi.13599>

Gauslaa Y & Solhaug KA (1996). Differences in the susceptibility to light stress between epiphytic lichens of ancient and young boreal forest stands. *Functional Ecology* 10: 344–354. <https://www.jstor.org/stable/2390282>

Gerell R, Gustafsson L, Ingelög T, Johansson O, Lindberg PS, Linder P, Löfroth M & Pålsson L (1996). Ecosystems. Wastenson L, Gustafsson L & Ahlen I (red.), *National atlas of Sweden: Geography of plants and animals* (s. 39–65). Stockholm. ISBN 9187760363.

Gjerde I & Sætersdal M (1997). Effects on avian diversity of introducing spruce (*Picea* spp.) plantations in the native pine (*Pinus sylvestris*) forests of western Norway. *Biological Conservation* 79: 241–250. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(96\)00093-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(96)00093-6)

Gjerlov C & Richardson JS (2004). Patchy resources in a heterogeneous environment: effects of leaf litter and forest cover on colonisation patterns of invertebrates in a British Columbian stream. *Archiv für Hydrobiologie* 161: 307–328. [10.1127/0003-9136/2004/0161-0307](https://doi.org/10.1127/0003-9136/2004/0161-0307)

Gomes PGS, Lima EL, Silva SR, Juen L & Brasil LS (2022). Does land use and land cover affect adult communities of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT)? A systematic review with meta-analysis. *Environmental Monitoring and Assessment* 194: 697. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10352-w>

Goude M, Erefur C, Johansson U & Nilsson U (2022). Hyggesfria skogliga fältförsök i Sverige. En sammanställning av tillgängliga långtidsförsök. *SLU, Enheten för skoglig fältforskning, Rapport 22*. <https://pub.epsilon.slu.se/29207/1/goude-m-et-al-20221012.pdf>

Goulet H & Huber JT (1993). *Hymenoptera of the world: An identification guide to families*. Ottawa: Agriculture Canada Publication. ISBN 0660149338.

<https://publications.gc.ca/pub?id=9.644683&sl=0>

Götmark F, Paltto H, Nordén B & Götmark E (2005). Evaluating partial cutting in broadleaved temperate forest under strong experimental control: Short-term effects on herbaceous plants. *Forest Ecology and Management* 214: 124–141.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.052>

Göthe E, Lepori F & Malmqvist B (2009). Forestry affects food webs in northern Swedish coastal streams. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 175: 281–294.

<https://doi.org/10.1127/1863-9135/2009/0175-0281>

Granhus A, Antón-Fernández C, de Wit H, m.fl. (2024). Effekter på karbondynamikk, miljø och näring vid ökat bruk av lukkede hogstformer. *NIBIO Rapport* 10(48): 100 s. <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2024/april-2024/effekter-pa-karbondynamikk-miljo-og-naring-ved-okt-bruk-av-lukkede-hogstformer/>

Gustafsson L, Hannerz M, Koivula M, Shorohova E, Vanha-Majamaa I & Weslien J (2020). Research on retention forestry in Northern Europe. *Ecological Processes* 9: 3.

<https://doi.org/10.1186/s13717-019-0208-2>

Hannerz M, Nordin A & Saksa T (red.) (2017). *Hyggesfritt skogsbruk: Erfarenheter från Sverige och Finland* (Future Forests Rapportserie 2017:1). SLU, Enheten för skoglig fältforskning. ISBN 9789157692641. Umeå, 74 s.

https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/f-for/old/pdf/ff-rapport_hyggesfritt_skogsbruk_en_kunskapssammanstallning-2017-04-02.pdf

Hansson L (1983). Bird numbers across edges between mature conifer forest and clearcuts in central Sweden. *Ornis Scandinavica* 14: 97–103.

<https://www.jstor.org/stable/3676012>

Hansson L (1994). Vertebrate distributions relative to clear-cut edges in a boreal forest landscape. *Landscape Ecology* 9: 105–115.

<https://doi.org/10.1007/BF00124377>

Harvey AE, Jurgensen MF & Larsen MJ (1980). Clearcut harvesting and ectomycorrhizae: survival of activity on residual roots and influence on a bordering stand in western Montana. *Canadian Journal of Forest Research* 10: 300–303.

<https://doi.org/10.1139/x80-051>

Hasselquist M, Polvi E, Staaf R, Winkowska M, Baan Hofman R & Kuglerová L (2024). The role of riparian buffer width on sediment connectivity through ephemeral streams following forest harvesting. *Geomorphology* 461: 109320.

<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2024.109320>

Hautala H, Jalonen J, Laaka-Lindberg S & Vanha-Majamaa I (2004). Impacts of retention felling on coarse woody debris (CWD) in mature boreal spruce forests in

Finland. *Biodiversity and Conservation* 13: 1541–1554.
<https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000021327.43783.a9>

Hekkala AM, Ahtikoski A, Päätaalo ML, Tarvainen O, Siipilehto J & Tolvanen A (2016). Restoring volume, diversity and continuity of deadwood in boreal forests. *Biodiversity and Conservation* 25: 1107–1132. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1112-z>

Heinonsalo J, Koskiahde I & Sen R (2007). Scots pine bait seedling performance and root colonizing ectomycorrhizal fungal community dynamics before and during the 4 years after forest clear-cut logging. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 415–429. <https://doi.org/10.1139/x06-213>

Helle P (1985). Effects of forest regeneration on the structure of bird communities in northern Finland. *Ecography* 8: 120–132. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1985.tb01162.x>

Helle P & Mönkkönen M (1990). Forest successions and bird communities: Theoretical aspects and practical implications. Keast A (red.), *Biogeography and Ecology of Forest Bird Communities* (s. 299–318). SPB Academic Publishing bv, The Hague, The Netherlands. ISBN 9789051030471.

Hilszczański J, Gibb H, Hjältén J, Atlegrim O, Johansson T, Pettersson RB, Ball JP & Danell K (2005). Parasitoids (Hymenoptera: Ichneumonoidea) of saproxylic beetles are affected by forest successional stage and dead wood characteristics in boreal spruce forest. *Biological Conservation* 126: 456–464.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.06.026>

Hilpert H (1989). Zur Hautflüglerfauna eines südbadischen Eichen-Hainbuchenwaldes (Hymenoptera). *Spixiana: Zeitschrift für Zoologie* 12: 57–90.
<https://biostor.org/reference/52452>

Hjältén J, Hägglund R, Löfroth T, Roberge J-M, Dynesius M & Olsson MJ (2017). Forest restoration by burning and gap cutting of voluntary set-asides yield distinct immediate effects on saproxylic beetles. *Biodiversity and Conservation* 26: 1623–1640. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1321-0>

Hurskainen S, Jäkäläniemi A, Ramula S & Tuomi J (2017). Tree removal as a management strategy for the lady's slipper orchid, a flagship species for herb-rich forest conservation. *Forest Ecology and Management* 406: 12–18.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.056>

Hydén N, Jilg K & Östman T (2006). *Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Fjärilar: Ädelsspinnare–tofsspinnare. Lepidoptera: Lasiocampidae–Lymantriidae* (DE 55–63). Uppsala: ArtDatabanken, SLU.

Hylander K, Nilsson C & Göthner T (2004). Effects of buffer-strip retention and clearcutting on land snails in boreal riparian forests. *Conservation Biology* 18: 1052–1062. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00199.x>

Hylander K, Dynesius M, Jonsson BG & Nilsson C (2005). Substrate form determines the fate of bryophytes in riparian buffer strips. *Ecological Applications* 15: 674–688. <https://doi.org/10.1890/04-0570>

Ibbe M, Milberg P, Tunér A & Bergman K-O (2011). History matters: Impact of historical land use on butterfly diversity in clear-cuts in a boreal landscape. *Forest Ecology and Management* 261: 1885–1891. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.02.011>

Jalonen J & Vanha-Majamaa I (2001). Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understorey vegetation in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 146: 25–34. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00446-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00446-1)

Jaschhof M & Jaschhof C (2020). High time for *omtanke*: New mycophagous gall midges (Diptera: Cecidomyiidae) from a floodplain forest in central Sweden threatened by continuous clearfelling. *Entomologisk Tidskrift* 141: 191–206. Björnlunda, Sweden. ISSN 0013886X. https://www.sef.nu/download/entomologisk_tidskrift/et_2020/ET%202020%20191-206.pdf

Joelsson K, Hjältén J, Work T, Gibb H, Roberge J-M & Johansson T (2017). Uneven-aged silviculture can reduce negative effects of forest management on beetles. *Forest Ecology and Management* 391: 436–445. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.006>

Joelsson K, Hjältén J & Gibb H (2018). Forest management strategy affects saproxylic beetle assemblages: A comparison of even and uneven-aged silviculture using direct and indirect sampling. *PLOS ONE* 13: e0194905. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194905>

Johansson N & Larsson A (2019). *Xiphydria betulae* (Enslin, 1911) new to Sweden and new records of *Xiphydria picta* Konow, 1897 (Hymenoptera: Xiphydriidae) with additional notes on two rare ichneumonid parasitoids associated with xiphydriid wood wasps. *Entomologisk Tidskrift* 140: 145–155. https://www.sef.nu/download/entomologisk_tidskrift/et_2019/ET%20140%20145-155.pdf

Johansson P, Rydin H & Thor G (2007). Tree age relationships with epiphytic lichen diversity and lichen life history traits on ash in southern Sweden. *Ecoscience* 14: 81–91. <https://www.jstor.org/stable/42901831>

Johansson T, Hjältén J, Olsson J, Dynesius M & Roberge J-M (2016). Long-term effects of clear-cutting on epigaeic beetle assemblages in boreal forests. *Forest Ecology and Management* 359: 65–73. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.09.041>

- Johnson S (2014). Retention forestry as a conservation measure for boreal forest ground vegetation (Pub. No. 2014:96). Avhandling, SLU. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae*. <https://res.slu.se/id/publ/62035>
- Jokela J, Siitonen J & Koivula M (2019). Short-term effects of selection, gap, patch and clear cutting on the beetle fauna in boreal spruce-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 446: 29–37. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.027>
- Jonasson D, Ibbe M, Milberg P, Tunér A, Westerberg L & Bergman K-O (2014). Vegetation in clear-cuts depends on previous land use: A century-old grassland legacy. *Ecology and Evolution* 4(22): 4287–4295. <https://doi.org/10.1002/ece3.1288>
- Jones MD, Durall DM & Cairney JWG (2003). Ectomycorrhizal fungal communities in young forest stands regenerating after clearcut logging. *New Phytologist* 157: 399–422. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2003.00698.x>
- Jonsson B & Jonsson FB (2009). A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta* with particular reference to water temperature and flow. *Journal of Fish Biology* 75: 2381–2447. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02380.x>
- Jonsell M, Nordlander G & Jonsson M (1999). Colonization patterns of insects breeding in wood-decaying fungi. *Journal of Insect Conservation* 3: 145–161. <https://doi.org/10.1023/A:1009665513184>
- Jonsell M, Vårdal H, Forshage M & Stigenberg J (2023). Saproxylic Hymenoptera in dead wood retained on clear cuts: Relation to wood parameters and their degree of specialisation. *Journal of Insect Conservation* 27: 347–359. <https://doi.org/10.1007/s10841-023-00468-w>
- Junninen K & Komonen A (2011). Conservation ecology of boreal polypores: A review. *Biological Conservation* 144: 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.07.010>
- Klein J, Thor G, Low M, Sjögren J, Lindberg E & Eggers S (2020). What is good for birds is not always good for lichens: Interactions between forest structure and species richness in managed boreal forests. *Forest Ecology and Management* 473: 118327. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118327>
- Kim S, Axelsson E, Girona MM & Senior JK (2021). Continuous-cover forestry maintains soil fungal communities in Norway spruce dominated boreal forests. *Forest Ecology and Management* 480: 118659. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118659>
- Kirkpatrick L, Oldfield I & Park K (2017). Responses of bats to clear fell harvesting in Sitka spruce plantations, and implications for wind turbine

installation. *Forest Ecology and Management* 395: 1–8.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.03.033>

Koelemeijer IA, Ehrlén J, Jönsson M, De Frenne P, Berg P, Andersson J, Weibull H & Hylander K (2022). Interactive effects of drought and edge exposure on old-growth forest understory species. *Landscape Ecology* 37: 1839–1853.

<https://doi.org/10.1007/s10980-022-01441-9>

Koelemeijer IA, Severholt I, Ehrlén J, De Frenne P, Jönsson M & Hylander K (2024). Canopy cover and soil moisture influence forest understory plant responses to experimental summer drought. *Global Change Biology* 30: e17424.

<https://doi.org/10.1111/gcb.17424>

Koivula M, Venn S, Hakola P & Niemelä J (2019). Responses of boreal ground beetles (Coleoptera, Carabidae) to different logging regimes ten years post harvest. *Forest Ecology and Management* 436: 27–38.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.047>

Koivula M & Vanha-Majamaa I (2020). Experimental evidence on biodiversity impacts of variable retention forestry, prescribed burning, and deadwood manipulation in Fennoscandia. *Ecological Processes* 9: 11.

<https://doi.org/10.1186/s13717-019-0209-1>

Koivula M m.fl. (2025). Biodiversity. Rautio P, Routa J, Huuskonen S, Holmström E, Cedergren J & Kuehne C (red.), *Continuous Cover Forestry in Boreal Nordic Countries. Managing Forest Ecosystems*, vol 45. Springer, Cham.

https://doi.org/10.1007/978-3-031-70484-0_11

Krah F-S, Seibold S, Brandl R, Baldrian P, Müller J & Bässler C (2018). Independent effects of host and environment on the diversity of wood-inhabiting fungi. *Journal of Ecology* 106: 1428–1442. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12939>

Kuglerová L, Jyväskylä J, Ruffing C, Muotka T, Jonsson A, Andersson E & Richardson JS (2020). Cutting edge: A comparison of contemporary practices of riparian buffer retention around small streams in Canada, Finland, and Sweden. *Water Resources Research* 56: e2019WR026381.

<https://doi.org/10.1029/2019WR026381>

Kuglerová L, Nilsson G & Hasselquist EM (2023). Too much, too soon? Two Swedish case studies of short-term deadwood recruitment in riparian buffers. *Ambio* 52: 440–452. <https://doi.org/10.1007/s13280-022-01793-1>

Kuglerová L, Muotka T, Chellaiah D, Jyväskylä J & Richardson JS (2024). Protecting our streams by defining measurable targets for riparian management in a forestry context. *Journal of Applied Ecology* 61: 206–214.

<https://doi.org/10.1111/1365-2664.14549>

- Kuuluvainen T, Tahvonen O & Aakala T (2012). Even-aged and uneven-aged forest management in boreal Fennoscandia: A review. *Ambio* 41: 720–737.
<https://doi.org/10.1007/s13280-012-0289-y>
- Kyaschenko J, Clemmensen KE, Karlton E & Lindahl BD (2017). Below-ground organic matter accumulation along a boreal forest fertility gradient relates to guild interaction within fungal communities. *Ecology Letters* 20: 1546–1555.
<https://doi.org/10.1111/ele.12862>
- Kårén O (1997). Effects of air pollution and forest regeneration methods on the community structure of ectomycorrhizal fungi. (Pub. No. 1997:33). Avhandling, SLU. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Silvestria*.
<https://res.slu.se/id/publ/68827>
- Kärvemo S, Björkman C, Johansson T, Weslien J & Hjältén J (2017). Forest restoration as a double-edged sword: The conflict between biodiversity conservation and pest control. *Journal of Applied Ecology* 54: 1658–1668.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12905>
- Laaksonen M, Punttila P & Siitonen J (2020). Early-successional saproxylic beetles inhabiting a common host-tree type can be sensitive to the spatiotemporal continuity of their substrate. *Biodiversity and Conservation* 29: 2883–2900.
<https://doi.org/10.1007/s10531-020-02004-7>
- Langridge J, Pisanu B, Laguetd S, Archauze F & Tillond L (2019). The role of complex vegetation structures in determining hawking bat activity in temperate forests. *Forest Ecology and Management* 448: 559–571.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.06.031>
- Larsson Ekström AL, Sjögren J, Boberg Djupström L, Thor G & Löfroth T (2023). Reinventory of permanent plots show that kelo lichens face an extinction debt. *Biological Conservation* 288: 110363.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110363>
- Lewis CN & Whitfield JB (1999). Braconid wasp (Hymenoptera: Braconidae) diversity in forest plots under different silvicultural methods. *Environmental Entomology* 28: 986–997. <https://doi.org/10.1093/ee/28.6.986>
- Lidman J (2012). Hur påverkas bentiska funktionella födogrupper av kalavverkning? Examensarbete. Umeå Universitet, Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten, Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:575525/FULLTEXT01.pdf>
- Lindblad M, Hedwal P-O, Wallin I, Felton AM, Böhlenius H & Felton A (2014). Short-rotation bioenergy stands as an alternative to spruce plantations: Implications for bird biodiversity. *Silva Fennica* 48: 1135.
<https://doi.org/10.14214/sf.1135>

Lindbladh M, Lindström Å, Hedwall P-O & Felton A (2017). Avian diversity in Norway spruce production forests – How variation in structure and composition reveals pathways for improving habitat quality. *Forest Ecology and Management* 397: 48–56. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.04.029>

Lindbladh M, Petersson L, Hedwall P-O, Trubins R, Holmström E & Felton A (2019). Consequences for bird diversity from a decrease in a foundation species – Replacing Scots pine stands with Norway spruce in Southern Sweden. *Regional Environmental Change* 19: 1429–1440. <https://doi.org/10.1007/s10113-019-01480-0>

Lindbladh M, Hedwall P-O, Holmström E, Petersson L & Felton A (2020). How generalist are these forest specialists? What Sweden's avian indicators indicate. *Animal Conservation* 23: 762–773. <https://doi.org/10.1111/acv.12595>

Lindbladh M, Elmberg J, Hedwall P-O, Holmström E & Felton A (2022). Broadleaf retention benefits to bird diversity in mid-rotation conifer production stands. *Forest Ecology and Management* 515: 120223. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120223>

Lõhmus A & Kull T (2011). Orchid abundance in hemiboreal forests: Stand-scale effects of clear-cutting, green-tree retention, and artificial drainage. *Canadian Journal of Forest Research* 41: 1352–1358. <https://doi.org/10.1139/x11-047>

Lõhmus P, Leppik E, Motiejunaite J, Suija A & Lõhmus A (2012). Old selectively cut forests can host rich lichen communities – Lessons from an exhaustive field survey. *Nova Hedwigia* 95: 493–515. <https://doi.org/10.1127/0029-5035/2012/0064>

Lättman H, Lindblom L, Mattsson J-E, Milberg P, Skage M & Ekman S (2009). Estimating the dispersal capacity of the rare lichen *Cliostomum corrugatum*. *Biological Conservation* 142: 1870–1878. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.002>

MacGregor CJ, Pocock MJO, Fox R & Evans DM (2015). Pollination by nocturnal Lepidoptera, and the effects of light pollution: A review. *Ecological Entomology* 40: 187–198. <https://doi.org/10.1111/een.12174>

Magnusson M, Bergsten A, Ecke F, Bodin Ö, Bodin L & Hörnfeldt B (2013). Predicting grey-sided vole occurrence in northern Sweden at multiple spatial scales. *Ecology and Evolution* 3: 4365–4376. <https://doi.org/10.1002/ece3.827>

Magura T, Tóthmérész B & Elek Z (2003). Diversity and composition of carabids during a forestry cycle. *Biodiversity & Conservation* 12: 73–85. <https://doi.org/10.1023/A:1021289509500>

Mallin MA, Johnson VL, Ensign SH & MacPherson TA (2006). Factors contributing to hypoxia in rivers, lakes and streams. *Limnology and Oceanography* 51: 690–701. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0690

- Martikainen P, Siitonen J, Punttila P, Kaila L & Rauh J (2000). Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation* 94: 199–209. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00175-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00175-5)
- Matveinen-Huju K, Koivula M, Niemelä J & Rauha AM (2009). Short-term effects of retention felling at mire sites on boreal spiders and carabid beetles. *Forest Ecology and Management* 258: 2388–2398. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.08.016>
- McIver J, Parsons G & Moldenke A (1992). Litter spider succession after clear-cutting in a western coniferous forest. *Canadian Journal of Forest Research* 22: 984–992. <https://doi.org/10.1139/x92-132>
- McKie BG & Malmqvist B (2009). Assessing ecosystem functioning in streams affected by forest management: Increased leaf decomposition occurs without changes to the composition of benthic assemblages. *Freshwater Biology* 54: 2086–2100. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02150.x>
- Melody KJ & Richardson JS (2007). Riparian forest harvesting and its influence on benthic communities of small streams of sub-boreal British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 907–918. <https://doi.org/10.1139/X06-286>
- Meramo K, Vasko V, Pietikäinen TM, Laine V, Ovaskainen O & Lilley T (2025). Tree volume and forest age increase bat species diversity in boreal urban landscape. *Landscape Ecology* 40: 23. <https://doi.org/10.1007/s10980-024-02035-3>
- Michold M (2020). Luckhuggning med friställning av asp och sälg: påverkan på epifytiska lavar. Examensarbete avancerad nivå, A2E. Umeå: SLU, Institutionen för vilt, fisk och miljö. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:slu:epsilon-s-15486>
- Miina J, Hotanen J-P & Salo K (2009). Modelling the abundance and temporal variation in the production of bilberry (*Vaccinium myrtillus* L.) in Finnish mineral soil forests. *Silva Fennica* 43: 181. <https://doi.org/10.14214/sf.181>
- Mikusiński G, Roberge J-M & Fuller RJ (red.) (2018). *Ecology and conservation of forest birds*. Cambridge University Press, Cambridge. ISBN 9781139680363. <https://doi.org/10.1017/9781139680363>
- Mönkkönen M & Viro P (1997). Taxonomic diversity of the terrestrial bird and mammal fauna in temperate and boreal biomes of the northern hemisphere. *Journal of Biogeography* 24: 603–612. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.1997.tb00072.x>

- Mönkkönen M, Rajasärkkä A & Lampila P (2014). Isolation, patch size and matrix effects on bird assemblages in forest reserves. *Biodiversity and Conservation* 23: 3287–3300. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0780-9>
- Mosquera V, Laudon H, Karimi S, Sponseller RA & Maher Hasselquist E (2025). Cumulative and discrete effects of forest harvest and drainage on stream water quality. *Forest Ecology and Management* 585: 122605. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.122605>
- Müller J & Bütler R (2010). A review of habitat thresholds for dead wood: A baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129: 981–992. <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0400-5>
- Muurinen L, Oksanen J & Vanha-Majamaa I (2019). Legacy effects of logging on boreal forest understorey vegetation communities in decadal time scales in northern Finland. *Forest Ecology and Management* 436: 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.048>
- Myrstener M, Greenberg LA, Lidberg W & Kuglerová L (2025). Riparian buffers mitigate downstream effects of clear-cutting on instream metabolic rates. *Journal of Environmental Management* 379: 124740. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124740>
- Myrstener M, Greiser C & Kuglerová L (2025). Downstream temperature effects of boreal forest clearcutting vary with riparian buffer width. *Water Resources Research* 61: e2024WR037705. <https://doi.org/10.1029/2024WR037705>
- Newmaster SG & Bell FW (2002). The effects of silvicultural disturbances on cryptogam diversity in the boreal-mixedwood forest. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 38–51. <https://doi.org/10.1139/x01-163>
- Newton I (1994). The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: A review. *Biological Conservation* 70: 265–276. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)90172-4](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)90172-4)
- Niemelä J, Koivula M & Kotze DJ (2007). The effects of forestry on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal forests. *Journal of Insect Conservation* 11: 5–18. <https://doi.org/10.1007/s10841-006-9014-0>
- Nordén J, Åström J, Josefsson T, Blumenrath S, Ovaskainen O, Sverdrup-Thygeson A & Nordén B (2018). At which spatial and temporal scales can fungi indicate habitat connectivity? *Ecological Indicators* 91: 138–148. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.062>
- Odum EP & Barrett GW (2005). *Fundamentals of Ecology*. 5th ed. Belmont, CA: Thomson Brooks/Cole. ISBN 0534420664.

- Oldén A, Selonen VAO, Lehkonen E & Kotiaho JS (2019). The effect of buffer strip width and selective logging on streamside plant communities. *BMC Ecology* 19: 1–9. <https://doi.org/10.1186/s12898-019-0225-0>
- Pasanen H, Juutilainen K & Siitonen J (2019). Responses of polypore fungi following disturbance-emulating harvesting treatments and deadwood creation in boreal *Picea abies*-dominated forests. *Scandinavian Journal of Forest Research* 34: 557–568. <https://doi.org/10.1080/02827581.2019.1663915>
- Peltzer DA, Bast ML, Wilson SD & Gerry AK (2000). Plant diversity and tree responses following contrasting disturbances in boreal forest. *Forest Ecology and Management* 127: 191–203. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00130-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00130-9)
- Piccini I, Pittarello M, Barberis D, Lonati M, Bonelli S & Scalercio S (2024). Short-term effects of clearing restoration on the relationship of plant and moth communities. *Biodiversity and Conservation* 33: 3683–3701. <https://doi.org/10.1007/s10531-024-02917-7>
- Purahong W, Kahl T, Schloter M, Bauhus J, Buscot F & Krüger D (2014). Comparing fungal richness and community composition in coarse woody debris in Central European beech forests under three types of management. *Mycological Progress* 13: 959–964. <https://doi.org/10.1007/s11557-013-0954-y>
- Ram D, Lindström Å, Pettersson LB & Caplat P (2020). Forest clear-cuts as habitat for farmland birds and butterflies. *Forest Ecology and Management* 473: 118239. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118239>
- Ranius T, Kindvall O, Kruys N & Jonsson BG (2013). Modelling dead wood in *Picea abies* stands subject to different management regimes. *Forest Ecology and Management* 182: 13–29. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00027-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00027-6)
- Richardson JS & Béraud S (2014). Effects of riparian forest harvest on streams: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 51: 1712–1721. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12332>
- Rikkonen T, Turunen M, Hallikainen V & Rautio P (2023). Multiple-use forests and reindeer husbandry – Case of pendulous lichens in continuous cover forests. *Forest Ecology and Management* 529: 120651. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120651>
- Ring E, Löfgren S, Högbom L, Östlund M, Wiklund-McKie ML & McKie BG (2023). Long-term effects on water chemistry and macroinvertebrates of selective thinning along small boreal forest streams. *Forest Ecology and Management* 549: 121459. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121459>
- Rivinoja P & Larsson S (2001). Effekter av grumling och sedimentation på fauna i strömmande vatten: en litteratursammanställning. Vattenbruksinstitutionen, SLU (Pub. No. 2001:31). <https://res.slu.se/id/publ/17846>

- Roberge J-M & Angelstam P (2006). Indicator species among resident forest birds: A cross-regional evaluation in northern Europe. *Biological Conservation* 130: 134–147. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.12.008>
- Roberge J-M, Angelstam P & Villard M-A (2008). Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests: Deriving quantitative targets for conservation planning. *Biological Conservation* 141: 997–1012. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.01.010>
- Roberge J-M, Virkkala R & Mönkkönen M (2018). Boreal forest bird assemblages and their conservation. Mikusiński G, Roberge J-M & Fuller RJ (red.) *Ecology and conservation of forest birds*. Cambridge University Press. s.183-230 <https://doi.org/10.1017/9781139680363>
- Ronnås C, Werth S, Ovaskainen O, Várkonyi G, Scheidegger C & Snäll T (2017). Discovery of long-distance gamete dispersal in a lichen-forming ascomycete. *New Phytologist* 216: 216–226. <https://doi.org/10.1111/nph.14714>
- Rosenvald R & Lõhmus A (2008). For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management* 255: 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.016>
- Rosenvald R, Tullus H & Lõhmus A (2018). Is shelterwood harvesting preferable over clear-cutting for sustaining dead-wood pools? The case of Estonian conifer forests. *Forest Ecology and Management* 429: 375–383. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.026>
- Sabater F, Butturini A, Martí E, Muñoz I, Romani A, Wray J & Sabater S (2000). Effects of riparian vegetation removal on nutrient retention in a Mediterranean stream. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 609–620. <https://doi.org/10.2307/1468120>
- Samu F, Elek Z, Růžicková J, Botos E, Kovács B & Ódor P (2023). Can gap-cutting help to preserve forest spider communities? *Diversity* 15: 240. <https://doi.org/10.3390/d15020240>
- Sandström J, Bernes C, Junninen K, Lõhmus A, Macdonald S, Müller J & Jonsson B (2019). Impacts of dead wood manipulation on the biodiversity of temperate and boreal forests: a systematic review. *Journal of Applied Ecology* 56: 1770–1781. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13395>
- Santaniello F, Djupström LB, Ranius T, Weslien J, Rudolphi J & Thor G (2017). Large proportion of wood dependent lichens in boreal pine forest are confined to old hardwood. *Biodiversity and Conservation* 26: 1295–1310. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1301-4>
- Savilaakso S, Johansson A, Häkkinen M, Uusitalo A, Sandgren T, Mönkkönen M & Puttonen P (2021). What are the effects of even-aged and uneven-aged forest management on boreal forest biodiversity in Fennoscandia and European Russia?

A systematic review. *Environmental Evidence* 10: 1.

<https://doi.org/10.1186/s13750-020-00215-7>

Schaefer M (1996). Die Bodenfauna von Wäldern: Biodiversität in einem ökologischen System. *Abhandlungen der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Klasse*. Vol. 2. Stuttgart, Germany, s. 1–81.

Schaftel RS, King RD & Back JA (2012). Alder cover drives nitrogen availability in Kenai lowland headwater streams, Alaska. *Biogeochemistry* 107: 135–148.

<https://doi.org/10.1007/s10533-010-9541-3>

Schieck J & Song SJ (2006). Changes in bird communities throughout succession following fire and harvest in boreal forests of western North America: literature review and meta-analyses. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 1299–1318.

<https://doi.org/10.1139/x06-017>

Schiff NM, Valley SA, LaBonte JR & Smith DR (2006). Guide to the siricid woodwasps of North America. *USDA Forest Service*, 102 s.

<https://research.fs.usda.gov/treesearch/29220>

Sekercioglu ÇH, Wenny DG & Whelan CJ (red.) (2016). Why birds matter: Avian ecological function and ecosystem services. *University of Chicago Press*. ISBN 9780226382630.

Shewring MP, Vaughan IP & Thomas RJ (2022). Moth biomass and diversity in coniferous plantation woodlands. *Forest Ecology and Management* 505: 119881.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119881>

Siira-Pietikäinen A & Haimi J (2009). Changes in soil fauna 10 years after forest harvestings: comparison between clear felling and green-tree retention methods. *Forest Ecology and Management* 258: 332–338.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.04.024>

Sippola AL, Similä M, Mönkkönen M & Jokimäki J (2004). Diversity of polyporous fungi (Polyporaceae) in northern boreal forests: effects of forest site type and logging intensity. *Scandinavian Journal of Forest Research* 19: 152–163.

<https://doi.org/10.1080/02827580410026294>

Skogsstyrelsen (2014). *Hänsyn till vatten – alla faktablad samlade i en pdf*.

<https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/mer-om-skog/malbilder-for-god-miljohansyn/malbilder-kantzoner-mot-sjoar-och-vattendrag/hansyn-till-vatten-alla-faktablad-samlade-i-en-pdf.pdf>

SLU (2024). *Skogsdata 2024: Aktuella uppgifter om de svenska skogarna från SLU Riksskogstaxeringen*. ISSN 02800543, Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU.

https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/rt/dokument/skogsdata/skogsdata_2024_web.pdf

- Sonesson J, Ring E, Högbom L, Lämås T, Widenfalk O, Mohtashami S & Holmström H (2021). Costs and benefits of seven alternatives for riparian forest buffer management. *Scandinavian Journal of Forest Research* 36: 135–143. <https://doi.org/10.1080/02827581.2020.1858955>
- Spribille T, Bunnell FL, Thor G, Goward T & Björk CR (2008). Lichens on dead wood: species–substrate relationships in the epiphytic lichen floras of the Pacific Northwest and Fennoscandia. *Ecography* 31: 741–750. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05503.x>
- Spribille T, Tuovinen V, Resl P, Vanderpool D, Wolinski H, Aime MC, Schneider K, Stabentheiner E, Toome H, Heller M, Thor G, Mayrhofer H, Johannesson H & McCutcheon JP (2016). Basidiomycete yeasts in the cortex of ascomycete macrolichens. *Science* 353: 488–492. <https://doi.org/10.1126/science.aaf8287>
- Stenbacka F, Hjältén J, Hilszczański J, Ball JP, Gibb H, Johansson T, Pettersson RB & Danell K (2010). Saproxylic parasitoid (Hymenoptera, Ichneumonidae) communities in managed boreal forest landscapes. *Insect Conservation and Diversity* 3: 114–123. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00082.x>
- Sterkenburg E, Clemmensen KE, Lindahl BD & Dahlberg A (2019). The significance of retention trees for survival of ectomycorrhizal fungi in clear-cut Scots pine forests. *Journal of Applied Ecology* 56: 1367–1378. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13363>
- Stokland JN, Siitonen J & Jonsson BG (red.) (2012). *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge: Cambridge University Press. ISBN 9781139025843. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139025843>
- Stone MK & Wallace JB (1998). Long-term recovery of a mountain stream from clearcut logging: the effects of forest succession on benthic invertebrate community structure. *Freshwater Biology* 39: 151–169. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00272.x>
- Straw NA, Williams DT, Fielding NJ, Jukes M, Connolly T & Forster J (2017). The influence of forest management on the abundance and diversity of hoverflies in commercial plantations of Sitka spruce: the importance of sampling in the canopy. *Forest Ecology and Management* 406: 95–111. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.010>
- Summerville KS & Crist TO (2002). Effects of timber harvest on forest Lepidoptera: community, guild, and species responses. *Ecological Applications* 12: 820–835. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0820:EOTHOF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0820:EOTHOF]2.0.CO;2)
- Summerville KS (2013). Forest lepidopteran communities are more resilient to shelterwood harvests compared to more intensive logging regimes. *Ecological Applications* 23: 1101–1112. <https://doi.org/10.1890/12-0639.1>

Sundberg S (2021). Revision av artfaktablad – *Cypripedium calceolus*, guckusko. Uppsala: ArtDatabanken, SLU. <https://artfakta.se/taxa/504/information>

Sundberg S, Carlberg T, Sandström J & Thor G (red.) (2019). Värdiväxternas betydelse för andra organismer – med fokus på vedartade värdiväxter. *ArtDatabanken Rapporterar* 22. Uppsala, ArtDatabanken, SLU. <https://res.slu.se/id/publ/101251>

Sundberg S (2024). Att lämna fröträd räcker inte för ryl, knärot och grönpyröla. *Svensk Botanisk Tidskrift* 118: 172–177.

Sunde J, Franzén M, Betzholtz P-E, Francioli Y, Pettersson LB, Pöyry R, Ryrholm N & Forsman A (2023). Century-long butterfly range expansions in northern Europe depend on climate, land use and species traits. *Communications Biology* 6: 601. <https://doi.org/10.1038/s42003-023-04967-z>

Suorsa P, Huhta E, Jantti A, Nikula A, Helle H, Kuitunen M, Koivunen V & Hakkarainen H (2005). Thresholds in selection of breeding habitat by the Eurasian treecreeper (*Certhia familiaris*). *Biological Conservation* 121: 443–452. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.05.014>

Sverdrup-Thygeson A, Gustafsson L & Kouki J (2014). Spatial and temporal scales relevant for conservation of dead-wood associated species: current status and perspectives. *Biodiversity and Conservation* 23: 513–535. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0628-3>

Swank WT, Vose J-M & Elliott KJ (2001). Long-term hydrologic and water quality responses following commercial clearcutting of mixed hardwoods on a southern Appalachian catchment. *Forest Ecology and Management* 143: 163–178. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00515-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00515-6)

Swartz A, Roon D, Reiter M & Warren D (2020). Stream temperature responses to experimental riparian canopy gaps along forested headwaters in western Oregon. *Forest Ecology and Management* 474: 118354. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118354>

Söderström B (2009). Effects of different levels of green- and dead-tree retention on hemi-boreal forest bird communities in Sweden. *Forest Ecology and Management* 257: 215–222. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.08.030>

Tena E, de Paz O, de la Peña R, Fandos G, Redondo M & Tellería JL (2020). Mind the gap: Effects of canopy clearings on temperate forest bat assemblages. *Forest Ecology and Management* 474: 118341. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118341>

Thor G, Johansson P & Jönsson MT (2010). Lichen diversity and red-listed lichen species relationships with tree species and diameter in wooded meadows. *Biodiversity and Conservation* 19: 2307–2328. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9843-8>

- Thor G, Johannesson H & Tuovinen V (2017). Vad är en lav? *Fauna & Flora* 112: 22–26.
- Thor G, Arup U, Hermansson J, Hultengren S, Jonsson F, Svensson M & Westberg M (2020). Rödlista över lavar. I SLU Artdatabanken, *Rödlistade arter i Sverige 2020*. Uppsala, s. 89–96.
- Tonteri T, Salemaa M, Rautio P, Hallikainen V, Korpela L & Merilä P (2016). Forest management regulates temporal change in the cover of boreal plant species. *Forest Ecology and Management* 381: 115–124.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.09.015>
- Tullus T, Rosenvald R, Leis M & Löhmus P (2018). Impacts of shelterwood logging on forest bryoflora: Distinct assemblages with richness comparable to mature forests. *Canadian Journal of Forest Research* 48: 465–472.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.01.008>
- Tullus T, Tishler M, Rosenvald R, Tullus A, Lutter R & Tullus H (2019). Early responses of vascular plant and bryophyte communities to uniform shelterwood cutting in hemiboreal Scots pine forests. *Forest Ecology and Management* 440: 70–78. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.009>
- Tullus T, Lutter R, Randlane T, Saag A, Tullus A, Roosalu E, Kõresaar P, Pärtel M & Tullus H (2020). Seventy-year history of management using low-intensity harvesting methods: Weak impact on biodiversity of hemiboreal Scots pine forests. *Canadian Journal of Forest Research* 50: 1268–1280.
<https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0102>
- Turtiainen M, Miina J, Salo K & Hotanen J-P (2013). Empirical prediction models for the coverage and yields of cowberry in Finland. *Silva Fennica* 47: 1005. <https://doi.org/10.14214/sf.1005>
- Ulrich W (2004). Soil-living parasitic Hymenoptera: comparison between a forest and an open landscape habitat. *Pedobiologia* 48: 59–69.
<https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2003.07.001>
- Ulyshen MD, Pucci TM & Hanula JL (2010). The importance of forest type, tree species and wood posture to saproxylic wasp (Hymenoptera) communities in the southeastern United States. *Journal of Insect Conservation* 15: 539–546.
<https://doi.org/10.1007/s10841-010-9348-5>
- Ulyshen MD, Soon V & Hanula JL (2011). Vertical distribution and seasonality of predatory wasps (Hymenoptera: Vespidae) in a temperate deciduous forest. *Florida Entomologist* 94: 1068–1070.
<https://research.fs.usda.gov/treesearch/40594>
- Vanha-Majamaa I, Shorohova E, Kushnevskaia H & Jalonen J (2017). Resilience of understory vegetation after variable retention felling in boreal Norway spruce

forests – A ten-year perspective. *Forest Ecology and Management* 393: 12–28.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.040>

Varenius K, Kåren O, Lindahl B & Dahlberg A (2016). Long-term effects of tree harvesting on ectomycorrhizal fungal communities in boreal Scots pine forests. *Forest Ecology and Management* 380: 41–49.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.006>

Varenius K, Lindahl BD & Dahlberg A (2017). Retention of seed trees fails to lifeboat ectomycorrhizal fungal diversity in harvested Scots pine forests. *FEMS Microbiology Ecology* 93: fix105. <https://doi.org/10.1093/femsec/fix105>

Vasko V, Blomberg A, Vesterinen E, Suominen K, Ruokolainen L, Brommer J, Norrdahl K, Niemelä P, Laine V, Selonen V, Santangeli A & Lilley T (2020). Within-season changes in habitat use of forest-dwelling boreal bats. *Ecology and Evolution* 10: 4164–4174. <https://doi.org/10.1002/ece3.6253>

Vanderwel MC, Malcolm JR & Mills SC (2007). A meta-analysis of bird responses to uniform partial harvesting across North America. *Conservation Biology* 21: 1230–1240. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00756.x>

Versluijs M, Eggers S, Hjältén J, Löfroth T & Roberge J-M (2017). Ecological restoration in boreal forest modifies the structure of bird assemblages. *Forest Ecology and Management* 401: 75–88.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.055>

Versluijs M, Hekkala A-M, Lindberg E, Lämås T & Hjältén J (2020). Comparing the effects of even-aged thinning and selective felling on boreal forest birds. *Forest Ecology and Management* 475: 118404.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118404>

Viljur M-L & Teder T (2016). Butterflies take advantage of contemporary forestry: Clear-cuts as temporary grasslands. *Forest Ecology and Management* 376: 118–125. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.002>

Väisänen R, Biström O & Heliövaara K (1993). Sub-cortical Coleoptera in dead pines and spruces: is primeval species composition maintained in managed forests? *Biodiversity and Conservation* 2: 95–113.
<https://doi.org/10.1007/BF00056127>

Wahlberg N, Klemetti T & Hanski I (2002). Dynamic populations in a dynamic landscape: the metapopulation structure of the marsh fritillary butterfly. *Ecography* 25: 224–232. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2002.250210.x>

Wallander H, Johansson U, Sterkenburg E, Brandström Durling M & Lindahl BD (2010). Production of ectomycorrhizal mycelium peaks during canopy closure in Norway spruce forests. *New Phytologist* 187: 1124–1134.
<https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.033>

Wilson JD, Morris AJ, Arroyo BE, Clark SC & Bradbury RB (1999). A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 75: 13–30. [https://doi.org/10.1016/s0167-8809\(99\)00064-x](https://doi.org/10.1016/s0167-8809(99)00064-x)

Wipfli MS & Musslewhite J (2004). Density of red alder *Alnus rubra* in headwaters influences invertebrate and detritus subsidies to downstream fish habitats in Alaska. *Hydrobiologia* 5201: 153–163.
<https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000027734.95586.24>

Wood H, Kimberly A & Cousins S (2025). Contrasting responses of bats and macro-moths to structural complexity in forest borders. *Forest Ecology and Management* 578: 122416. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122416>

Yamasaki M, Costello CA & Leak WB (2014). Effects of clearcutting, patch cutting, and low-density shelterwoods on breeding birds and tree regeneration in New Hampshire northern hardwoods. *Research Paper NRS-26*, USDA Forest Service, Northern Research Station, Newtown Square, PA, USA: 1–15.
<https://doi.org/10.2737/NRS-RP-26>

Żmihorski M, Berg Å & Pärt T (2016). Forest clear-cuts as additional habitat for breeding farmland birds in crisis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 233: 291–297. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.09.023>

Öckinger E, Niklasson M & Nilsson SG (2005). Is local distribution of the epiphytic lichen *Lobaria pulmonaria* limited by dispersal capacity or habitat quality? *Biodiversity and Conservation* 14: 759–773.
<https://doi.org/10.1007/s10531-004-4535-x>

Österling M & Högberg JO (2014). The impact of land use on the mussel *Margaritifera margaritifera* and its host fish *Salmo trutta*. *Hydrobiologia* 735: 213–220. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1501-1>

Östlund L, Laestander S, Aurell G & Hörnberg G (2022). The war on deciduous forest: Large-scale herbicide treatment in the Swedish boreal forest 1948 to 1984. *Ambio* 51: 1352–1366. <https://doi.org/10.1007/s13280-021-01660-5>