



Kandidatarbeten
i skogsvetenskap
Fakulteten för skogsvetenskap

2015:33

**Restaureringsåtgärders korttidseffekter på
biodiversiteten bland vedlevande skalbaggar
(Coleoptera) på granstammar**

*The short-term effects of restoration treatments on the
biodiversity of saproxylic beetles (Coleoptera) living on
stems of spruce*

Amanda Trulsson

Sveriges Lantbruksuniversitet
Institutionen för vilt, fisk och miljö
Kandidatarbete i skogsvetenskap, 15 hp,
Handledare: Therese Johansson, Inst för vilt, fisk och miljö
Bitr handledare: Ruaridh Hägglung, Inst för vilt, fisk och miljö
Examinator: Tommy Mörling, SLU, Inst för skogens ekologi och skötsel

Program: Jägmästarprogrammet

Kurs:EX0592 Nivå:G2E

Umeå 2015



Kandidatarbeten i Skogsvetenskap

Fakulteten för skogsvetenskap,
Sveriges lantbruksuniversitet

Enhet/Unit	Institutionen för skogens ekologi och skötsel/ Department of Forest Ecology and Management
Författare/Author	Amanda Trulsson
Titel, Sv	Restaureringsåtgärders korttidseffekter på biodiversiteten bland saproxyliiska skalbaggar (Coleoptera) på granstammar
Titel, Eng	<i>The short-term effects of restoration treatments on the biodiversity of saproxylic beetles (Coleoptera) living on stems of spruce</i>
Nyckelord/ Keywords	<i>Restaurering, bränning, luckhuggning, död ved, biologisk mångfald; restoration, fire, gap-cutting, dead wood, biological diversity</i>
Handledare/Supervisor	<i>Therese Johansson, Institutionen för Vilt, Fisk och Miljö Department of Wildlife, Fish and Environmental studies Ruaridh Hägglund, Institutionen för Vilt, Fisk och Miljö Department of Wildlife, Fish and Environmental studies</i>
Examinator/Examiner	Tommy Mörling Institutionen för skogens ekologi och skötsel/ Department of Forest Ecology and Management
Kurstitel/Course	Kandidatarbete i skogsvetenskap Bachelor Degree in Forest Science
Kurskod	EX0592
Program	Jägmästarprogrammet
Omfattning på arbetet/	15 hp
Nivå och fördjupning på arbetet	G2E
Utgivningsort	Umeå
Utgivningsår	2015

FÖRORD

Jag skulle vilja uttrycka ett stort tack till mina handledare Therese Johansson och Ruaridh Hägglund, som tog fram datamaterial och svarat på mina strida ström frågor och alltid gett goda svar. Därtill hjälpte de till att knuffa in mig på rätt spår när jag höll på att gräva ner mig för mycket i något.

Amanda Trulsson
Umeå 2014-04-24

SAMMANFATTNING

Skogsbruket har haft en stor negativ påverkan på skogens biodiversitet. Speciellt gäller detta saproxylika organismer och arter starkt gynnade av eller beroende av skogsbrand.

Denna studie utvärderar bränning och luckhuggning kombinerat med skapande av högstubbar genom att jämföra korttidseffekterna på den biologiska mångfalden av saproxylika skalbaggar på granstammar. På sex ytor skapades luckor med 20 m diameter och ca 10 m³/ha död ved i form av högstubbar vintern-våren 2010-2011 och sex oftast 5 ha stora ytor brändes sommaren 2011. Fem kläckfällor placerades på var yta, och vittjades oktober 2012.

Luckhuggningsbehandlingen uppvisade totalt högre artrikedom och abundans än bränningen, med en signifikant skillnad i total abundans. Skillnaden i abundans var störst hos svampätare och kambiumätare medan artrikedomen hos kambiumätare skiljde sig mest.

Intensiv brand tros vara den främsta orsaken till dessa resultat. Detta tros främst ha missgynnat skalbaggar som lever under barken av innerbark/kambium, eftersom intensivare brand torkar ut eller bränner upp mer av detta och barken, och svampätare, eftersom svamp gynnas av viss fukthalt och för hårt bränd ved kan vara för torr. Svampar som dyker upp först i nedbrytningssuccession borde också normalt vara gynnade av sockret i innerbarken/kambiet. Den negativa effekten på deras predatorer skulle kunna mildras av tillgången på döda insekter direkt efter brand. Saproxylika predatorer påverkas i allmänhet mindre av tillgången på död ved än deras bytesdjurstillgång.

De första 1-2 åren i skalbaggars succession på död granved dominerar typiskt kambiumätare artrikedomen och tillsammans med svampätare dominerar de abundansen, varför deras missgynnande får ett större genomslag.

Nyckelord: Restaurering, bränning, luckhuggning, död ved, biologisk mångfald

SUMMARY

Forestry has had great negative effects on the biodiversity of forest. This is especially true for saproxylic organisms and species dependent on or strongly favored by forest fires. This study evaluates burning and gap-cutting combined with creation of snags, by comparing the short-term effects on the biological diversity of saproxylic beetles on stems of spruce. Gaps with a diameter of 20 m and ca 10 m³/ha of dead wood in the shape of snags were cut in twinter-spring 2010-2011 and six mostly 5 ha large plots were burnt in the summer 2011. Five emergence traps were placed on each plot, and were emptied October 2012.

In total the gap-cutting treatment resulted in a higher number of species and abundance compared to fire, with a significant difference in regards to the total abundance. The biggest difference was in the abundance of fungivores and cambium consumers while species richness differed the most for cambium consumers.

The foremost reason for this is believed to be that the fire on average was intense. This is believed to have disfavored especially beetles living under the bark consuming inner bark/cambium, as a more intense fire dries out or burns more of the cambium/inner bark, and fungivores, as fungi are favored by a certain degree of moisture and wood burned too hard may be too dry. Fungal species that show up the first in the decomposition succession may normally also be favored by the sugars in the inner bark/cambium. The negative effect on their predators may have been lessened by the access to dead insects directly after fire. Saproxylic predators are in general more affected by the access to their prey rather than the access to dead wood.

In the first 1-2 years of beetle succession on dead wood of spruce cambium consumers typically dominate the species diversity and together with fungivores they dominate abundance, so their being disfavored has a greater effect.

Keywords: Restoration, fire, gap-cutting, dead wood, biological diversity

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Inledning	1
Luckdynamik och död ved	1
Succession i död ved	4
Skogsbrand	7
Potentiella skadegörare	12
Övriga relevanta studier	14
Syfte och frågeställningar	17
Hypotes	18
Material och metoder	19
Definitioner	19
Study design	19
Statistiska analyser	21
Resultat	23
Sørensen likhetsindex	27
Diskussion	28
Artrikedom och abundans	28
Överlapp i artsammansättningen	44
Brandberoende och starkt brandgynnade arter	45
Rödlistade arter	49
Potentiella skadegörare	52
Referenser	55
Bilagor	58
Bilaga 1. Övergripande registrerade värden per yta	58
Bilaga 2. Förteckning över totalt antal olika registrerade arter	62
Bilaga 3. Boxplots över statistiska tester med icke-signifikant resultat	64

INLEDNING

Luckdynamik och död ved

Skogsbruket, speciellt intensivt skogsbruk, har haft en stor negativ påverkan på skogens biodiversitet, och den naturliga luckdynamiken och uppöppningen av skogen har påverkats och minskats. Bland annat blir skogen av idag inte så gammal, barrträd dominerar stort medan lövträd utgör en minoritet, och det är ofta enskiktat, likåldrigt och träden står tätt utan luckor. Man tar vara på träd som skulle självgallrats och man städar och tar ut död ved. I dagens skogar är hålträd och riktigt gamla träd en raritet, speciellt äldre, grova lövträd är ovanliga, och det är ont om död ved, speciellt då vad gäller grov död ved och från lövträd. Organismer som är beroende av död ved har därför påverkats negativt, och flera arter är ovanliga eller rödlistade.

Skogen öppnas upp naturligt på olika skalor. Storskalig uppöppning kan ske t.ex. av storm, brand och omfattande angrepp av skadedjur. Mindre uppöppning och luckor kan bildas t.ex. genom mer begränsade skadedjursangrepp, vind/stormfällning, småskaliga och lågintensiva bränder, snöskador mm. Utglesning sker också t.ex. via självgallring, och död ved bildas också t.ex. när enstaka träd dör av exempelvis ålder eller sjukdom, mm. När luckor bildas får man ett ökat strålningsinfall, med mer ljus och värme som resultat, och man får ett tillskott av död ved. Det kan bli en kort period av ökad resurstillgång när de borttagna träden inte längre tar näring eller vatten, och det blir ett tillskott av död ved som tillför näring.

Sverige utsätts för orkaner i genomsnitt en gång per år, medan kraftiga stormar i genomsnitt förekommer mer än en gång per år. Stormar sker både i norra och södra Sverige men förhållandevis oftare i söder, där det överlag är blåsigare. Fjällen och Lappland utgör undantag, där det också kan vara väldigt blåsigt. Det gäller speciellt Skåne och Västkusten, som är blåsigare då stormar och de förhärskande lågtrycken ofta drar in över Sverige från sydväst och den västliga vinden ofta blåser som hårdast. Västkusten drabbas därför ofta hårdast av stormar medan i stort sett hela Norrlandskusten allmänt är förskonad från de svåraste stormarna, och inlandet är mindre utsatt för svåra stormar än kustlandskapen. Kusterna utsätts också för sjöbris och över öppna ytor kan vinden samla mer kraft. Skåne är omgiven av kuster och utgörs mycket av öppna landskap (WeatherPal, 2014).

Tall kan bli mer stormfast och växa ensammare, mer oskyddat och förekomma naturligt i mer vindpräglade miljöer, t.ex. kuster och krön, än gran då den ofta skapar en pålrot eller kraftigt snett nedåtriktade huvudrötter, och dess krona utgör ofta ett mindre vindfång. Granen är däremot ofta mer storm- och vindkänslig då dess krona ofta utgör ett större vindfång, och den kan inte bilda pålrot utan har ytligt liggande rötter. Gran drabbas också mer, speciellt i rena granbestånd och i södra Sverige, av rotröta än många andra trädslag, och rotrötedrabbade träd är stormkänsligare. Vind är också uttorkande och tall klarar att växa i torrare miljöer och marker än gran, bl.a. då dess rötter kan gå djupare, och har ofta inte en lika stor krona och därmed transpirationskostnad som gran, så tall kan vara mindre uttorkningskänslig. Har tallen t.ex. vuxit skyddad i ett bestånd med god vattentillgång blir den dock allmänt inte lika stormfast som om den skulle vuxit i en oskyddad, blåsig miljö med torr mark (Skogsstyrelsen, 2015).

Totalt 322 rödlistade insektsarter föredrar solexponerad ved eller har ingen speciell preferens för solexponering, medan 131 arter kräver solexponerad ved. De flesta av dessa kan reproducera sig på hyggen förutsatt att lämplig ved finns, men det blir problem i många områden då många bestånd, speciellt de anlagda under senare decennier, saknar gamla träd

och ofta är fattiga på lövträd. Det finns även många rödlistade insektsarter som föredrar ved i skuggigt (51 st) eller halvskuggigt läge (49 st), de flesta av vilka finns i ved i de två mest nedbrutna stadierna. Dessa kräver död ved i slutna skog och kan ej dra nytta av kvarlämnad ved på hyggen, i större luckor eller efter brand (jämför hur solbelyst ett sådant tillskott av död ved blir med om ett träd dör i en slutna granskog) (Ehnström et al., 1993; Gustavsson 1995; Jonsell et al., 1998).

Saproxyliciska (vedlevande) arter kan livnära sig på levande eller död ved, splintved, kärnved, innerbark, floem, kambium, bark, andra insekter, detritus och/eller vedsvampar. Många klassificerade arter är mer eller mindre specialister, men det kan finnas fler generalister än man vet och många arter har visat sig vara mer generalistiska än man trott. Deras diet kan också skilja sig från när de är larver och vuxna djur. Predatorer kan vara specialiserade på en viss art eller släkte, men studier antyder att många predatorer är mindre specifika i val av byte än tidigare trott och kan selektera på taxonomisk nivå av underfamilj eller till och med familj (Johansson et al., 2007). Predatorer kan vara saproxyliciska för att de är beroende av bytesdjur som utnyttjar veden, och/eller för att de själva utnyttjar död ved att ägglägga i, men inte själva äter av den.

Vedlevande skalbaggar (Coleoptera) utgör en märkbar del av de vedlevande insekterna, om inte annat så för att de ofta är lättare att detektera och studera. I Centraleuropa har man identifierat ca 8000 skalbaggsarter och av dem är mer än 1400 vedlevande (Wermelinger, 2013). Antalet rödlistade skalbaggsarter är i dagsläget totalt 875 (Artdatabanken, 2015). Olika vedlevande insektsarter har olika krav på vedens kemi, struktur och näringsinnehåll, och i vissa fall också vilka svampar som är närvarande. Vissa arter kräver t.ex. att veden skall vara nedbruten eller rötad till en viss grad eller att en viss svamp skall vara närvarande, och svampätande arter äter ofta mest av en viss svampart eller släkte av svampar. Många arter har riktat in sig på en viss taxonomisk nivå med hänsyn till trädslag: de kan till exempel förekomma uteslutande på en art, ett släkte, likartade trädslag, barrträd eller lövträd. Vissa arter kan utnyttja både lövträd och barrträd. Andra viktiga faktorer som många arter specialiserat sig i är ved/bark grovlek, täthet på veden/barken, krav på solexponering/skugga, del av trädet ex. grenar och/eller stam, rötter, barr/blad/skott, hela kronan, ett visst nedbrytningsstadium, mm. Det är dock svårt att uttala sig generellt eftersom det skiljer sig mellan olika arter hur starkt knutna de är till sitt habitat/substrat, och arter kan visa sig vara mer generalistiska än trott, även om det kanske finns en viss typ av substrat de föredrar eller klarar sig bättre på. T.ex. är arter som föredrar kraftigt nedbruten ved ofta mindre kräsna vad gäller trädslag. Många arter kan troligtvis använda flera substrattyper men interaktioner mellan arter gör att varje arts nisch kan krympa. Brandberoende arter är typiskt så att deras specifika krav på brand överskuggar att vilja ha ett specifikt trädslag, också då de flesta skogar innehåller en blandning av olika trädslag. En liknande trend mot mindre trädslagsspecificitet bland starkt brandgynnade arter är också sannolikt.

Egenskaper som påverkar artsammansättning och abundans bland vedlevande insektsarter är vilket trädslag det är, hur snabbt veden bryts ned, vedens grovlek, grad av förmultning och solexponering, om den är bränd eller ej, stående eller liggande, mm. Artsammansättningen är delvis annorlunda när man jämför bränd och obränd ved. Vilka svampar som dyker upp på trädet efter att det dött kan också vara avgörande för vilka arter som dyker upp, då flera insektsarter livnär sig också på nedbrytande svampars fruktkroppar, och vissa odlar svamp, ofta som föda till larverna, som även kan utnyttjas av andra arter. Trädslag, grovlek, förmultningsgrad, om veden är bränd eller obränd mm. påverkar också detta.

Hur lång tid det tar att bryta ned ett substrat påverkar ofta dess värde för den biologiska mångfalden. Ofta ser man att artrikedomen är hög en längre tid i vedtyper som tar lång tid att bryta ned, för att de finns kvar och kan tjäna som lämpligt substrat en längre tid. Vedens nedbrytningshastighet påverkas bl.a. av vilket trädslag det är, innehållet av försvarsämnen, fuktigheten, temperaturen, mm. Bland annat går nedbrytningen långsammare när det är kallt och om veden är för torr eller nedsänkt i vatten, och vid markkontakt går nedbrytningen allmänt snabbare (Komonen et al., 2014; Svenskt Trä, 2015; Toivanen, 2007; Ottoson, 2013). Mycket av den döda ved som skapas finns på hyggen eller är klenare ved i produktionsskog, som lämnas t.ex. efter röjning och gallring. Till exempel är död ved som bildas i sluten, gammal skog och grov solbelyst ved är ovanligare, även av den enkla anledningen att det inte finns så mycket gammal, sluten skog. Mest gammal skog finns i norra Sverige, där majoriteten finns nära fjällkedjan. Har man därför ej specifika krav på solbelysningen eller gynnas av den samt om man kan utnyttja klen ved och/eller klena till medelgrova lågstubbar kan man därför klara sig bättre och bli vanlig i dagens skogar. På hyggen kan det förvisso lämnas t.ex. högstubbar, torrakor och naturvårdsträd, dock inte lika mycket eftersom det är mycket lättare att lämna efter sig avverkningsrester och lågstubbar. Om man är mer tolerant, har lägre krav och är mer anpassningsbar har man också bättre förutsättningar att klara sig i dagens skogar och bli vanlig. Det är dock inget krav för att bli en vanlig art, utan om man har något krav som gynnas (eller inte missgynnas) av skogsbruket kan man också fortsätta frodas.

Ovanligare och rödlistade arter har blivit ovanliga(re) av någon anledning och det kan vara att de är mer specialiserade och petiga med sina krav. Det kan vara för att deras habitat har minskat kraftigt eller för att konkurrensförhållanden ändrats. Många rödlistade/ovanliga arter behöver substrat som tar lång tid att skapa som grova, gamla träd, tät, senvuxen ved, nedbruten ved, mm. Bränd ved, grov ved och hålträd är vedtyper som är ovanliga i dagens svenska skogar och som många rödlistade arter föredrar. Vissa insekter vill specifikt ha långsamväxande träd med tät ved och bark, t.ex. i slutna gamla granskogar, vilka också är ovanliga.

Deras förökningstakt kan också spela in, och hur stor ursprungspopulation de kräver t.ex. för att kunna föröka sig bra utan genetiska defekter på grund av. Vanliga arter kan också vara sådana som snabbt kan föröka sig från små individantal. Dessa kan ha krav på t.ex. medelgrov ved och förekommer normalt i lägre abundans än andra vanliga arter, men på grund av att medelgrov ved såsom högstubbar, torrakor och naturvårdsträd kan lämnas på hyggen finns de mer vitt utspridda i mindre volymer i landskapet, och så fort större mängder lämpligt yngelmaterial dyker upp kan några få individer snabbt komma dit och snabbt öka i antal. Att kunna utnyttja ved på hyggen kräver dock att man inte behöver ha den skuggad. Vanliga arter kan också vara arter som föredrar grövre ved men kan leva på klenare ved. Dessa kan sedan öka mer i antal för att mer gynnsamt substrat dykt upp, men också för att de kan vara sådana som förökar sig snabbt.

De flesta rödlistade insektsarter utnyttjar stammar, och det finns ungefär lika många som lever i stående träd, högstubbar och lågor, ca 310 i stående träd, 360 i höstubbar och 300 i lågor. Många arter förekommer på alla de tre stamtyperna men det finns också mer specialiserade arter, med ca 90 i stående träd, ca 50 i lågor, och ca 35 högstubbar. Man kan också hitta ca 90 rödlistade arter i lågstubbar, men ingen art förekommer enbart i dem. Flest rödlistade arter hittas därtill enbart i stammar, ca 390 st, troligtvis på grund av att de kräver en viss ved- eller barkgrovlek. Men totalt ca 200 arter är knutna till grenar och kvistar, så det kan vara av stort naturvårdsvärde att lämna nedfallna grenar, speciellt om de är grova. Flest arter, ca 411 st,

finns i grov ved och av dem är 178 st specialiserade, medan ingen av de 256 arterna i medelgrov ved är det. Däremot är 13 av 94 arter i klen ved specialiserade.

Totalt finns 134 rödlistade insektsarter i färsk ved, vilket inkluderar ett par arter som lever i även levande ved, 188 där barken börjar lossna, 280 i fast rötad ved och 161 i lös rötad ved. En tredjedel av varje är specialister som utnyttjar enbart ved i det successionsstadiet, och endast tre rödlistade arter kan hittas i ved i alla stadier. Flest specialister lever i färsk ved (Ehnström et al., 1993; Gustavsson 1995; Jonsell, et al., 1998; Ehnström, Axelsson, 2002). Det finns en tydlig positiv korrelationen mellan artrikedomen på vedlevande skalbaggsarter, och vedlevande insektsarter generellt, och mängden död ved (Wermelinger et al., 2013). Det är även tydligt att ju mer död ved det finns, desto högre kan abundansen bli. Tidigt i successionen brukar ett mindre antal arter dominera och utgöra en stor del av abundansen. I mer nedbruten ved senare i successionen brukar artfördelningen vara mer jämn.

Det är generellt artrikare i södra Sverige inom de flesta växt- och djurgrupper, med få undantag (bl.a. vedsvampar, som är lika artrika i norr som söder), t.ex. för att det där är varmare och ljusare en större del av året, vilket är det anledningar till att vegetationen är artrikare och att ädellövträden kan växa där. Den allmänna uppfattningen är att grov död ved och ved av ädellövträd är värdefullast överlag, speciellt för rödlistade arter överlag: det finns betydligt fler rödlistade arter överlag i södra än norra Sverige, och medan klimatet spelar in så är en anledning att många är knutna till ädellövskog, där ek hyser flest rödlistade insektsarter, sen bok. I norra Sverige finns dock fler rödlistade arter knutna t.ex. till gammal sluten granskog med lång kontinuitet, då det mesta av den gamla skogen finns i norra Sverige nära fjällkedjan. Men då det råder en brist på död ved generellt är allt tillskott av död ved viktigt, och därtill finns det en hel del arter som utnyttjar klen ved. När man avgör värdet för den biologiska mångfalden, sammanfattningsvis och för specifika organismgrupper, måste man också se till de specialiserade, trädslagsspecifika arterna, vilka finns på alla trädslag, och inte bara artrikedomen eller den totala abundansen. Gran- och tallved kan heller knappast anses artfattiga, varken vad gäller arter generellt eller rödlistade arter. Gran kommer in på tredje plats som artrikast för rödlistade insektsarter, men enbart med enstaka fler än björk, där björk och gran har något fler arter än tall, som har något enstaka fler arter än asp. I allmänhet har de artrikaste trädslagen också den högsta andelen specialiserade arter, men t.ex. lind, ask och sälg utgör undantag då de är förhållandevis artfattiga men har många specialister.

Inga trädslag har helt lik fauna av vedlevande insekter, tydligast avviker barrträden från lövträden medan tall och gran är mest lika varandra, med ett likhetsindex på 0,4 av 1 med hänsyn till rödlistade arter (Ehnström et al., 1993; Gustavsson 1995; Jonsell et al., 1998). Faunan av bark- och vedlevande arter på branddödad tall och gran skiljer sig inte speciellt mycket, även om den inte är identisk (Ehnström, Axelsson, 2002).

Succession i död ved

Efter att ett träd har dött kommer olika arter att byta av varandra allteftersom trädet bryts ned och vedens och barkens näringsinnehåll och struktur förändras, ända tills all näring förtärts eller att alla viktiga strukturer upplösts. Vedlevande arter har ofta en snabb förökning och kolonisation inom sina respektive successionsfaser, eftersom död ved är ett substrat som finns närvarande en begränsad tid och kan användas slut på av andra organismer.

Många studier har tittat på hur skapandet av död ved påverkar saproxyliiska arter, där död ved kan skapas t.ex. genom naturvårdsbränning, skapande av högstubbar, fällning av hela träd, mm. Den generella slutsatsen är att såvida man inte upprepar åtgärden så är skapad död ved

en kortsiktig resurs eftersom den bryts ned. Vad gäller skalbaggar ser man att effekterna av att skapa död ved ofta är som en puls av ökad abundans och artrikedom, då det blir ett plötsligt tillskott av död ved.

I Komonen et al. (2014) studerade man saproxylika skalbaggar och deras respons till skapande av död ved, där man skapade stående och liggande död ved genom att ringbarka och fälla träd över 10 cm i brösthöjdsdiameter. Studien omfattande ett nätverk av 31 skyddade områden, varav 21 Natura 2000, belägna från södra Finland till södra Lappland. I varje av dessa 31 områden valdes tre bestånd ut, och skogen var mogen tall- eller granskog. I varje bestånd lades 2 ytor ut, 1 kontroll och 1 behandlad yta, och skalbaggar fångades med två frihängande fönsterfällor på varje yta. Skapandet av död ved leder ofta till en signifikant pulsartad ökning i artantal och abundans av saproxylika skalbaggar 1 år efter åtgärden, och det ses både bland vanliga, ovanlig och rödlistade arter. Detta är naturligt eftersom det på de behandlade ytorna finns död ved, medan kontrollytorna ofta innehåller mycket lite. Effekten är ofta kortvarigare för skalbaggars artrikedom, medan abundansen minskar efter en längre tid och allteftersom substratet bryts ned och försvinner. Detta på grund av den deterministiska förändring som sker i död ved över tiden, och hur olika skalbaggsarter byter av varandra allt eftersom veden bryts ned.

Initialt skedde en dramatisk ökning av saproxylika skalbaggsarter, dominerade av arter som lever och ägglägger under barken och äter av innerbarken/kambiet, vilka utgör en stor del också av abundansen. Dessa är kända för att föredra störda och konsekvent solexponerade miljöer. Det är då barken fortfarande är intakt och innerbarken/kambiet fortfarande är färskt, vilket många kambiumätande arter vill ha. Kambiumätande arter är därför ofta pionjärarter som snabbt dyker upp, så att de hinner dit och kan utnyttja sin resurs medan den är färsk, och utgör en stor del av artrikedom och abundans.

Efter ca 5 år började dessa arter försvinna snabbt, allteftersom den störda ytan och veden blir äldre, lukten av färsk ved minskar, barken försvinner eller faller av, vegetationen växer igen, innerbarken/kambiet torkar ut och konsumeras, osv. Samtidigt ökade antalet skalbaggsarter som livnär sig på svampmycel eller sporer (ex. *Microscydmus*, *Anisotoma* och *Anaspis*). Artförekomsten och abundansen av vedätande arter är ofta låg i de första nedbrytningsstadierna. Vedborrande skalbaggar (ex. *Hylecoetus*) ökade också efter ca 5 år i Komonen et al. (2014). Bland vedätande arter förekommer en succession där man börjar med arter som t.ex. vill ha färsk, nyligen död eller levande, örötad, fast rötad, och slutligen väldigt nedbruten, löst rötad splint- och/eller kärnved. Vissa vedätande arter kommer inte in förrän veden har en viss nedbrytningsgrad, röta eller svamp närvarande.

Svampätare utgör ofta stora abundanser i de första nedbrytningsstadierna, även om artrikedomen ökade först senare i Komonen et al. (2014). En del arter odlar ambrosiasvampar, vars sporer bärs med av de vuxna djuren och sedan växer i deras gnagda gångar där de bryter ned cellulosa, och blir föda för larverna och ibland även de vuxna djuren. Många arter av ambrosiasvamp verkar föredra död ved i slutna bestånd, gärna liggande (Ehnström, Axelsson, 2002). Dock finns det kunskapsbrist om ambrosiasvampar och det finns arter av ambrosiasvamp som förekommer i öppnare habitat och på stående ved, och det finns även starkt brandgynnade ambrosiasvamparter. Ett antal olika släkten har identifierats som ambrosiasvampar, svampar som ingår i symbios med skalbaggar, *Ambrosiella*, *Rafaellea* och *Dryadomyces* (samtliga från Ophiostomatales, Ascomycetes), men det finns säkert många fler. Majoriteten av ambrosiaskalbaggar (Scolytinae, Platypodinae) koloniserar xylem (splintved och/eller kärnved). Arter varierar i sina preferenser för olika delar av trädet, olika

nedbrytningsstadier och i deras galleriers utformning. Majoriteten av ambrosiaskalbaggar är dock inte specialiserade till en viss taxonomisk grupp av värdväxter och förekommer på döende eller nyligen döda träd. Man vet lite om ambrosiasvamparnas biologi, och vet t.ex. inte hur arts specifika de är (Beaver, 1989).

Svampar gynnas av fukt, dock inte för mycket, och är de huvudsakliga nedbrytarna av cellulosa och lignin, där trä i genomsnitt består av 40-50 % och 20-30 % av cellulosa respektive lignin. Till skillnad från bakterier, som är begränsade till nedbrytning på ytan av organiska material, kan svampar använda sina hyfer till att penetrera tjockare material. Därför har enbart vedsvampar utvecklat enzymer för att bryta ned lignin. Svampar bryter ned xylem även i de första nedbrytningsstadierna, och i en studie av svampars nedbrytnings succession på gran av Ottoson (2013) visade sig vednedbrytande basidiomyceter vara den mest abundanta gruppen under nedbrytningen överlag. Däremot var de totalt artrikare i senare nedbrytningsstadier, speciellt ascomyceter, medan vednedbrytande basidiomyceter var artrikare i mindre nedbruten ved. Splintveden är för fuktig för svampar när träden är levande och friska och kärnveden kan då vara lämpligare, eftersom den är torrare då den inte leder vatten längre, även om den innehåller många giftiga extraktivämnen och ibland kan vara för torr, egenskaper som är naturliga försvar mot t.ex. röta. Röttsvampar såväl som blånadssvampar måste ha tillgång till fritt vatten i veden för sin tillväxt. Detta innebär att fuktkvoten måste vara över 30 % för att dessa svampgrupper ska kunna attackera virket. Fuktkvoten i nyavverkat virke är ca 30-40 % i kärnan, max 50 %, vilket är nära splintveden. Splintveden har en fuktkvot på ca 50 % på gränsen till kärnveden, som stiger till 160 % ute vid barken (Ottoson, 2013; Blanchette, 1991; Ribberheim).

Som toppkonsumenter utgör predatorarter oftast inte den största delen av abundansen, utan det gör deras bytesdjur. Predatorskalbaggar påverkas mycket av beståndstypen men det viktigaste som påverkar deras abundans är tillgången på bytesdjur, snarare än tillgången på död ved. Responser varierar dock mellan arterna. I en studie av Johansson et al. (2007) på 10 predatorskalbaggar i tidiga successionsstadier i död ved var abundansen i fällorna hos vissa korrelerad med tillgången på deras kända bytesarter (bl.a. *P. sjoeborgi*, *E. laeviscula* och *Q. plagiatus*). Andra predatorers abundans var korrelerad till den totala abundansen av barkborrar, d.v.s. de var mindre specialiserade (bl.a. *P. sjoeborgi*, *E. boreella*, *E. pygmaea*, *R. dispar* och *N. lentus*). Detta antyder att många arter är mindre specialiserade än man trott. De varierande resultaten på olika skala antyder ett komplicerat förhållande mellan predatorskalbaggar och deras byten och habitat (Johansson et al., 2007).

Det första året efter en stor störning förväntar man sig fler predatorer i en högre abundans då det finns mycket färskt substrat och många bytesdjur, och efter brand också många döda insekter (Johansson et al., 2011). Trots denna succession i artomsättningen ser man bland skalbaggar en total minskning i arter eftersom den första fasen av saproxylisk artsuccesion, som varar 1-2 år, är den mest artrika vad gäller skalbaggar. Därför ser man en tydlig minskning i artrikedomen, medan bytet av arter gör att abundansen påverkas senare. I Komonen et al. (2014) gjorde minskningen i pionjärarter över tiden att skalbaggsamhället blev mer likt mellan kontrolltytor och behandlade tytor allteftersom veden bröts ned. Artantalet och abundansen av saproxyliska arter var ändå högre i både tall- och granskog 5 år efter restaurering, och detsamma gällde rödlistade och ovanliga saproxylar (Komonen et al., 2014).

Andra studier har visat på liknande resultat och man har även sett liknande successionsmönster bland vedlevande skalbaggar efter brand på bränd ved. För bränd ved kan läggas till att specifika egenskaper som lockar vissa brandanpassade vedlevande skalbaggar

initialt, t.ex. lukten av bränd ved, rök, värmen mm., minskar fort. När brandfältet växer igen döljs också mycket av den mörka färgen efter branden.

Denna succession av nedbrytning och artminskning sker även i naturen, men skillnaden är att i naturen sker ett kontinuerligt tillskott av död ved. När restaureringsåtgärderna bara är punktingrepp kommer deras påverkan att vara mer kortsiktig. Dock skall det noteras att man bl.a. i en studie av Toivanen (2007) såg en större artrikedom på brandfält och i bestånd där man skapat död ved på andra sätt jämfört kontrolltytor även 15 år senare. Detta då det i vanligen inte finns mycket död ved i typisk svensk eller finsk skog, men på de restaurerade ytorna så finns det faktiskt död ved. Värdena var också högre på brända jämfört obrända ytor, vilket kan förklaras t.ex. av att det vid bränderna också bildas brandskadade träd som dör efter ett tag, och därmed bidrar med nya tillskott av död ved längre efter behandlingen, träd som överlevt branden och dött först senare av skadorna har impregnerats mer av kåda och andra försvarssubstanser och är svårare att bryta ned och står länge, mm.

Restaureringsåtgärder där man skapat död ved på något sätt är viktiga för att slänga ut en livlina till hotade arter, och naturvårdsbränning har också visat sig vara en effektiv restaureringsåtgärd, speciellt när man vill skapa stora mängder död ved. Dock måste man sedan göra åtgärderna mer långsiktiga t.ex. genom att upprepa dem. Artsammansättningen är delvis annorlunda på död ved som bränts jämfört obränd ved, så det kan vara lämpligt att utföra både bränning och skapande av död ved, kompletterande varandra, vid naturvårdsrestaurering (Toivanen, 2007).

Skogsbrand

Minskningen av skogsbränder är en av de stora ekologiska förändringarna i Sverige. Skogsbrand är en del i den naturliga dynamiken i skogslandskapet och är en viktig ekologisk process, men har nu minskat markant som naturlig störningsregim i skogen och arter som är beroende eller starkt gynnade av den har missgynnats starkt. Före 1900-talet brann ca 1 % av skogsarealen per år i Sverige, vilket är medelvärdet över 100 år. Oftast var det så att det många år skedde mest mindre bränder för att något år ske en stor brand på flera tusen hektar. När skogen började bli ekonomiskt viktig i mitten av 1800-talet försökte man att med alla medel stoppa brändernas omfattning. Efter 1860 brändes ca 1 % årligen genom mänskliga aktiviteter såsom svedjebruk, för att skapa betesmark, som markberedningsmetod i skogsbruket, mm. Runt 1970 försvann detta snabbt när markberedningsmaskiner dök upp. Numera utförs sådant i liten mängd och skogsbrand har blivit ovanligt i hela Sverige och naturvårdsbränningar utgör majoriteten av bränderna. Idag brinner mindre än 0,016 % av skogen per år och i Skandinavien är de flesta av dessa lågintensiva markbränder som sällan blir större än några hektar, även om det en till två gånger per decennium sker omfattande skogsbränder. Dock bekämpas skogsbrand aktivt, ca 3000-4000 skogsbränder startar årligen (dock är många startade oavsiktligt av människan) och måste hållas i åtanke, kanske ännu mer så i framtiden och i större delar av landet om klimatet blir varmare och torrare. I ett internationellt perspektiv är problemen med bränder i Sverige dock relativt små. I t.ex. Nordamerika, Ryssland, Australien och runt Medelhavet har man årligen betydligt allvarligare problem med stora och svårbekämpade bränder i skog och buskvegetation (Naturvårdsverket, 2005; Selander, 2006; SkogsSverige, 2015).

Skogsbrand sker naturligt både i norra och södra Sverige och har varit den dominerande störningskällan, haft en stor roll och varit mist lika viktig för skogens dynamik, utveckling och ekosystem i norr som i söder. 70-90 % av norra Sverige har utsatts för eld, mer eller mindre regelbundet, med resten av landskapet skyddat från brand i topografiskt och

hydrologiskt avvikande partier. På alla marker i norra Sverige utom i brandrefuger som t.ex. de allra blötaste markerna har brand varit den dominerande störningskällan. En brandregim med yttäckande bränder som inte varit direkt relaterade till svedjebruk har också präglat stora delar av södra Sverige. Hälften av Götaland skattas grovt ha stått under en störningsregim dominerad av bränder i det förflutna. Brandintervallen på en och samma plats har dock varit betydligt kortare i söder än i norr, ned till 5 år men oftast mellan 20 och 30 år i söder jämfört 50-150 år, oftast 80 år, i norr. Enligt kolanalyser i torv verkar bränder naturligt också varit mindre vanligt i de oceaniska västra delarna, medan sydöstra Sverige utsatts för flest bränder i en brandregim med täta men därmed ofta lågintensiva bränder. Detta överensstämmer med nutida data på blixtantändningar, vilka varierar mycket geografiskt men med tätare bränder i sydöstra Sverige jämfört norrut och västerut, med 0,21-0,24 antal blixtantändningar per 10'000 ha och år, d.v.s. i sydöstra Sverige antänds skogen genom åskan 2-3 gånger per decennium och kvadratmil (undantag Gotland, som ligger på 0,03-0,06 blixtantändningar per 10'000 ha och år). I sydväst varierar blixtantändningsfrekvensen mellan 0,03-0,21 blixtantändningar per 10'000 ha och år, men ligger mest mellan 0,06-0,12. I norra Sverige har blixtantändningar och därmed naturligt uppkomna bränder skett mer sällan, dominerat av 0,03-0,06 antal blixtantändningar per 10'000 ha och år, ännu mer sällan i och nära fjällkedjan men relativt sett oftare i nordöst (Västernorrland och Gävleborgs län) med 0,06-0,09. Naturligt brinner det alltså mer sällan i norra än södra Sverige, både överlag och på samma plats. När skogsbränder väl skett i norra Sverige har de däremot många gånger varit stora och intensiva. Från Kanada finns data som visar att endast 2-5 % av det totala antalet upptäckta bränder står för mer än 90 % av den brända arealen, vilket innebär att ett litet antal mycket stora bränder (1000 – 100'000 hektar) är helt styrande för landskapets utveckling. Brandhistorik från norra Sverige stödjer detta till stor del.

Det är dock en relativt sällsynt process att blixten startar skogsbränder, och idag startas ca 5-25 % av bränderna i hela Sverige av åska. På 100 år antänds åskan som mest ca 25 gånger per kvadratmil, och få av dessa antändningar utvecklas till stora bränder. Idag står människan på ett eller annat vis för de allra flesta antändningarna, ofta oavsiktligt.

Blixtantändningar och därmed naturligt uppkomna bränder sker sannolikare när det är torrt och varmt, undantag bl.a. extremt torra miljöer med mycket block eller öppna hållar. När det är kallt tar det längre tid att värma upp bränslet, snö och is kan ligga kvar längre, vilket hindrar bränder även om det t.ex. inte är nederbördsrikt, mm. Värme torkar ut och därför blir det också ofta torrare när det är varmt, såvida det inte är t.ex. ett område med mycket nederbörd. Överlag blir det varmare när man rör sig söderut och somrarna är generellt längre, och det finns en ungefärlig gradient med mer nederbörd i väst än öst, med torka under sommaren vanligare i öster. Blixtantändningar skall inte förvirras med blixtnedslag. Blixtantändningar sker oftast i lokala åskväder under högsommaren, särskilt av de åskväder som för med sig obetydliga mängder regn. I sydöstra Sverige sammanfaller faktorerna varmt sommarklimat, frekvent torka och blixtnedslag, och man finner här det mest gynnsamma klimatet för naturlig uppkomst av brand i landet. Blixten slår faktiskt ned oftare där sydsvenska höglandet höjer sig i väster, men åskvädren följs där av regn i mycket större utsträckning. Årsnederbörden i sydvästra Sverige är ofta bland de största kvantiteterna i landet. Därför motsvaras inte mängden nedslag av mängden antändningar, utan antändningar på höglandet är istället sällsynta. Däremot är årsnederbörden ofta bland de minsta i sydöstra Sverige.

Om vädret vid brandtillfället och de följande dagarna/veckorna är gynnsamt för brandspridning (torka och blåst, dock inte allt för hård) kan en liten brand utvecklas till

storbrand. Kommer inget regn kan en enskild brand till slut ha bränt av många tusen hektar, vilket fortfarande sker varje sommar i Kanada och Sibirien. Arealerna i Kanada och Sibirien är givetvis mycket större än i Sverige så man måste sätta det i proportion till hur ofta sådana bränder kan ske i ett land eller område, men förhållandemässigt var stora bränder fram till 1700-1800-talet också vanligt i Sverige och Skandinavien. Dock, medan hårda skogsbränder var vanliga för ett par hundra år sedan i Sverige, framförallt i Norrlands inland, och 1 % av skogsarealen brann i Sverige varje år för ca 150 år sedan, är det som sagt medelvärde över 100 år, och många år skedde mest mindre bränder för att något år ske en stor brand på flera tusen hektar. Kronbränder är relativt sällsynta i Sverige, men vanliga i t.ex. Kanada.

En förutsättning för stora, intensiva bränder är givetvis att det finns tillräckligt med bränsle. Intensiteten bestäms också av bränslets energiinnehåll, tillsammans med vädret, spridningshastigheten, vilken spelar störst roll och styrs mycket av vind och topografi, och mängden bränsle som elden kan konsumera och faktiskt konsumerar. Hur stor yta, hur intensivt det brunnit och därmed hur fort brännbart material återbildas styr också hur snart det kan brinna igen på ett och samma ställe, och hur stor och intensiv branden då kan bli. Om branden varit stor och intensiv dröjer det längre innan en ny eller större, intensiv brand. I södra Sverige växer det snabbare än i norra – där är varmare, sommaren och tillväxtperioden är längre, mm. Om blyxtantändningar sker frekvent, t.ex. för att där är torrt och varmt, hinner dock vegetationen inte byggas upp lika mycket, vilket gör att bränderna därför ofta blir mindre intensiva. Vegetationstypen spelar också in. En gräsdominerad mark kan brinna årligen, medan blåbärsris och de vanliga skogsmossorna behöver 10-30 år för återkolonisation och återväxt (Ehnström, Axelsson, 2002; Naturvårdsverket, 2005; Selander, 2006; Niklasson, Nilsson, 2005; Zackrisson, 1977; SkogsSverige, 2015).

Tallen är ett ljuskrävande pionjärträdsdrag som är brandanpassad. Den kan växa på och i torrare och näringsfattigare marker och miljöer än gran, och när det är torrt och varmt är det som nämnt ofta sannolikare att det börjar brinna. Bland annat kan tallens rötter gå djupare än granens och nå vatten längre ned. Frekventare bränder gör att det organiska lagret i marken inte hinner byggas upp lika mycket och att mer av det organiska materialet brinner upp, vilket med tiden gör marken mer näringsfattig, vilket ytterligare favoriserar tall över gran. Granen är inte brandanpassad och föredrar näringsrika marker med god vattentillgång. Den är ett skuggtåligt sekundärträdsdrag som normalt bildar slutna, fullskiktade och täta bestånd med tiden. Tall bildar däremot inte ofta fullskiktade bestånd då de inte kan växa så tätt och skuggigt som gran. Tall finns i hela Sverige men granen är klimatiskt hårdigare.

Granen är inte brandanpassad då den har tunn bark som inte erbjuder mycket skydd mot elden, och har oftast lägre satta grenar med en större del av kronverket närmare marken, vilket gör att elden lättare kan skada och döda en substantiell del av kronan samt fatta tag i den. Kronan behöver inte brinna för att barren skall dö – det räcker att vara nära elden eftersom barren dör om temperaturen runt dem är över 60° C några sekunder. Tallen har däremot oftast en högre och högt ansatt krona, och bildar ganska snabbt tjockare skorp bark vilken blir grövre ju äldre den blir och erbjuder bättre skydd. Detta gör att tall, även om den också kan dödas i högintensiva bränder, är bättre rustad för att klara intensivare eller återkommande bränder och är bättre på att överleva bränder än gran.

Brand och värme är uttorkande men att tallen klarar att växa i torrare miljöer och ofta har en mindre krona med därmed mindre transpirationskostnader än gran, kan göra att tallen kan klara mer torkstress än gran. Det hjälper också att tallen ofta har en högre placerad krona än gran som därmed kommer längre från elden och de högre temperaturerna. Gran kan överleva

brand enbart om den är lågintensiv och kryper fram, men klarar av frekventare bränder sämre då dess bark utgör ett sämre skydd, frekventare bränder utgör mer torkstress, mm.

Gran finns likt tall i hela Sverige, men dess naturliga, vildväxande utspridning anses stanna vid de sydligaste delarna, dit den är inplanterad. Detta anses dock ha att göra mer med markutnyttjande och annan mänsklig påverkan, snarare än naturliga orsaker som klimat och jordmån. Medan granen i söder förvisso ofta drabbas mer av rotröta än många andra trädslag och utsätts för storm, växer och frodas den allmänt. Det anses t.ex. att granen mycket väl skulle kunna fortsatt sin spridning söderut till Skåne. Dess spridning och dominans i södra Sverige överlag skulle dock ha saktats ned och hindrats av andra naturliga faktorer, t.ex. brand och konkurrens från andra skuggtåliga trädslag som bok. Men där har människan gynnat granen, genom plantering, brandkontroll och en stark minskning av trädslag som skulle kunnat konkurrera med gran.

Utöver andra mänskliga aktiviteter gör bekämpningen av brand att skogens karaktär och sammansättning ändras. Mycket talar för att marker med täta bränder, t.ex. sydöstra Sverige, har varit starkt talldominerade, och att skogen där lär ha varit mer ljusöppen och gles med en myckenhet av relativt gamla tallar, ofta med brandskador. I skog dominerad av tall är bränderna ofta frekventa men lågintensiva, medan de i skog dominerad av gran ofta sker mer sällan men blir högintensiva när de sker. Lågintensiva bränder kan ha tillåtit att trädslag mindre brandtåliga än tall men mer än gran, som vårtbjörk, asp, sälg och ek, har överlevt. Våra lövträd är generellt sämre än tallen på att överleva bränder men dessa arter bildar relativt tjock bark (dock ej så tjock eller mycket som tallens) och överlever ofta brand. Dessa är också pionjärträd med högre ljuskraav som är störningsgynnade.

Brandfrekvensen, överlag och på samma ställe, ca 80 år på en och samma plats, har i större delen av norra Sverige trots att den varit lägre än i södra Sverige överlag ändå varit en sådan att gran inte kunnat bli det dominerande trädslaget, speciellt inte på längre sikt, med undantag av i lämpliga brandrefuger. I störningsfria naturskogar har granen som regel blivit dominerande efter drygt ett sekel. När bränderna fortfarande förekom var brandkänsliga trädslag som gran och många andra lövträd i både norra men speciellt södra Sverige naturligt hänvisade till lämpliga brandrefuger i landskapet. Brandrefuger kan vara t.ex. bergsbranter, fjällnära, blötare marker, sjö- och åstränder, mm. Extremt torr mark med mycket block eller öppna hållar kan också ha fungerat som brandrefuger, dock mindre lämpligt för gran och andra trädslag som inte kan växa på för torr mark. Analyser har visat att det kan brinna även på de blötaste markerna i gransumpskog, men detta har skett mycket mer sällan eller inte alls. Gamla boreala granskogar som inte utsatts för storskalig störning (brand) under något hundratal år är karaktäriserade av och föryngras via småskaliga störningar, t.ex. av enstaka fallna träd.

I dagsläget har det däremot gått lång tid sedan det senast brunnit, i hela Sverige, och människan har också hjälpt granens expansion i söder. Skogarnas karaktär har därför på många håll ändrats genom en ökad konkurrens från gran, bl.a. då tall och andra pionjärträdslag är svagare konkurrenter på det sättet att de inte är skuggtåliga som gran (Skogsstyrelsen, 2015; Lindbladh, 2003; Lindbladh, 2004; Toivanen, 2007; Niklasson, Nilsson, 2005).

Brandens skapar miljöer för pionjärarter bland insekter, kärlväxter, svampar och mossor som ofta är konkurrenssvaga på det sättet att de kan komma till först efter att konkurrensen slagits ut av någon sorts störning t.ex. för att de inte är skuggtåliga, och som gynnas eller inte

påverkas av ljusa, öppnare miljöer med solbelysning, mm. Vid uppöppning missgynnas och slås arter ut som t.ex. vill ha slutna, ostörda miljöer, skuggad, tät, senvuxen ved och bark från träd t.ex. i gamla slutna skogar, mm., som är skuggtåliga och mer konkurranskraftiga, vid brand missgynnas arter som vill ha gott om markvegetation, som ej vill ha blottad mineraljord eller sandblottor, mm. Hur mycket de missgynnas beror på hur stor störningens påverkan och uppöppningen är (Ehnström, Axelsson, 2002; Naturvårdsverket, 2005; Selander, 2006; Zackrisson, 1977).

Brand påverkar på många sätt, både fysiskt och kemiskt. I Sverige har dess påverkan på naturen varit stor och präglat miljön mycket genom att det kommer större, intensivare bränder med längre intervall eller mindre, lågintensiva bränder med tätare intervall. Lukterna efter brand och lukten av rök är starka och når långt och mycket död eller skadad ved kan bildas, varvid en större mängd lukt av nydöd ved och bränd ved bildas. Brand öppnar upp, hur mycket beroende på dess intensitet och storlek, och gör att veden blir solbelyst, vilket gynnar många vedlevande insekter och krävs av vissa. Det kan bildas många stående döda eller skadade träd, och med tiden kan de brytas av och bli högstubbar. Det finns också arter som utnyttjar och går in i levande träd med t.ex. sårskador, brandskador, som har döda delar exempelvis grenar, och lever i den begränsade döda veden eller mellan död och levande ved, som t.o.m. angriper den levande veden, mm. Möjligheten för frön och sporer att gro ökar på många sätt, fröbanker lägre ned i marken kan komma fram och bara genom att det blir varmare ökar många insekters aktivitet. Vid brand värms marken och luften upp, vilket i sig kan gynna groningen och tillväxt men också öka nedbrytarorganismers aktivitet så att mer näring blir tillgänglig, alternativt koncentreras mineralerna i askan när materialet brinner upp och t.ex. kol, väte och syre avgår till luften bl.a. som koldioxid, kolmonoxid och kolväten. Kväve förgasas dock också vid brand, så vid hård brand avgår mycket av kvävet från det organiska materialet i marken till luften. Skogen öppnas upp så att det blir ett större ljus- och värmeinfall, och då vegetation i både träd- fält- och bottenskikt dör minskar konkurrensen och ger en fördel till organismer anpassade till att överleva brand. Humustäcket tunnas ut, vegetationen sopas undan och då kan mineraljorden blottas och sandblottor skapas. Bl.a. gör kontakt med mineraljorden att växters vattentillgång är säkrare, när frön sprids på bränd mark kan de bli lättare att upptäcka för fröätare, vissa arter vill ha blottad mineraljord eller sandblottor, mm. Brand påverkar också så att mark och det brända på veden får ett högre pH då aska och träkol är basiskt, bränd ved är kådig och kåda är en värdefull resurs som innehåller mycket socker och näring, brandljud bildas som är viktiga för många arter, och veden blir även mörk, är varmare direkt efter branden, mm. Hårt bränd, väldigt förkolnad ved har dock ett lägre energi- och näringsinnehåll, eftersom t.ex. kambium/innerbark, floem mm., som är sockerrika, och mycket socker brunnit upp, och mer kväve har förgasats. Hållfastheten blir också sämre så hårt bränd ved och brända träd förstörs och faller snabbare och lättare (Ehnström, Axelsson, 2002; Naturvårdsverket, 2005; Selander, 2006; Zackrisson, 1977).

Branden har också genom historien haft ett stort selektionstryck. De för många organismer mer gynnsamma förhållandena efter brand (minskad konkurrens, mer näring och ljus, rikligt med död eller skadad ved, solbelyst och även grövre död ved, mm.) kan ha gjort att utvecklingen av arter som är brandberoende eller starkt brandgynnade gynnats i brandpräglade miljöer, och även utvecklingen av mindre brandberoende, generellt störningsgynnade arter. Störningsgynnade arter är ofta arter som har svårt att hävda sig i senare successionsstadier t.ex. i död ved eller ett växtsamhälle, och som behöver en störning för att kunna hävda sig. Störningsgynnade arter är därför ofta gynnade av solexponering och har klassiskt en tidig, snabb och effektiv kolonisations- och förökningsförmåga, för att kunna komma till det nya substratet innan förhållandena blir för konkurrensintensiva eller slutna.

Arter som lever i störningspräglade habitat med en störning som brand behöver dessutom kunna föröka sig fort för att ha en chans att hinna föröka sig innan nästa brand. Men det finns även pionjärarter med sämre spridningsförmåga och senare förökning, varav många brandanpassade växter. T.ex. finns det pionjärväxter med sämre spridningsförmåga som ligger och väntar på störning i marken i fröbanker, som för brandanpassade växter kan överleva brand och höga temperaturer. Skogsmark har generellt dålig värmeledningsförmåga och det är då bara i de översta lagren som temperaturerna kan vara dödliga. Alternativt måste man kunna överleva branden, och först vid uppöppningen föröka sig snabbt. Arter som är beroende eller starkt gynnade av brand för sin överlevnad och/eller förökning kan dessutom behöva ha en snabb förökning och kolonisation eftersom de substrat och miljöer de är så beroende av är begärliga för många andra arter (Naturvårdsverket, 2005; Selander, 2006).

Anledningar till att arter är brandberoende eller starkt brandgynnade och uppvisar betydligt högre abundans vid brand, kan vara att de utvecklade egenskaper som gör att t.ex. frön eller sporer gror eller bildar fruktkroppar endast eller bäst vid de höga temperaturerna eller kemiska förhållande som uppstår vid och efter brand, i bränd ved och mark. Vissa vedsvampar dyker inte upp förrän bränd ved faller. Insekter kan kräva bränt substrat till yngelmaterial eller föröka sig bäst i det (Naturvårdsverket, 2005; Selander, 2006). Några brandberoende och starkt brandgynnade insekters äggläggning tros stimuleras av närvaron av träkol, eller att träkolet till och med krävs. Få arter stimuleras direkt av träkol men många gynnas på grund av ett varmare mikroklimat på bränd/svart mark eller gynnas av näring som frigörs. (Bousquet, 2012; Naturvårdsverket, 2005; Selander, 2006)

Ett 100-tal arter är inte beroende av brand men är starkt gynnade av den, och ytterligare många fler arter kan klassas som generellt brandgynnade och gynnas av brand för att de är generellt störningsgynnade. Många vedlevande insekter gynnas av brand även om de inte kräver den eftersom många träd dör, skadas eller försvagas, så att stora mängder föda och substrat ofta skapas. Andra gynnas av att veden blir solexponerad. Generellt brandgynnade arter kan vara sådana som gynnas av störning generellt, och förekommer i högre abundans t.ex. efter brand, storm, på hyggen, mm.

Ett fåtal arter är pyrofila, ett antal kärlväxter, ett 40-tal insektsarter och ett 50-tal svamparter. Brandberoende organismer är som väntat sällsynta och alla sådana arter är i Sverige ovanliga, och många återfinns på den nationella rödlistan. Starkt brandgynnade arter har också missgynnats mer än andra arter beroende av död ved. Om de brandberoende biotoperna och arterna ska finnas kvar krävs en ökning av antalet bränder i skogslandskapet. Pyrofila insekter – skalbaggar, skinnbaggar, flugor och fjärilar – har ofta olika anpassningar till rök, värme och eld och de flesta av de brandberoende insekterna kräver bränd ved. De har ofta förmågan att detektera och lockas av rök på långt avstånd, eller lockas av värme, lukten eller utseendet av mörk, bränd ved. Skalbaggar har allmänt god spridningsförmåga. (Naturvårdsverket, 2005; Selander, 2006). Arter ur jordlöparsläktet *Sericoda* utvecklas endast i bränd mark, och därtill hittas vuxna djur ur *Sericoda* och några andra arter jordlöpare, t.ex. *Harpalus laticeps* och *H. laevipesi*, i stora antal när askan fortfarande är varm, så värmen kan också ha betydelse. Försök att få fram ägg ur *Sericoda obsoleta* har misslyckats i frånvaron av träkol, som troligtvis stimulerar äggläggningen (Bousquet, 2012). Många pyrofila insekter har en flexibel fenologi och mycket god spridningsförmåga, förmodligen för att tidpunkten under sommarhalvåret då bränderna sker kan variera. De pyrofila svamparna brandskiktsdyna och trollsmör är i sig livsmiljöer för många sällsynta insekter (Naturvårdsverket, 2005; Selander, 2006; Niklasson, Nilsson, 2005). Ca 30 rödlistade arter klassificeras som starkt bundna till skogsbränder. De flesta och dem kräver bränd ved och har inte så stor nytta av solexponerad

ved på t.ex. hyggen och i luckor. Ett minskat antal skogsbränder anses vara en av de största förändringarna människan gjort i våra skogsekosystem, så ca 30 rödlistade arter knutna till brand kan verka lite. Men de flesta rödlistade arter som kräver eller gynnas av solexponerad ved gynnas troligtvis också starkt av skogsbränder, och det är troligt att flera av dem förökar sig bättre i bränd än i obränd ved. En del marklevande insektsarter är också starkt beroende av bränder för lyckad reproduktion (Ehnström et al., 1993; Gustavsson et al., 1995; Jonsell et al., 1998).

Potentiella skadegörare

Det finns många potentiellt skadegörande insekter, även om de i relation till den totala massan av insektsarter utgör en mindre del. Mängden potentiella skadegörare är ofta högre i södra Sverige, dels då artrikedomen generellt är högre där, det är varmare och ljusare en längre tid av året, vegetationen är artrikare och störningar som brand och storm sker oftare där överlag. De kan angripa rötter, stam, kottar, kronan, skotten mm., men här kommer skadegörare som utnyttjar eller kan utnyttja stamvirke att tas upp. Potentiella skadegörande arter är inte mindre specialiserade än andra, men precis som med många andra arter är det också möjligt att dessa är mer generalistiska än man trott. För många potentiella skadegörare är situationen den omvända för många ovanliga arter: de gynnas av på något vis av det sätt som skogen brukas på och virket används till.

Många skadegörare utnyttjar färsk ved/levande träd, lever och ägglägger under barken och äter av innerbarken/kambiet (t.ex. många barkborrar, Scotylinae), är störningsgynnade och vill ha eller gynnas av solexponering, och många är därför pionjärarter. Många andra arter lever också/eller av själva veden. En del arter odlar ambrosiasvampar och av dessa kan det därför finnas de som föredrar slutna förhållanden, men majoriteten av ambrosiaodlande skalbaggar utnyttjar också döende och nyligen död ved. Potentiella skadegörare på stamved äter av ved och/eller innerbark/kambium någon gång under sitt liv.

Randig vedborre (*Trypodendron lineatum*) odlar ambrosiasvamp till sina larver, där gnager honan efter ca 2 cm under barken i innerbarken/kambiet in sig upp till 8 cm in i veden och gör en 2 cm lång gång längs en årsring. Den angriper främst nyligen dött liggande virke men kan också angripa den basala delen på stående träd, gärna på träd angripna av granbarkborre året innan, och främst i slutna bestånd. Ambrosiaodlande arter som randig vedborre kan bli allvarliga tekniska skadegörare då de angriper döende och döda träd men också avverkat virke, lämnande ingångs- och kläckhål och missfärgningar i veden från sina ynglingsgallerier (SkogsSkada, 2015; Ehnström, Axelsson, 2002; Dyer, 1967).

Granbarkborre (*Ips typographus*) kan öka i abundans exceptionellt fort även från en liten ursprungspopulation, och begränsas i princip bara av den tillgängliga mängden yngelmateriel (SkogsSkada, 2015). Sextandad barkborres (*Pityogenes chalcographus*) abundansökning, däremot, begränsas mer av dess ursprungspopulations storlek, vilket setts i flera studier (Toivanen, 2007). Arter som normalt är som mest sekundära skadegörare (ej den huvudsakliga dödsorsaken) eller lever i enbart död ved kan bli primära skadegörare i vissa fall. Granbarkborre lever i solexponerad, liggande eller stående medelgrov eller grövre gran, och kan vid ett stort tillskott på yngelmateriel öka sin abundans dramatiskt, under gynnsamma förhållanden kan populationen öka mer än 10 gånger från en generation till nästa. Den är därför en sådan art som kan klassas som vanlig trots krav på åtminstone medelgrov ved, och då den också kan utnyttja t.ex. högstubbar, torrakor och naturvårdsträd av gran på hyggen. När sedan yngelmaterialet är slut är de tillräckligt många för att lyckas angripa och döda levande träd, även om granbarkborre föredrar redan död framför levande ved. Av denna

anledning kan granbarkborre bli en av de mest betydande och allvarliga primära skadegörarna. För andra potentiella skadegörare kan det krävas att träden är försvagade eller stressade för att de skall kunna döda dem, även om arter som granbarkborre också gynnas av att träden är stressade eller försvagade. Skadegörande arter kan också döda delar av levande träd, t.ex. grenspetsar, ägglägger där, och sen gnager larven i den levande veden, eller så kan de via en gemensam attack övermanna och döda träd. Andra skadegörare är i huvudsak tekniska skadegörare på fällt virke och trästrukturer (SLU, SkogsSkada, 2015).

Det finns ett par åtgärder för att hindra utbrott av potentiella pestarter vid naturvårdsbränning och restaurering. Man kan begränsa mängden död ved som skapas, vid bränning genom ett virkesuttag innan eller genom reglering av brandens intensitet och därmed dödligheten. Man kan bränna och skapa död ved efter de allvarligaste potentiella skadegörarnas svärmsperiod. All brand är uttorkande men brandens intensitet avgör till vilken grad och hur stor del av det som påverkas. Vid hård brand kan stora delar av eller all innerbark, floem och kambium ha torkat ut eller brunnit upp med barken. Många potentiella skadegörare missgynnas också av om branden är för hård. Detta kan vara för att många lever under barken och utnyttjar innerbark/kambium och vill ha det saftigt och färskt, och vid hård brand torkar mycket eller hela kambiet och innerbarken ut, eller så bränns bark, innerbark, floem och kambium bort helt. Arter som odlar ambrosiasvamp som föredrar slutna förhållanden lär missgynnas av bränning generellt, men ju intensivare branden är desto öppnare blir det. I studier med olika bränningsstyrka ser man det tydliga mönstret att speciellt t.ex. många barkborrar missgynnas av att man bränner hårt (Johansson et al. 2011). Hård bränning kan dock ha negativa effekter också på insekter som inte är potentiella skadegörare.

Det är välkänt att stora mängder färskt barrvirke utgör en risk för utbrott av skadeinsekter, t.ex. efter storm och brand. Många av de potentiella skadegörarna gynnas av solexponering. Skadegörare på stamved kan utgöra allvarliga problem genom att sänka virkeskvaliteten, och vid utbrott kan de angripa levande skog med stora virkesvolym, där vissa arter också kan döda träden när de är tillräckligt många. Enligt skogsvårdslagen tillåts därför inte mer än 5 m³sk/ha färsk granved över 10 cm stamdiameter och tallved med skorpbark. En långsam ökning av mängden död ved och solbelyst död ved genom att man öppnar upp mindre luckor, spar en del vindfällan och brända områden skulle dock vara möjligt utan problem med skadliga organismer, och begränsa de ekonomiska konsekvenserna (Hedgren 2003). Likaså fann Toivanen (2007) att de mängder och typ av död ved som bildades vid de utförda restaureringsåtgärderna i den studien inte ökade risken för barkborreangrepp.

En viss tillgång till färsk barrved är en förutsättning om man vill bevara mångfalden. Potentiellt skadegörande arter utgör många gånger också en viktig del i ekosystemen. Många arter av barkborrar är beroende av färsk död ved, och en av våra största skadegörare, Granbarkborren (*Ips typographus*), är en nyckelart i barrskogsekosystemet eftersom den skapar förutsättningar för en mängd andra arter. De arter som kräver stor mängd färsk död barrved kommer dock aldrig att kunna kombineras med skogsbruk utan kräver större naturreservat (De Jong et al., 2004).

Övriga relevanta studier

Många studier på saproxyliiska arter och död fäster speciellt intresse vid rödlistade och hotade arter. I Komonen et al. (2014) var antalet rödlistade och ovanliga skalbaggsarter generellt lågt på försöksytorna, även om skillnaden var signifikant i både ovanliga och rödlistade arter mot kontroll, och skillnaden var mindre än i medeltal en art. För att fånga de ovanligaste arterna

krävs betydande samplingsåtgärder, och därför är de ofta underrepresenterade i prover. Intressant nog minskade antalet rödlistade och ovanliga arter på restaurerade ytor i granskog men ökade i tallskog 1 till 5 år efter restaureringen, och man såg en liknande respons på kontrolltytor. Den trädslagsspecifika responsen kan möjligen förklaras av samma faktorer som för den totala artrikedomen och mängden barrträdsassocierade saproxyliska skalbaggar, d.v.s. skillnaden i nedbrytningsprocessen mellan gran och tall och den resulterande överliggande minskningen i artrikedomen. Tall tar något längre tid att bryta ned än gran och tallens kärnved innehåller mer extraktivämnen som skyddar mot nedbrytning. I studien låg de restaurerade ytorna och kontrolltytorna också relativt nära varandra, så restaureringen kan också ha påverkat antalet skalbaggar som flög över kontrolltytorna (Komonen et al., 2014; Svenskt Trä, 2015).

Många studier har tittat på effekterna av brand. I en studie av Johansson et al. (2011) efter en >1600 ha vildbrand i äldre produktionstallskog i augusti till september 2006 i Bodträskfors tittade man på vilken effekt skogsbränderna haft på abundans och artrikedomen hos skalbaggar, jämfört med skog som inte brunnit. Man lade ut 6 ytor i den brända skogen och 6 ytor i obränd kontrollskog. På varje yta placerades den 31:e maj 2007 tre flygfällor 50 m från varandra i en triangel, för att täcka alla flygriktningar, vilka inventerades i september 2007. Man hade delat in arterna i saproxylor, icke-saproxylor, brandgynnade, starkt brandgynnade, svampätare, predatorer, kambiumätare och rödlistade arter. Man tittade även på vilken effekt skogsbranden hade på artsammansättningen hos dessa grupper.

I den studien blev de mest abundanta och artrika grupperna saproxyliska och brandgynnade skalbaggar, följda av svampätare. På brända ytor var också kambiumätare abundanta, men inte särskilt artrika, även om det skiljde sig signifikant med fler arter på brända ytor än kontroll. De återstående grupperna hade låg abundans och artrikedomen. Resultatet visade tydligt på att abundansen var signifikant förhöjd i brandområdet, vilket gällde totalen och för samtliga grupper utom svampätare (marginellt signifikant), rödlistade och icke-saproxyliska arter. Vidare var det tydligt att artsammansättningen ändrades, den skiljde sig signifikant mellan bränd och obränd skog inom alla grupper. Ett antal arter hade extremt hög abundans på brandfältet och stod för en stor del av varför abundansen var högre där. Det totala artantalet skiljde sig däremot inte särskilt mycket mellan bränd och obränd skog och var signifikant högre enbart för icke-saproxylor, starkt brandgynnade arter och kambiumätare. Ingen grupp hade signifikant högre abundans eller artrikedomen på kontrolltytorna. Det fångades bara två individer av brandberoende skalbaggar, vilket antyder en brist på sådana arter i området, vilket kan vara på grund av att brand undertryckts i över 100 år i området.

Den totala abundansen av skalbaggar var 79 % högre på brandfältet än kontrolltytorna, medan den totala artrikedomen bara var 9 % högre. Tidigare studier har visat liknande resultat med större positiv effekt på abundansen än artrikedomen, både för bränning och annan typ av uppöppning med skapande av död ved.

På brandfältet var variationen i artsammansättning liten mellan de enskilda fällorna vilket betyder att artsammansättningen var mer eller mindre homogen. Detta antyder att omgivningarna är mer heterogena där det är obränt. I kontrollområdet var det större variation i omgivningen vilket medför att artsammansättningen mellan de enskilda fällorna blir större. Kambiumätande skalbaggar var starkare gynnade av skogsbränder än svampätare i jämförelse med kontrolltytorna, vilket kan vara för att det finns många skadade och försvagade träd. För många kambiumätande arter behöver träden inte vara döda, utan bara försvagade eller döende, eftersom dessa arter inte går så långt in i veden så det räcker att de yttersta lagren är döda.

Många icke-saproxylliska arter, inkluderande marklevande skalbaggar, är kända att gynnas av eld på grund av att det förenklar habitatstrukturen, gör byten och fröer synligare, och resulterar i ökade mängder frön, barrförna, döda insekter och potentiella byten. Tidigare studier (Wikars, 1995; Wikars, Schimmel, 2001) har visat att brända områden innehåller fler icke-saproxylliska arter om träden inte tas bort innan bränningen.

Det visade sig att många brandgynnade arter var generellt störningsgynnade, troligtvis varför de var så abundanta och artrika. Predatorer är på grund av sin relativt lägre abundans mer känsliga för t.ex. fragmentering, men å andra sidan påverkas de starkt av tillgången på bytesdjur. Predatorer var mer abundanta på de brända ytorna, och artsammansättningen var annorlunda. De arter som bidrog mest till skillnaden var bland de mest abundanta predatorerna, och de var samtliga predatorer på pionjärbarkborrar. Dessa predatorer reagerar ofta på samma tecken för att hitta lämpligt substrat och föda som sina byten, t.ex. rök, etanol eller monoterpener som avges från nydöda träd eller semiokemikalier som bytena avger. Resultaten visade att skogsbranden hade snabba och starka effekter på ett brett utbud av skalbaggar. (Johansson et al., 2011).

Toivanen (2007) utförde en studie i södra Finland där man jämförde olika restaureringsstrategier på skalbaggar. Skogen för studien hade lång skogsbrukshistoria, men ändå med fläckar av gammelskog och därtill upprepade behandlingar av naturvårdsbränningar sedan 1950-talet. Saproxylliska arter specialiserade på brand troddes därför ha fortlevt i området. Man hade 24 ytor på ca 2 hektar varav sex lämnades oavverkade medan 50 m³/ha träd lämnades i 18 ytor som hade avverkats. Försöket utfördes i skog som till 90 % dominerades av gran som också innehöll mindre mängder död ved i form av avverkningsrester, och man fångade insekterna med fönsterfällor. Man lät sex ytor innehålla 5 m³/ha liggande död ved, sex fick 30 m³/ha, och ytterligare sex fick 60 m³/ha. 12 ytor brändes medan 12 lämnades obrända. Bränderna var mest på marken, som då och då hoppade upp i kronorna. På oavverkade ytor var bränderna lågintensiva medan de blev intensivare på de avverkade ytorna ju mer död ved som lämnades på marken.

Både bränning och virkesuttag med lämnande av död ved hade positiva korttids effekter på abundans och artrikedomen, men effekten var högre efter bränning. Artrikedomen var speciellt förhöjd bland saproxylliska, ovanliga och rödlistade arter på brända ytor. En stor del av den ökade abundansen och artrikedomen på båda behandlingarna troddes bero på att mer död ved blev tillgänglig, men även för att skalbaggar som gynnades av solexponering och värme ökat, och speciellt artrikedomen bland icke-saproxylliska arter tros bero på att antalet arter som gynnas av öppna habitat ökar. Därtill kunde många av de icke-saproxylliska arter som ökade dramatiskt i abundans klassas som fakultativa saproxyler. Att man ser större positiv effekt på brända ytor kan då förklaras av att en större yta påverkats och mer substrat har bildats, det har öppnats upp ännu mer och infallet av ljus och värme blir större. Saproxylliska och icke-saproxylliska arter påverkades relativt lika men inte om man såg till ovanliga arter, då påverkades bara abundansen och artrikedomen av saproxylliska ovanliga arter positivt.

Partiellt virkesuttag kombinerat med att man lämnar varierande volymer liggande död ved hade positiva korttidseffekter på skalbaggsdiversiteten och abundansen på provytorna. Partiellt virkesuttag med lämnande av död ved ökade artrikedomen och abundansen av både saproxylliska och icke-saproxylliska arter, speciellt av de saproxylliska. När man såg till ovanliga och rödlistade arter tenderade ovanliga arter att påverkas positivt men hade ingen signifikant effekt på antalet rödlistade. Brand i sig hade däremot positiva effekter på både ovanliga och rödlistade, och hade därmed större positiv effekt på rödlistade och ovanliga arter

gentemot både kontroll och ytor som bara behandlats med virkesuttag och lämnande av död ved.

När t.ex. brand och storm orsakar storskaliga störningar leder det till dramatiska miljöändringar, och förändringen i artsammansättning blir därför hög då arter i gammal sluten skog försvinner och ersätts av arter gynnade av öppna habitat, vilket gäller alla organismgrupper. Bland skalbaggar gör detta att den totala ökningen i artrikedom ofta inte blir så dramatiskt som man skulle tro, men den blir ändå högre eftersom det tros att fler skalbaggsarter gynnas eller inte påverkas av uppöppningen än det är som missgynnas. Detta gäller ofta både vanliga, ovanliga och rödlistade arter. Partiellt virkesuttag leder troligtvis till en liknande men mindre förändring i artsammansättningen, i den mån att arter som kräver sluten skog minskar och arter som föredrar öppna habitat ökar. Förändringen blir mindre då uppöppningen och den påverkade ytan är mindre, mindre mängd substrat har bildats, mm.

Artsammansättningen påverkades i försöket också starkt av virkesuttaget, både på brända och obrända ytor. I tillskott till den liggande döda veden som skapats på ytorna ökade virkesuttaget också resurserna för saproxylliska arter genom avverkningsrester såsom lågstubbar, grenar och trädtoppar. Lukten av nyligen huggna träd kan också locka till sig skalbaggar, likt hur lukten av brand och död ved därifrån är lockande. Interaktionen mellan bränning och virkesuttag kan enkelt förklaras av faktumet att virkesuttag med skapande av liggande död ved har en mycket större effekt på resurstillgången på obrända ytor. På brända ytor minskade elden skillnaden mellan avverkade och oavverkade ytor eftersom en substantiell del av de lämnade stående träden dog eller försvagades både på de avverkade och oavverkade, och för att de liggande träden kan ha minskat i värde eftersom de brann kraftigare. Det är därför troligt att den lika mängden resurser förklarar varför abundansen av saproxylliska skalbaggar inte skiljde sig mellan avverkade och oavverkade brända ytor. Partiellt virkesuttag påverkade också abundansen och antalet arter av skalbaggar som koloniserade döda stående träd positivt, i alla fall det första året.

Volymen död ved har indikerats vara en stor faktor influerande artrikedomen av saproxylliska skalbaggar. De positiva effekterna av bränning blir mer märkbara ju mer träd där står kvar, eftersom mer substrat bildas. Däremot såg man att artrikedomen var högre på partiellt avverkade brända ytor än oavverkade brända ytor, vilket skulle kunna förklaras av att ökningen i arter som föredrog öppna habitat var högre på brända avverkade ytor. Eftersom de positiva effekterna på artrikedomen till stor del nog utgjordes av den ökade mängden tillgänglig död ved, var det överraskande att volymen liggande död ved på avverkade ytor inte hade någon tydlig effekt på kort tid. På brända ytor är det troligt att det är de lämnade stående träden som typiskt dör eller försvagas under branden som utgör den huvudsakliga resursen för saproxylliska arter, på grund av att liggande död ved brinner kraftigare än stående och det är troligt att ved som brunnit kraftig attraherar mindre skalbaggar. Eftersom bränderna blev kraftigast på de ytor där man lämnat högst volym död ved kan effekten av den högre volymen lämnade död ved ha motverkats av att resursens kvalitativa värde minskat.

Majoriteten av saproxylliska arter har traditionellt varit associerade till gamla skogar. Men detta kan delvis ha varit för att gamla skogar för nuvarande är den enda miljö där det finns tillräckligt med död ved, eftersom skogsbrukets påverkan på mängden död ved har varit speciellt hög i skogar i tidiga successionsfaser. Det är troligt att en betydande del av de hotade arterna är mer beroende av mängden tillgängliga resurser än av t.ex. det mikroklimat och speciella typ av tät ved och bark som slutna gamla skogar kan erbjuda. Det finns också vissa

bevis som tyder på att många hotade arter som traditionellt associerats till gamla skogar till och med kan föredra störda områden med en rikedom av död ved.

Toivanen (2007) konstaterade dock att bränning inte kommer vara en heltäckande åtgärd som gynnar alla vedlevande arter, eftersom vissa arter kräver ostörda och/eller slutna miljöer. Man fann att skalbaggar som lever på björk konsekvent gynnades av bränningen, medan den positiva effekten var mycket svagare på granved. Detta kan vara eftersom granskog i sin naturliga miljö normalt blir sluten och fullskiktad med tiden och naturligt förekommer i miljöer mindre störda av brand och vind. En större andel av arterna på gran kanske därför missgynnas av brand och uppöppning. Förekomsten av sådana missgynnade arter kan kanske därför också vara högre i granskog.

Även om solexponering anses vara en huvudfaktor bakom ökningen i artrikedom bland saproxylika arter efter störning, kan detta gälla främst de första 1-2 åren efter störningen eftersom det är då pionjärarterna främst är närvarande. Minskningen i arter skulle då kunna bli speciellt tydlig på gran, eftersom en större andel av de arter som inte är pionjärer och är mer på gran inte är gynnade av solexponering och öppna miljöer.

Toivanen (2007) menade därför att man måste överväga nyttan med att återintroducera eld eller skapa miljöer som imiterar strukturen efter eld i grandominerade landskap. I Finland har många naturvårdsbränningar utförts i talldominerade skogar, då tallskog naturligt frekvent utsätts för mest lågintensiva bränder, medan intervallen mellan bränder i naturlig granskog är långa. När bränderna sker i granskog blir de dock ofta högintensiva. Dock kan man inte basera sin bedömning av restaureringens framgång på effekten på just en typ av resurs. Naturvårdsbränning har visat sig vara en effektiv restaureringsåtgärd, i alla fall kortsiktigt, och brand är ett effektivt och naturligt sätt att skapa stora mängder död ved, som är en bristvara i dagens skogar och som är essentiell för många vedlevande arters överlevnad i boreala skogar, speciellt för ovanliga och rödlistade arter. Bränning gynnar också bildandet av successionssteg med lövträd i granskog och skapar strukturer och resurser som troligtvis kommer bli viktiga i senare stadier av skogssuccessionen.

Man såg vidare att medan artrikedomen och abundansen av vedlevande skalbaggar minskade dramatiskt med tiden, på grund av att brandfälten växer igen och resurserna tar slut, så var brända ytor och ytor där man skapat död ved på annat sätt artrikare och hade högre abundans än obrända, obehandlade kontrolltytor även 16 år efter bränning. Artrikedom och abundans var högre på brända än obrända ytor, vilket kan förklaras t.ex. av att det vid bränderna också bildas brandskadade träd som dör efter ett tag, och därmed bidrar med nya tillskott av död ved längre efter behandlingen. Ju mer träd som lämnas stående innan bränning desto längre förväntas artrikedom och abundans också hålla i sig (Toivanen, 2007).

Tall och i viss mån t.ex. vårtbjörk, sälj, asp och ek överlever brand oftare än gran, medan gran oftast har lägre satta grenar med en större del av kronverket närmare marken, vilket gör att elden lättare kan skada och döda en substantiell del av kronan samt fatta tag i den, vilket tillsammans med dess tunna bark gör att gran dör lättare av branden och därmed innebär att hela eller stora delar av beståndet dör och successionen börjar från noll. Det kan alltså bli en större puls av ny död ved när en granskog brinner, vilket gör att större mängder individer av tidiga successionsarter kan föröka sig där. Det finns också många arter som gynnas generellt av att det bildats död ved och solbelyst ved, oavsett trädslag, speciellt i dagens skogar där det inte finns mycket död ved. Allt tillskott av död ved är därför värdefullt, även om ved av vissa trädslag och dimensioner är artrikare (Ehnström, Axelsson, 2002).

Syfte och frågeställning

Vi har kommit förbi den punkt där man inte längre kan nyttja passiva bevarandeåtgärder för att gynna den biologiska mångfalden i skogen. Att finna aktiva åtgärder som har biologiskt värdefulla effekter och samtidigt är kostnadseffektiva för att restaurera skog som hittills varit produktionsskog är därför av vikt. Att se hur bränd och obränd ved utnyttjas är ett viktigt steg i detta. Denna uppsats avser att utvärdera saproxylika arter, avseende både obligata och fakultativa arter, då dessa har missgynnats mer på grund av bristen på död ved, speciellt de obligata men även bland fakultativa arter, och båda dessa gynnas av att man skapar död ved, till skillnad från icke-saproxylika arter.

Syftet med denna uppsats var att utvärdera två metoder för restaurering genom att jämföra den biologiska mångfalden av vedlevande skalbaggar (Coleoptera) fångade i kläckfällor i brösthöjd på granstammar i bestånd som bränts med bestånd som luckhuggits och fått död ved i form av högstubbar. Bränning är mer riskfylld och ofta dyrare än luckhuggning så det är intressant att studera om de två behandlingarna har olika effekt. Att titta även på artsammansättningen är av vikt, eftersom värdet för den biologiska mångfalden inte bestäms enbart av antalet arter eller den totala abundansen, utan också vilka arter som är närvarande, deras hotbild och vanlighet, om det finns potentiella skadegörare, etc. Att studera hur potentiella skadegörande påverkas är av värde eftersom omfattningen och var behandlingarna utnyttjas kan påverkas om en behandling eller båda uppvisar en hög abundans potentiella skadegörare. Om de två behandlingarna har ett stort överlapp av arter som gynnas ungefär lika mycket, skulle det vara möjligt att utnyttja den billigare, enklare metoden mer än den andra.

Frågeställningarna för denna uppsats är följande:

- 1) Hur skiljer sig de två behandlingarnas (bränning respektive luckhuggning med skapande av död ved i form av högstubbar) påverkan på total abundans och artrikedom av saproxylika skalbaggar på gran?
- 2) Hur stort är överlappet i saproxylika arter mellan behandlingarna?
- 3) Hur skiljer sig den totala artrikedomen och abundansen mellan behandlingarna, med hänsyn till saproxylika a) brandberoende, b) starkt brandgynnade, c) rödlistade arter och d) potentiellt skadegörande arter?

Hypotes

- 1) Bränning kommer att ha en signifikant högre abundans av vedlevande skalbaggar än luckhuggningen, och medan artantal också blir högre på bränningen än luckhuggningen blir inte skillnaden bli signifikant.
- 2) Artsammansättningen kommer skilja sig mellan bränning och luckhuggning och det kommer inte bli ett stort överlapp, speciellt när man viktat för abundansen.
- 3a) Vedlevande brandberoende arter kommer enbart dyka upp på brända ytor.
- b) Vedlevande starkt brandgynnade arter kommer uppvisa en signifikant totalt högre abundans och icke-signifikant högre artförekomst vid bränning än luckhuggning.
- c) Det kommer inte uppstå någon signifikant skillnad i artantal och abundans av saproxylika rödlistade arter.
- d) Saproxylika potentiellt skadegörande arter kommer få en signifikant högre abundans och en icke-signifikant högre eller liknande artförekomst vid bränning jämfört luckhuggning.

MATERIAL OCH METODER

Definitioner

Potentiellt skadegörande arter definieras i denna uppsats som de arter nämnda på SLU:s hemsida SkogsSkada (SLU, SkogsSkada, 2015), och rödlistade arter enligt den nuvarande nationella rödlistan (SLU, Artdatabanken, 2014). En relativt omfattande lista som tar upp brandberoende och starkt brandgynnade insekter i boreal skog är upprättad av Naturvårdsverket, i ett åtgärdsprogram (ÅGP) skapat år 2005 för bevarandet av hotade brandgynnade arter. Denna utnyttjades och användes för att definiera och hitta brandberoende och starkt brandgynnade arter. Brandberoende arter definieras som arter som är direkt beroende av brand för sin reproduktion eller har mycket svårt att klara sig utan brand, och starkt brandgynnade arter klassas som arter som antingen visar någon slags beteende i förhållande till rök, eld eller aska och/eller är betydligt vanligare i bränd jämfört med obränd miljö/substrat.

Det bestämdes att endast arter som fastslagits som tillhörande till ”färdiga” listor skulle räknas, då det fanns ett antal arter, släkten och familjer som noterats som möjliga tillägg till de starkt brandgynnade, och ett 100-tal arter hade ej skrivits till en kategori av starkt brandgynnade då den ännu ej var helt definierad (Wikars, 2006).

Saproxyliciska arter är associerade till och beroende av död ved under någon del av sin livscykel, eller av andra organismer som är det, och begreppet ”död ved” inkluderar både ved, floem, kambium, inner- och ytterbark. Begreppet inkluderar både döda träd och döda delar på levande träd. Begreppet vedlevande används synonymt med saproxyliciskt, men hänvisar då inte till organismer som enbart beror av levande substrat. Det är inte helt lätt att dra en tydlig gräns, dock. Arter som lever under barken av kambium/innerbark, t.ex., utnyttjar oftast döda eller försvagade träd, men vissa kan skapa sitt eget substrat och döda träd om de är tillräckligt många. Typiskt är det äggläggningen som kräver död ved, så att äggen t.ex. inte förstörs av kåda och andra försvarsmekanismer.

Vedlevande arter kan vara obligata, de kräver död ved under någon del av sin livscykel, varför de missgynnas mer av bristen på död ved. Vedlevande arter kan också vara fakultativa, de associeras vanligen med död ved någon gång under sitt liv men kräver den inte, utan kan också utnyttja enbart andra substrat om det krävs, t.ex. förna, spillning eller detritus. Dessa gynnas dock också av att man skapar död ved och kan missgynnas vid brist på den, t.ex. för att de föredrar att uppehålla sig i död ved.

När det talas om kambiumätande arter och arter som äter innerbark/kambium syftar det till arter som äter innerbark, floem och/eller kambium. Dessa vävnader är sockerrika och typiskt äts alla på samma gång, där innerbarken ligger ytterst, kambiet innerst och floem emellan (Ehnström, Axelsson, 2002). Med korttidseffekter avses de effekter som dyker upp i den första successionsfasen på död ved, som bland skalbaggar varar 1-2 år.

Study design

Datat som analyserats i denna uppsats tillhandahölls av handledaren och är från en ursprungsstudie som heter ”Framtidens skog: restaureringsstrategier för framtiden - ett test av olika strategier på bestånds och substratnivå”. Man utvärderar i ursprungsstudien hur två olika restaureringsmetoder, bränning och luckhugning med skapande av död ved (som för närvarande används i praktiskt restaureringsarbete) påverkar olika organismgrupper (små

däggdjur, fåglar, insekter, kärlväxter, lavar, mossor och vedsvampar) jämfört med kontrolltytor i bestånd som lämnas för fri utveckling, där behandlingarna är formulerade av Holmen så att de skall vara praktiskt tillämpbara. Behandlingarna var också utformade så att de var ekologiska. Man utvärderar också hur olika typer av skapad död ved utnyttjas av vedlevande arter. Man tittar på det bevarandebiologiska värdet och kostnadseffektiviteten, och ämnar sedan att utefter resultatet formulera åtgärdsrekommendationer för bestånd liknande de i studien för när, var och i vilken omfattning de två behandlingarna bör användas. De registrerade effekterna av behandlingarna är de som dyker upp på kort tid och behandlingarnas långsiktiga effekter kan än så länge ej utrönas ur denna studie, då man hittills inventerat ytorna ett år efter behandling.

I studien användes frivilliga avsättningar (storlek 4-20 ha), i blandskogar som var grandominerade men också med en del tall och mindre inslag av björk, asp och sälg i Västerbotten och Västernorrland, på mark ägd av Holmen. Bestånden var över 80 år gamla men ganska triviala, ”vanlig” skog i behov av restaurering för att få naturvärden, och nyckelbiotoper valdes bort. Död ved fanns på ytorna men det var inga större mängder. Ytorna valdes ut för att vara så lika varandra som möjligt i träslagssammansättning, och eftersom behandlingarna slumpades till ytorna borde sådant inte skilja sig mellan behandlingar. Oftast var det minst flera kilometer från bestånd till nästa. Det fanns ej data över om något extremt, t.ex. en stormfällning eller brand, hade hänt i närheten som kan ha påverkat en viss yta, men det fanns inte antydning att något sådant skulle ha skett i närheten.

I 6 bestånd skapades luckor (diameter 20 m) runt sälg, asp eller gamla tallar, och färsk död ved i form av högstubbar skapades, ca 10 m³ död ved/ha, med syftet att simulera naturlig luckodynamik. Högstubbar skapades av alla träslag, brösthöjdsdiameter 25-30 cm, men denna studies datamaterial innehåller bara data från högstubbar av gran. Gagnvirke togs ut på hälften av de luckhuggna ytorna, och på den andra hälften lämnades veden.

Innan bränningen hade ca 30 % av träden tagits ut som gagnvirke, även här mest gran, men också tall och björk. 6 brända bestånd utnyttjades. I ursprungsstudien brändes 12 bestånd, ca 4-10 ha stora ytor, oftast 5 ha stora. Bränningarna varierade i hårdhet, i vissa bestånd var det ca 80 % dödlighet medan det var betydligt mindre hårt bränt i andra bestånd. Det finns dock inte tillgänglig data över brandintensiteten i specifika bestånd. Hur mycket död ved som bildats, hur grov den var och hur skadade överlevande träd efter branden var varierade mycket, och både stora och små träd påverkades. De som användes i studien var dock av jämförbar grovlek mot de i luckhuggningarna, och totalt sett bildades mer död ved efter bränningarna (speciellt om man ser på lång sikt med brandskadade träd som dör långsamt).

Det gagnvirke som togs ut var mest gran, eftersom den skuggar mycket, men även tall och björk togs ut. Hur stor volym gagnvirke det blev som togs ut berodde på skogens täthet och kunde variera. Uttaget av gagnvirke var med syftet att det skulle uppväga kostnaden, eller en del av den, av att gå in och hugga luckor eller bränna, och även för att inte få problem med skogsvårdslagen gällande lämnande av för mycket färskt barrträdsvirke.

Luckhuggningsbehandlingarna utfördes vintern-våren 2010-2011 medan bränningarna utfördes på sommaren, då förutsättningarna för bränning är bättre under sommaren. Direkt efter behandling sattes det på varje behandlad yta upp fem kläckfällor, vid bränning två dagar efter behandling. Vedlevande insekter fångades på döda träd i samtliga behandlade bestånd, och fällorna vittjades i oktober 2012. På luckhuggna ytor sattes fällorna på de skapade högstubbarna, på brända ytor sattes de på hela döda träd eftersom inga högstubbar hade

bildats på de brända ytorna. Fällor sattes enbart på död ved som skapats under restaureringsåtgärden.

Kläckfällor skapades genom att vira om 30 cm av stammen i brösthöjd med polypropylen tyg, vilket släpper igenom fukt och syre men inte ljus. Bitar av järntråd stacks in i hål i stammen så att tyget på mitten inte låg emot stammen, vilket gav den formen av en smällkaramell. Järntråd virades runt ändarna på tyget för att hindra insekter som kommit ut ur stammen från att krypa ut och insekter på utsidan från att krypa in. För att försegla det hela ytterligare lades två skumbitar under järntrådarna. Skalbaggar samlades i en genomskinlig 250 ml plastburk kopplad till fällan med en skruvgänga på övre delen av fällan, som var halvfylld med 50 % propylenglykol. När skalbaggar kommer ut dras de mot ljuset och fastnar i burken, så att de inte kan ta sig tillbaka in under barken igen (Johansson et al., 2005).

Kläckfällorna fångar ett sample av skalbaggar som utnyttjar stammen och fångar främst färdigutvecklade, nya insekter när de gnager sig ut från sin utvecklingsplats. Detta gör att man lättare ser till vilken grad den döda veden faktiskt utnyttjats för förökning då man fångar färre insekter som t.ex. bara passerat förbi eller lockats av lukten men inte hittat lämpligt substrat. Sannolikheten är också lägre att arter som t.ex. ej lever på stående träd, grenar, rötter, enbart högre upp eller längst ned på trädet, skott, krona, blad/barr, marken eller andra trädslag kommer fångas. Detsamma gäller icke-saproxyliska arter, som normalt inte har mycket att göra i död ved.

De arter som fångas på stammarna kommer huvudsakligen vara av den typ som utnyttjar död eller skadad ved i de tidigare successionsstadierna av nedbrytning, färsk ved, inte de som kommer in i senare stadier. Eftersom datat i denna uppsats bara är från kläckfällor på gran kommer det bli en jämförelse mellan bränd och obränd granved, och vedlevande skalbaggar därpå. På grund av att kläckfällor har utnyttjats kommer huvudsakligen saproxyliska arter som någon gång utnyttjar stående granstammar (högstubbar vs. hela döda träd) att fångas, vilket då kan vara arter som antingen själva utnyttjar den, eller utnyttjar organismer som gör det. Behandlings- och inventeringstidpunkter valdes för att få med majoriteten av skalbaggar svärmning och kläckning, inklusive arter som övervintrar ett år, som ägg, larver eller fullvuxna skalbaggar, innan de kommer ut.

Statistiska analyser

Minitab användes för att utföra variansanalyser. De 12 bestånden, 6 för vardera behandlingen, användes som replikat/block, där de fem fällorna i varje bestånd slogs ihop. Bortfallet av fällor ansågs så litet (en fälla på yta 505 var tom) att det ej var statistiskt signifikant, och ej krävde tester för att analysera dess påverkan.

Ett p-värde på $\leq 0,05$ ansågs signifikant, medan ett p-värde på $\leq 0,01$ ansågs högt signifikant. Vid Anderson-Darling normalfördelningstest ansågs $\geq 0,9$ vara signifikant. Eftersom enbart två behandlingar jämfördes räckte det att testa huruvida nollhypotesen, att medelvärdena $A = B$, stämde, eller om det förelåg en signifikant skillnad. Om så var fallet utfördes en visuell analys och jämförelse av medelvärdena, för att se på vilket sätt det skiljde sig (om $A < B$ eller $A > B$).

Först gjordes visuella analyser av datat med hjälp av boxplots, och därefter analyser av residualerna för det aktuella datasetet, inklusive ett Anderson-Darling normalfördelningstest. Mest vikt vid analyserna av residualerna lades vid normalfördelningstestet och graferna residuals versus fits och residuals versus order, där de två senare ej skall uppvisa något tydligt

mönster i residualernas varians runt noll. Histogrammen tilldelades ej lika mycket uppmärksamhet efter de ofta kan vara missvisande, såvida man ej har väldigt omfattande dataset.

Om residualerna och datat ansågs tillräckligt normalfördelade och oberoende utfördes ett envägs ANOVA-test. Om så inte var fallet utfördes en icke-parametriska motsvarighet till envägs-ANOVA. Här kan man välja mellan Kruskal-Wallis test och Moods Median test. Kruskal-Wallis är mer robust än Moods för data från många olika fördelningar och medelstora till stora dataset, men är mindre robust mot extremvärden. Moods Median test är däremot robust mot extremvärden. Då detta dataset inte var jätte stort och innehöll en hel del uteliggande, extremare värden valdes Moods Median test.

Vid tester på enstaka arter eller mindre artgrupper bör de förekomma på majoriteten av ytorna inom behandlingarna, med tanke på att enbart 6 replikat fanns tillgängliga för vardera behandlingen, och de bör inte heller förekomma i enbart något enstaka exemplar. Detta för att göra testerna trovärdigare. En annan anledning är eftersom om arter bara är närvarande på någon enstaka yta och/eller i låg abundans, är det möjligt att det är av en ren slump som exemplaret dykt upp på just den ytan. Abundansen behöver vara högre för att man skall kunna se tydliga mönster i artförekomst och abundans.

Av de statistiska tester som skulle utföras baserade på frågeställningarna uteslöts tester på rödlistade arter och brandberoende arter på grund av för låg abundans och förekomst. Analyser utfördes på följande grupper: totalt antal arter; total abundans; antal potentiellt skadegörande arter; potentiellt skadegörande arters abundans; antalet starkt brandgynnade arter; starkt brandgynnade arters abundans. Samma analyser utfördes också inklusive icke-saproxylliska arter, för att fastställa att de inte hade någon signifikant påverkan.

För att få ett mått på likheten i artsammansättningen och överlappet av arter mellan behandlingarna gjordes ett kvalitativt och kvantitativt Sørensen likhetsindex, än en gång också inklusive icke-saproxylliska arter. I det kvalitativa indexet väger alla arter lika, medan arterna i det kvantitativa indexet är viktade med sin abundans. Det vill säga, det kommer bli ett lägre likhetsvärde om abundansen skiljer sig mycket mellan gemensamma arter på de två behandlingarna. Ekvation 1 och 2 hämtades ur Magurran (1988). Ett likhetsindex gjordes också för rödlistade, starkt brandgynnade och potentiellt skadegörande arter.

$$\text{Sørensen kvalitativt } C_S = \frac{2j}{(a+b)} \quad (1)$$

där j = antalet arter funna på båda behandlingarna, a = totala antalet arter funna på behandling A (bränning), och b = totala antalet arter funna på behandling B (luckhuggning).

$$\text{Sørensen kvantitativt } C_N = \frac{2jN}{(aN + bN)} \quad (2)$$

där aN = totala antalet individer på behandling A, bN = det totala antalet individer på behandling B, och jN = summan av den lägre av de två abundanserna registrerade för arter funna på båda behandlingarna.

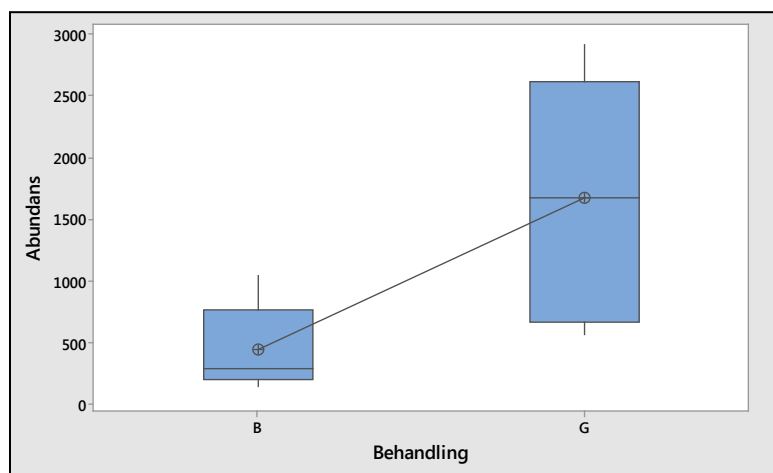
RESULTAT

98 st olika arter registrerades, 67 st på brända ytor varav 24 st var närvarande enbart på brända ytor, 74 st på luckhuggna ytor varav 31 st var närvarande enbart vid luckhuggning. 43 st arter var närvarande på både brända och luckhuggna ytor. Avdraget icke-saproxyliiska arter blev det 94 st arter, varav 64 st på brända ytor varav 22 enbart på brända ytor, 72 st på luckhuggna ytor varav 30 st enbart på luckhuggna ytor. 42 st arter var då närvarande på båda ytor.

Tabell 1. Medelvärden med standardavvikelse och median per behandling och p-värde för analyser utförda i Minitab för den övergripande totalen. Icke-saproxyliiska arter = NS.

Table 1. Mean values with standard deviations and median per treatment and p-value, for analyses performed in Minitab, for the overall total. Non-saproxylis species = NS.

Behandling	Total abundans	Avdrag NS	Totalt antal arter	Avdrag NS
Brand	444,3 ± 345,6	442,8 ± 346,09	24,17 ± 5,46	23,0 ± 5,87
Median	291,0	288,5	23,5	22,0
Luckhuggning	1675,83 ± 1040,8	1675,5 ± 1041,17	28,17 ± 4,36	27,83 ± 4,54
Median	1677,5	1677,0	29,0	28,5
P-värde	0,021	0,021	0,191	0,141



Figur 1. Boxplot över behandling vs. total abundans (exklusive icke-saproxyler).

Figure 1. Boxplot of treatment vs. total abundance (excluding non-saproxylis).

Tabell 2. Abundans för brandberoende arter, enbart förekommande på brända ytor.

Table 2. Abundance of fire-dependent species, only present on burnt plots.

Yta/Art	<i>Sericoda quadripunctata</i>	<i>Sphaeriestes stockmannii</i>
Bränning	1	13
Luckhuggning	-	-

2 arter klassade som brandberoende registrerades, liten brandlöpare (*Sericoda quadripunctata*), och kolsvart trädbasbagge (*Sphaeriestes stockmannii*). Medelabundansen brandberoende arter blev 2,33, med standardavvikelse 2,58 och median 2,0, och medelantalet arter blev 0,33, med standardavvikelse 0,75 och median 1,0.

Tabell 3. Totaler per behandling per art, medelvärden, median och p-värde, för analyser utförda i Minitab, för starkt brandgynnade arter.

Table 3. Totals per treatment per species, mean values, median and p-value, for analyses performed in Minitab, for strongly fire-favored species.

Art/yta	Bränning	Luckhuggning	P-värde	
<i>Rhagium inquisitor</i>	-	2	<i>Antal arter</i>	0,221
<i>Hadreule elongatula</i>	1	-	<i>Abundans</i>	0,079
<i>Orthotomicus suturalis</i>	9	2		
<i>Corticaria ferruginea</i>	3	1		
<i>Corticaria rubripes</i>	1	3		
<i>Litargus connexus</i>	1	-		
<i>Glischrochilus quadripunctatus</i>	2	4		
<i>Placusa atrata</i>	33	9		
<i>Phloeonomus lapponicus</i>	71	22		
<i>Phloeonomus pusillus</i>	85	29		
<i>Phloeonomus sjoebergi</i>	2	4		
<i>Tachyta nana</i>	1	-		
<i>Abdera triguttata</i>	2	-		
Medelantal arter	5,5 ± 2,43	4,17 ± 0,98		
Median arter	4,5	4,0		
Medelabundans	35,17 ± 20,97	14,33 ± 7,29		
Median abundans	34,0	13		

13 st arter klassade som starkt brandgynnade hittades, varav 8 st gemensamma. 1 art var även klassad som potentiell skadegörare (*Rhagium inquisitor*). Av dessa var 11 närvarande på brända ytor, varav 4 enbart på brända ytor, medan 9 var närvarande på luckhuggna ytor, varav 1 enbart på luckhuggna ytor. 5 st av de gemensamma arterna var mer abundanta vid bränning än luckhuggning, medan 3 var det för luckhuggning.

Tabell 4. Registrerade rödlistade arter.

Table 4. Registered red-listed species.

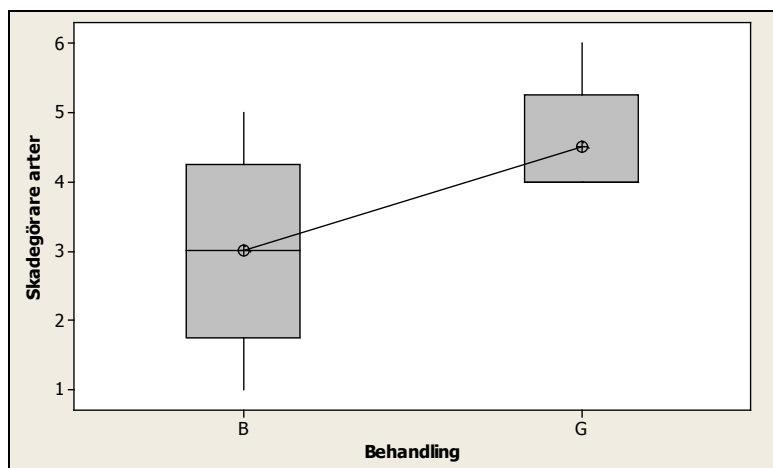
Rödlistade arter	<i>Bius thoracicus</i>	<i>Epuraea oblonga</i>	<i>Euryssa castanoptera</i>	<i>Lasconotus jelskii</i>	<i>Tachyta nana</i>
Bränning	-	-	-	1	1
Luckhuggning	1	3	1	2	-

5 st rödlistade arter registrerades, varav 2 på brända ytor, 4 på luckhuggna. Bränning fick 0,33 rödlistade arter i snitt, med standardavvikelse 0,816 och median 0,0, i antalet och abundansen av rödlistade arter per yta. Luckhuggning fick i snitt 0,83 arter, med standardavvikelse 0,41 och median 1,0, och 1,17, med standardavvikelse 0,98 och median 1,0, i abundans.

Tabell 5. Medelvärden med standardavvikelse och median per behandling och p-värde för analyser utförda i Minitab för potentiellt skadegörande arter.

Table 5. Mean values with standard deviation and median per treatment and p-value, for analyses performed in Minitab, for potentially pest species.

Behandling	Antal arter	Abundans	P-värde
Brand	3,17 ± 1,41	118,83 ± 100,8	<i>Antal arter</i> 0,014
Median	3,0	75,5	<i>Abundans</i> 0,248
Luckhuggning	4,5 ± 0,84	823,67 ± 791,3	
Median	4,0	598,5	



Figur 2. Boxplot över behandling vs. antalet skadegörande arter.

Figure 2. Boxplot for treatment vs. potential pest species.

9 potentiellt skadegörande arter hittades, varav 8 st på luckhuggna ytor, av vilka 2 st enbart på luckhuggna ytor, 6 st på brända, av vilka 1 st enbart på brända ytor, d.v.s. 7 arter var gemensamma. Dessa var svart granbastborre (*Hylastes cunicularius*), granbarkborre/åttatandad barkborre (*Ips typographus*), tvåtandad barkborre (*Pityogenes bidentatus*), sextandad barkborre (*Pityogenes chalcographus*), dubbelögad bastborre (*Polygraphus poligraphus*), barrträdslöpare (*Rhagium inquisitor*), allmän barkbock (*Tetropium castaneum*), skulderfläckad barkbock (*Tetropium fuscum*) och randig vedborre (*Trypodendron lineatum*).

Tabell 6. Medelvärden med standardavvikelse och median per behandling för mest abundanta arter, där mest abundanta arter har en abundans av minst 50 exemplar på minst en yta.

Table 6. Mean values with standard deviation and median per treatment for the most abundant species, where most abundant species are classified as species present in at minimum 50 individuals on at least one plot.

Behandling	Antal arter	Median	Abundans	Median
Brand	5,83 ± 0,98	5,5	375,67 ± 314,4	236,5
Luckhuggning	6,83 ± 1,17	7,0	1608,67 ± 1019,37	1619,0

9 arter klassades som mest abundanta, *Corticaria abietorum*, *Crypturgus subcribrosus*, *Epuraea laeviscula*, blek bastborre (*Hylurgops palliatus*), *Pityogenes chalcographus*, *Polygraphus poligraphus*, nordlig dubbelögad bastborre (*Polygraphus punctifrons*), *Trypodendron laeve* och randig vedborre (*Trypodendron lineatum*). Alla dessa utom *Polygraphus punctifrons* var gemensamma. 3 arter var även klassificerade som potentiella skadegörare (*Pityogenes chalcographus*, *Polygraphus poligraphus*, *Trypodendron lineatum*).

Tabell 7. Medelvärden med standardavvikelse och median per behandling för gemensamma arter. Icke-saproxyliiska arter = NS, gemensamma arter = GA.

Table 7. Mean values with standard deviation and median per treatment for species in common between treatment. Non-saproxyllic species = NS, species in common = GA.

Behandling	Gemensamma arter	Avdrag NS	Abundans GA	Avdrag NS
Brand	18,33 ± 5,39	18,17 ± 5,71	434,2 ± 346,3	434,17 ± 346,39
<i>Median</i>	20,0	19,5	277,0	276,5
Luckhuggning	21,83 ± 3,6	21,67 ± 3,72	1648,83 ± 1026,3	1648,67 ± 1026,53
<i>Median</i>	20,5	20,5	1621,0	1621,0

Tabell 11. Medelvärden med standardavvikelse och median per behandling för livsstilsgrupper. SxO = obligat saproxyrisk, SxF = fakultativt saproxyrisk, NS = icke-saproxyrisk.

Table 11. Mean values with standard deviation and median per treatment per life style group. SxO = obligate saproxylic, SxF = facultative saproxylic, NS = non-saproxylic.

Behandling	SxO artantal	SxO abundans	SxF artantal	SxF abundans	NS artantal	NS abundans
Brand	19,83 ± 5,49	321,83 ± 354	3,17 ± 1,17	121 ± 76,8	1,17 ± 0,75	1,5 ± 1,05
Median	19,0	137,0	3,0	110,0	1,0	1,5
Luckhuggning	24,5 ± 3,62	1669,83 ± 1039	3,33 ± 2,16	5,67 ± 5,24	0,33 ± 0,52	0,33 ± 0,52
Median	26,0	1673,0	3,0	4,5	0,0	0,0

73 olika arter klassades som SxO, 21 st som SxF och 4 st som NS. Av dessa var 1 st NS, 5 st SxF och 37 st SxO gemensamma.

På bränning registrerades 3 st NS, 12 st SxF och 52 st SxO. På luckhuggning registrerades 2 st NS, 14 st SxF och 58 st SxO.

Tabell 8. Totalt antal olika registrerade arter per diet. **Fetstil kursiv** är inklusive icke-saproxyriska arter. P = predator, F = svampätare, C = innerbark/kambiumätare, W = vedätare, D = detritusätare, H = icke-specificerad herbivor.

Table 8. Total number of different registered species per diet. **Bold italics** are including non-saproxylic species. P = predator, F = fungivore, C = inner bark/cambium consumer, W = wood consumer, D = detritus consumer, H = non-specified herbivore.

Behandling	P	F	C	W	D	H	PF	DF	HP	CW	PW	DFW
Total	33	23	20	3	12	1	4	3	1	2	1	1
Bränning	25	16	13	2	-	1	4	2	1	-	-	-
Luckhuggning	24	16	16	2	12	-	4	1	-	2	1	1
Gemensamma	16	9	9	1	-	-	4	2	1	-	-	-

Tabell 9. Medelantal arter per diet med standardavvikelse och median per behandling. **Fetstil kursiv** är inklusive icke-saproxyriska arter. P = predator, F = svampätare, C = kambiumätare, W = vedätare, D = detritusätare, H = icke-specificerad herbivor.

Table 9. Mean number of species per diet with standard deviation and median per treatment. **Bold italics** are including non-saproxylic species. P = predator, F = fungivore, C = inner bark/cambium consumer, W = wood consumer, D = detritus consumer, H = non-specified herbivore.

Behandling	P	F	C	W	D	H	PF	DF	HP	CW	PW	DFW
Brand	10,0 ± 3,69	4,17 ± 1,94	5,83 ± 1,17	0,33 ± 0,52	-	0,33	1,5 ± 0,52	0,67 ± 0,84	0,17 ± 0,82	-	-	-
Median	10,0	4,0	5,5	0,0	-	0,0	1,0	0,5	0,0	-	-	-
Luckhuggning	9,67 ± 2,16	4,83 ± 2,14	8 ± 0,63	0,5 ± 0,55	0,17 ± 0,4	-	1,5 ± 0,84	1,83 ± 0,75	0,17 ± 0,41	0,33 ± 0,82	0,33 ± 0,52	0,17 ± 0,41
Median	9,5	4,0	8,0	0,5	0,0	-	1,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Tabell 10. Medelabundans per diet med standardavvikelse och median per behandling. **Fetstil kursiv** anger

inklusive icke-saproxylliska arter. P = predator, F = svampätare, C = kambiumätare, W = vedätare, D = detritusätare, H = icke-specifierad herbivor.

Table 10. Mean abundance per diet with standard deviation and median per treatment. **Bold italics** are including non-saproxylic species. P = predator, F = fungivore, C = inner bark/cambium consumer, W = wood consumer, D = detritus consumer, H = non-specified herbivore.

Behandling	P	F	C	W	D	H	PF	DF	HP	CW	PW	DF W
Brand	57,33 ± 26,55 58,33 ± 26,5	246,5 ± 247,7 246,83 ± 248	133,0 ± 119,4	0,5 ± 0,84	-	0,33 ± 0,52	2,5 ± 2,07	2,67 ± 5,13	0,17 ± 0,41	-	-	-
Median	56,5 58,0	157,0 158,0	93,0	0,0	-	0,0	1,5	0,5	0,0	-	-	-
Luck- huggning	53,83 ± 22,27 54 ± 22,24	1028,5 ± 696	578,33 ± 496	0,5 ± 0,55	0,17 ± 0,4 0,33 ± 0,52	-	3 ± 2,53	8,33± 11,45	0,17 ± 0,41	0,5 ± 1,23	0,67 ± 1,03	0,17 ± 0,41
Median	58 58	1023	394	0,5	0,0 0,0	-	2	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0

1 art kunde ej dietbestämmas (*Melanotus villosus*).

För tabeller med mer ytmässig data, se bilaga 1, och för samtliga antalet registrerade arter med diet och saproxyllisk livsstil, se bilaga 2. För boxplots över analyser med icke-signifikanta p-värden, se bilaga 3.

Sørensen likhetsindex

Med hänsyn till den totala artsammansättningen blev det en 61 % likhet i det kvalitativa indexet, 61,8 % avdraget icke-saproxylliska arter, medan likheten blev 22,2 % respektive 22,3 % när man viktat för deras abundans i det kvantitativa indexet.

För starkt brandgynnade arter blev det en 80 % likhet i det kvalitativa indexet, medan likheten blev 48,5 % när man viktat för deras abundans i det kvantitativa indexet.

För rödlistade arter blev det en 33,3 % likhet i det kvalitativa indexet, medan likheten blev 22,2 % när man viktat för deras abundans i det kvantitativa indexet.

För potentiellt skadegörande arter blev det en 80 % likhet i det kvalitativa indexet, medan likheten blev 14,1 % när man viktat för deras abundans i det kvantitativa indexet.

DISKUSSION

Eftersom kläckfällor användes förväntas omgivningens påverkan vara mer begränsad än om man använt fönsterfällor eller flygfällor. Detta eftersom fönster- och flygfällor fångar allt som passerar medan kläckfällor huvudsakligen fångar det som faktiskt slår sig ned och utnyttjar stammen. Det fanns vidare en stor geografisk spridning mellan ytorna, och det omgivande landskapet påverkar alla ytor oavsett om de är brända eller obrända, så de borde påverkas på samma sätt.

Det omgivande landskapet är dock ändå intressant, eftersom artsammansättningen i omgivningen kan påverka representerade arter, antalet arter och deras abundans på behandlade ytor, t.ex. kan arter på stormfällan vara mer representerade på behandlade ytor som ligger nära ett stormfälle, eftersom de lockade av doften av nydöd ved lättare och snabbare når dit. I denna studie hade det dock inte noterats att det skulle finnas något stormfälle, brandfält eller liknande i närheten som skulle kunna påverka signifikant.

Faunan av bark- och vedlevande arter på branddödad tall och gran skiljer sig inte speciellt mycket, även om den inte är identisk, men det borde vara liknande att den positiva effekten efter uppöppning är starkare på tall än gran, så som man har sett med björk och gran i Toivanen (2007). Brandberoende arter är typiskt så att deras specifika krav på brand överskuggar att vilja ha ett specifikt trädslag, också då de flesta skogar innehåller en blandning av olika trädslag. En liknande trend mot mindre trädslagsspecificitet bland starkt brandgynnade arter är också sannolikt. Det verkar vara så att fler skalbaggsarter generellt är mer generalistiska än trott. Man skulle dock kunna tänka sig att mer brandspecifika arter normalt lär vara lägre i en granskog, eftersom chansen för brand i en naturlig tallskog vore högre än i en naturlig granskog. Det skulle vidare kunna vara att för en given naturlig gran- och tallskog är sannolikheten därför också större att andelen arter som gynnas eller inte påverkas av uppöppning och brand är större i tallskog, även om många arter likväl skulle kunna förekomma på bränd gran. De brandspecialiserade arternas förekomst skulle kunna göra att artuppsättningen blir mer lik mellan bränd tall och gran, och arter som specifikt finns i slutna granskogar kanske inte förekommer på bränd ved, så faunan blir mer lik än vad den kanske är normalt på obränd ved. Inga trädslag har ju helt likt fauna av vedlevande insekter, även om gran och tall relativt sett ligger närmare varandra än de gör t.ex. till lövträd. När man ser till alla arter på alla typer av död ved, och inte bara på bränd ved, skulle en större andel, i alla fall av de som är mer trädslagsspecifika, kunna vara missgynnade av uppöppning och brand på gran än t.ex. tall och björk.

Denna förekomstteori skulle dock kunna stämna mindre i norra Sverige, då även om skogsbrand numera sker sällan i hela Sverige så borde den som sagt överlag ske ännu mer sällan i norra Sverige, vilket borde vara oavsett skogstyp. Medan man oftast försöker ståndortsanpassa så kan man på vissa lokaler ha planterat träd som typiskt ej växer på den ståndortstypen. Det har också blivit så att gran överlag är vanligare i södra Sverige medan tall är vanligare i norra Sverige, men naturligt borde det kanske vara mer tvärtom, t.ex. på grund av att gran är klimatiskt hårdigare än tall och inte brandanpassad, medan tall är mer brandanpassad, mm. Den kan också eventuellt ha varit mer missgynnad av att södra Sverige men speciellt Västkusten och Skåne är blåsigare och mer stormutsatta än norra Sverige, att den drabbas mer av rotröta än andra trädslag, speciellt i rena granbestånd och södra Sverige, mm.

Detta kan göra att gran växer på en lokal som normalt präglas mer av brand eller vind och borde vara talldominerad, och att man hittar tall i mindre brand- och vindpräglade, typiskt

grandominerade miljöer. Vissa lokaler är eller borde vara naturligt grandominerade med slutna skogar som ej bränns, i alla fall inte frekvent. Men motsatsen gäller också och granen har med människans hjälp kunnat sprida sig snabbt och till lokaler och miljöer den inte borde dominera i, på bekostnaden av speciellt lövträd. Naturligt brandpräglade tallskogar och tallhedar är också ovanliga biotoper i Sveriges skogar idag. Att bränna i granskog kan därför på vissa lokaler, som typiskt är brandpräglade eller av någon annan anledning normalt inte borde domineras av gran, vara befogat för att minska granens dominans och gynna andra trädslag och biotoper.

Såvida man inte är trädslagsspecifik (och fler arter än trott verkar kunna vara mer generalistiska i sitt val av substrat) förekommer man i den miljö där chansen är störst för uppöppning eller brand om man gynnas av det, eller risken är mindre om man missgynnas, vilket i dagsläget kan innebära att, i motsats till det väntade, arter gynnade eller inte påverkade av uppöppning eller brand utgör en större andel i granskog medan de utgör en mindre andel i tallskog, och det motsatta för missgynnade arter. Att man fick en sådan mindre positiv effekt i Toivanens (2007) på gran jämfört björk kan bero på att medan man hade bränt i området sedan 1950-talet så fanns där också gammelskog av gran, där arter missgynnade av bränning och uppöppning fortfarande skulle kunna finnas. De upprepade bränningarna skulle dock gjort att dessa arter inte vore så utspridda, utan mer begränsade till just gammelskogsfläckarna.

Att det skulle finnas fler skalbaggsarter som gynnas av uppöppning än missgynnas borde och verkar också gälla för gran och i norra Sverige, där det trots allt brinner mer sällan än i södra Sverige överlag. Gran skulle därför kunna tänkas ha varit naturligt mer förekommande i norra Sverige än södra. Detta trots att skogsbrand ändå varit den dominerande störningen och betydande också i norra Sverige, och även om gran på grund av det inte kunnat bli dominerande i stora delar av norra Sverige, speciellt inte långsiktigt, undantaget i lämpliga brandrefuger.

Tallens och granens utseenden kan vara en del i varför bränderna i skog med mycket tall ofta blir lågintensiva, medan bränder i skog med mer gran ofta blir högintensiva. T.ex. har granen ofta ett lägre grenverk och detta gör att elden lättare kommer åt grenarna och brinner i kronan. Grenar är klenare och börjar därför lättare brinna, varvid elden får mer bränsle och kan bli intensivare. Skog med naturligt mer gran förekommer också i områden där blyxtantändningar sker mer sällan, så vegetationen kanske därför hinner byggas upp mer mellan bränderna i granskogar. Vegetationen i granskog skulle också kunna vara frodigare för att granen föredrar bördigare marker. I jämförelse förekommer naturlig tallskog ofta i områden där det fler sker blyxtantändningar och bränderna är frekventare. Frekventare bränder gör att det organiska lagret i marken inte hinner byggas upp lika mycket, och armar ut markens organiska lager och näringsförrådet däri.

Att det naturligt brinner oftare i tallskog än granskog kan kanske vara en anledning till varför kronbrand är mindre vanligt i Sverige. Mer gran i norr kan kanske vara en anledning till varför bränderna, när de väl skett i norra Sverige, ofta blivit stora och intensiva.

Abundans och artrikedom

Hjältén et al. (2010-) tittar på samma bestånd som de vilka datat i denna studie kommer ifrån, med högstubbar på luckhuggna ytor och stående döda träd på bränningen, med skillnaden att de tittar på data från fönsterfällor, medan data i denna studie är från kläckfällor. Både bränning och luckhuggning resulterade i korttids ändringar i artsammansättningen, gynnande

saproxylliska arter som annars missgynnas av modernt skogsbruk, och både luckhuggning och bränning rekommenderades som restaureringsåtgärder i alla fall för effekter på kort tid. Innan behandling skiljde sig inte abundans, artrikedom eller artsammansättning mellan de designerade ytorna. Efter behandling fann man att artrikedomen ökade signifikant mellan kontrolltytor och brand, medan luckhuggning låg mittemellan och inte skiljde sig signifikant från vare sig kontroll eller brand. Abundansen ökade signifikant för brand både jämfört luckhuggning och kontroll, medan ökningen i luckhuggning inte var signifikant jämfört kontroll. Vid tester av artsammansättningen fann man att den skiljde sig signifikant vid samtliga jämförelser, brand vs. luckhuggning, brand vs. kontroll och luckhuggning vs. kontroll. Starkt brandgynnade saproxylliska arter såsom *Placusa atrata*, *Stenotrachelus aenus* och *Henoticus serratus* ökade dramatiskt efter brand. Några brandgynnade arter, t.ex. *Corticaria rubripes*, *C. ferruginea* och *Pityogenes chalcographus*, ökade också efter luckhuggning (Hjältén et al. 2010-).

Abundansen var i detta dataset däremot mycket högre på luckhuggning än bränning, och det var en signifikant skillnad. Luckhuggning hade också en högre artrikedom än bränning, dock var det var en icke-signifikant skillnad. Detta går emot hypotes 1, som är baserad på resultaten i tidigare studier (Johansson et al. (2011); Toivanen (2007); Komonen et al. (2014)). Framst baserades den dock på de preliminära resultaten från Hjältén et al. (2010-), med tanke på att datat är från samma ursprungsstudie. Resultaten i den följde ändå samma mönster som i andra tidigare studier, att effekterna på abundans och artrikedom är positiva både på bränning och luckhuggning med skapande av död ved, eller liknande, men bränning får större positiva effekter, ofta på både vanliga, ovanliga och rödlistade arter. I enlighet med att resultaten förväntades bli lika de i Hjältén et al. (2010-) sades det att abundansen skulle bli signifikant högre vid bränning och att artrikedomen skulle bli icke-signifikant högre vid bränning. Därmed förväntades det att branden i denna studie var också så pass kraftig att man inte förväntade sig en sådan situation att den var så svag att inga större skillnader uppstod jämte luckhuggning. Men så blev alltså inte fallet.

Dessa beaktade studier har utnyttjat flygfällor (Johansson et al., 2011) eller fönsterfällor (Toivanen, 2007; Komonen et al., 2014; Hjältén et al., 2010-), medan kläckfällor utnyttjas här. Kläckfällor är mer specifika och man vet att det man fångat faktiskt har gått in i veden, medan fönsterfällor och flygfällor kan fånga individer som bara var på väg förbi. Det finns en möjlighet att abundans och artrikedom blivit lägre i denna studie på grund av att en del av den abundans och artrikedom som registrerats i studier med flyg- och fönsterfällor kommer av skalbaggar som bara passerat förbi eller t.ex. lockats av den varma luften, men som inte egentligen påverkas av bränningen. Sådant lär givetvis också vara sant för flyg- och fönsterfällor på obrända lokaler, men det kan vara att fler skalbaggar lockats till brandfältet än vad som faktiskt slår sig ned och förökar sig, vilka då skulle fångas av flyg- och fönsterfällor men inte kläckfällor. Det kan kanske finnas vedlevande arter som inte vill ha bränd ved, för att de t.ex. inte gillar dess struktur, kemi, färg, det högre pH-värdet i träkol och aska, lever på svamp eller ett bytesdjur som inte trivs i bränd ved, mm., och detta skulle gälla även dem. Dock känns det troligt att sådana arter skulle avskräckas av lukten av rök.

I Johansson et al. (2011) nämnde man att skalbaggsabundansen kanske hade överskattats på de brända ytorna på grund av att de använt flygfällor. Tanken bakom detta var också att insektsaktiviteten skulle vara högre över mer öppna och därmed varmare områden än i kontrolltytorna, och att icke-signifikanta skalbaggar då skulle ha råkat fångas. Men man tog där upp att i en tidigare studie (Stenbacka et al., 2010), där man också använde flygfällor, fångades fler skalbaggsindivider i mogen, sluten skog än på hyggen och i unga bestånd, vilket

indikerar att en sådan öppen-yta effekt inte existerar eller är icke-signifikant liten (Johansson et al., 2011).

Kläckfällor lär fånga färre icke-saproxylliska arter än vad flyg- och fönsterfällor gör, på grund av att icke-saproxylliska arter normalt inte har mycket att göra i död ved. Icke-saproxylliska arter reagerar därför normalt inte eller mycket på när man skapar död ved. Det är mer chansartat var icke-saproxylliska arter dyker upp i kläckfällor. Flyg- och fönsterfällor kan däremot fånga fler icke-saproxylliska arter, vilka också kan gynnas mer av bränning, som nämnt i Johansson et al. (2011). Att detta skulle ha något att göra med skillnaden i resultat i denna studie mot tidigare studier känns dock osannolikt. För det första har tidigare studier noterat att bränning och skapande av död ved eventuellt i kombination med uppöppning gynnat speciellt saproxylliska arter och att dessa gynnas mer vid brand, framförallt med hänsyn till abundansen. Hjältén et al. (2010-) tittade enbart på saproxyler och där fick man ett sådant resultat i jämförelsen av bränning och luckhuggning. Andra studier noterade att icke-saproxylliska arter utgjort mindre abundanser och arter, och Toivanen (2007) nämnde att de icke-saproxylliska arter som uppvisat högst abundans kunde klassas som fakultativt saproxylliska. Johansson et al. (2011) tittade också på icke-saproxylliska arter och medan de uppvisade en signifikant skillnad i artförekomst mot kontrolltytor, så var deras abundans och artrikedom låg och påverkade inte skillnaden i total artrikedom – den var ändå icke-signifikant.

Det utfördes tester både inklusive och exklusive icke-saproxylliska arter, och skillnaderna var små och icke-signifikanta då icke-saproxylliska arter utgjorde en liten del av abundans och artrikedomen, vilket var förväntat. Följande diskussion kommer därför enbart att avse saproxylliska arter, inte icke-saproxylliska. Denna uppsats avser dessutom att utvärdera saproxylliska arter, både obligata och fakultativa, inte icke-saproxylliska. Att abundansen på bränning skulle ha blivit mindre i denna studie på grund av att kläckfällor använts känns därför inte så troligt.

Luckhuggningarna utfördes under våren medan bränningarna utfördes under sommaren. Man kan tänka sig att arter som börjar svärma tidigt skulle hunnit vara längre eller fler gånger på luckhuggna ytor och därför kan förekomma i högre abundans där. Det förväntas dock att en sådan effekt skulle vara ringa, och att möjlig påverkan skulle slås ut över olika arter. För vissa tidigt svärmade arter kan substratet på luckhuggning vara för gammalt det andra året. Arter som svärmar tidigt övervintrar sällan utan kläcks samma år, så de skulle ändå komma med på bränning. Det finns arter som börjar svärma tidigt men som svärmar en längre tid. I norra Sverige börjar många arter ofta också svärma lite senare. Det borde vara så att något sådant skulle slås ut på abundansfördelningen istället – tidiga svärmarer kan förvisso ha varit längre på luckhuggna ytor och hunnit para sig mer än på brända ytor, men det blir då så att arter som kommer in senare inte kan förekomma i lika hög abundans på grund av de tidigaste svärmarnas aktiviteter, konkurrens och utnyttjande av substratet, medan så kan bli fallet på brända ytor. Om de tidiga svärmarna svärmar en längre tid får de på bränning också dyka upp ”mer på lika villkor”. Tidigare studier har också tittat på korttidseffekter (1 år senare) och haft liknande behandlingstidpunkter, t.ex. i Toivanen (2007) utfördes virkesuttagen och skapandet av död ved i februari till mars medan man brände juni till augusti, och det var dessutom i södra Finland. Skillnader mellan studier på grund av när man samplat och utfört behandlingarna borde av samma anledning vara ringa.

En mer trolig alternativ hypotes till varför abundans och artrikedom inte blev högre vid bränning, speciellt inte abundansen, kan ha att göra med bränningens hårdhet – en del av de

12 ytor som brändes i ursprungsstudien hade en hårdhet på 80 % dödlighet, och det är möjligt att dessa hårdare brända ytor dominerar i datasetet som utvärderas i denna uppsats. I Hjälténs et al. (2010-) studie var alla 12 brända ytor inräknade.

Abundans och artförekomst påverkas av brandens hårdhet. Å ena sidan gör en hårdare brand att solinsläppet och värmen blir högre, vilket kan ha positiva effekter genom att arter med högre krav på de faktorerna, vilka tros vara fler än motsatsen, gynnas mer. Men om det brinner alldeles för hårt kan det slå över, och troligtvis är det så att död veds attraktion minskar med brandintensiteten. I Toivanens (2007) studie nämndes det att liggande träd på brända ytor troligtvis minskade i värde och kvalitet jämfört stående träd på grund av att de brann kraftigare. Närings- och energiinnehållet är mindre i hårdare bränd, mer förkolnad ved, och den är också mindre hållfast. I Toivanens studie var elden mest på marknivå och vid intensiva bränder var det den skapade liggande döda veden som brann intensivast, och elden hoppade bara då och då upp i kronorna. Intensiv brand på marknivå kan bränna stående träd mer också, i alla fall nere på stammen, men med hänsyn till hur man brände där man ej skapat död ved borde elden varit koncentrerad till områden med liggande död ved, varför främst stående träd nära liggande död ved borde påverkats mer. Intensiv brand i denna studie innebar att det var de stående träden, d.v.s. majoriteten av det som skall bli substrat, som brann hårt, eftersom död ved inte skapades på ytor som brändes.

Skalbaggar som lever under barken av innerbark/kambium är typiskt abundantast och artrikast i tidiga nedbrytningssuccessionsstadier av död ved, och det är effekter på kort tid som registreras. Dessa arter lär gynnas av både bränningen och luckhuggningen och kanske då mer av bränningen eftersom den ledde till mer substrat. Men om det är hårt bränt kan de missgynnas eftersom stora delar av eller allt kambium och innerbark kan ha torkat ut eller brunnit upp med barken. Hård brand har visat sig missgynna många barkborrar, eftersom många av dessa lever under barken och av innerbarken/innerbarken. Många ambrosiasvampar verkar föredra slutna förhållanden och gärna liggande ved, men det finns undantag och kunskapsbrist. En lucka av den storlek som i studien är en större uppöppning än den man normalt får i slutna skog där enstaka träd faller, men jämfört med brand är det inte alls lika stor påverkan. Många ambrosiaodlande arter (dock inte alla) kan därför missgynnas mer av brand generellt, men mer ju intensivare den är eftersom ju intensivare branden är desto mer öppnas det upp. Svampar gynnas av fukt, dock inte för mycket, t.ex. är splintveden för fuktig när träden är levande och friska, men de missgynnas av för hård brand eftersom veden då kan bli för torr, arter i tidig succession kan också gynnas av sockret i innerbarken/kambiet, och därför kan de missgynnas vid hårdare brand varför svampätande arter påverkas.

Det är därför möjligt att artförekomst och speciellt abundans blev högre på luckhuggning än bränning för att majoriteten av ytorna i studien brändes så hårt att kambiumätande och svampätande arter och deras predatorer missgynnades, medan strukturerna var intakta på luckhuggna ytor, där de kunde frodas. Att datat är från gran kan vidare ha påverkat resultatet på det sättet att den tunna barken på gran gör att innerbark/kambium och ved är mer oskyddat, och torkar eller bränns lättare. Det kan ändå bli signifikanta skillnader mellan behandlingar i granskog, men man kan behöva vara försiktigare med intensiteten när man har gran: t.ex. i Toivanen (2007) dominerade gran till 90 % men där var det signifikant skillnad i både artrikedom och abundans mellan bränning och partiellt virkesuttag med skapande av död ved. Där hade också intensiva bränder varit mest på liggande ved, medan den stående fanns kvar i bättre skick. Trots att det var en blandskog så var det grandominerat i Hjältén et al. (2010), men man hade där ändå med alla 12 brända ytor, även de som bränts mindre intensivt, som balanserade resultatet.

Att bränningen skulle blivit intensivare på grund av att det var gran är dock mindre troligt. I naturen blir brand ofta intensivare i granskog än t.ex. tallskog, men vid naturvårdsbränning bränner man på sätt så att man skall få så bra kontroll som möjligt över brandintensiteten. Därtill var ju alla ytor liknande i trädslagssammansättningen och inte alla var intensivt brända.

Svampätare var abundantast, därefter kambiumätare och därefter predatorer, medan predatorer var artrikast, sedan kambiumätare och sedan svampätare, för både luckhuggning och brand. Om man tittar på antalet kambiumätande arter på brända och luckhuggna ytor så förekommer fler sådana arter i medel där det är luckhugget, och med hänsyn till standardavvikelseerna skiljde de sig. Det fanns flest predatorarter på både luckhuggning och bränning, men denna skillnad var större mellan predatorer och kambiumätare på brand, och troligtvis inte signifikant på lucka med hänsyn till standardavvikelseerna. 28,75 % av antalet arter var kambiumätande på luckhuggning medan 25,3 % var det på brand. Vad gäller antalet olika registrerade arter utgjorde kambiumätare också något fler på luckhuggna ytor, 22,2 %, medan det var 20,3 % på brand.

Medelabundansen kambiumätare var också högre på luckhuggning, men standardavvikelsen var hög också för luckhuggning och enligt den skulle det inte varit skillnad. Kambiumätaren blek bastborre (*Hylurgops palliatus*) förekom i extremt hög abundans på några luckhuggna ytor men inte alls i lika hög abundans på andra. Kambiumätare utgjorde 34,52 % på luckhuggna ytor, medan de utgjorde 30,04 % på brända ytor. När man räknade in övriga arter slogs den ytmässiga variationen i abundans hos de kambiumätande arterna ut, och de kambiumätande arterna kunde därför bidra till varför abundansen blev så mycket högre på luckhuggning.

Det förväntades att ett litet antal arter, som ofta är vanliga, skulle utgöra majoriteten av abundansen, vilket är typiskt i de första nedbrytningsfaserna, och så var också fallet. De tre överlägset abundantaste arterna var svampätaren randig vedborre (*Trypodendron lineatum*), kambiumätaren blek bastborre (*Hylurgops palliatus*) och svampätaren *Trypodendron laeve*. Av de mest abundantaste arterna (arter med minst 50 exemplar på minst en yta) var fem kambiumätare, 3 svampätare och en predator, där alla utom en fakultativ saproxyl var obligata saproxyl. De mest abundantaste arterna var också de som var mest abundantaste på luckhuggning, i den ordningen, och de var alla överlägset abundantare på luckhuggning än bränning. Svampätaren *Corticaria abietorum* (som var den fakultativa saproxylen av de mest abundantaste), *Trypodendron laeve* och randig vedborre var mest abundantaste på brand, där *Corticaria abietorum* var mer abundant på bränning än luckhuggning. De tre mest abundantaste arterna utgjorde 78,26 % av den sammanlagda abundansen (varav 71,21 % fanns på luckhuggning), där randig vedborre stod för 40,72 % (varav på luckhuggning 93,39 %), blek bastborre stod för 24,0 % (varav på luckhuggning 95,28 %) och *Trypodendron laeve* stod för 13,55 % (varav på luckhuggning 76,19 %).

Randig vedborre utgjorde 12,87 % av abundansen på brand medan den utgjorde 48,08 % på luckhuggning. Blek bastborre utgjorde 5,42 % av abundansen på brand medan den utgjorde 28,91 % på luckhuggning. *Trypodendron laeve* utgjorde 15,43 % på brand medan den utgjorde 13,05 % på luckhuggning. *Corticaria abietorum* utgjorde 26,72 % på brand medan den utgjorde 0,11 % på luckhuggning. Svampätare var så pass abundantaste och abundansen var fördelad på så sätt att det enligt standardavvikelseerna var en skillnad med högre abundans på luckhuggning än brand. Svampätarna var abundantare än kambiumätarna på luckhuggning men på grund av den stora abundansen fördelad till randig vedborre på vissa ytor men ej på andra, blev denna abundansskillnad mellan kambiumätare och svampätare inte signifikant

med hänsyn till standardavvikelserna på luckhuggning. Med hänsyn till standardavvikelserna blev det dock troligtvis ej heller en signifikant skillnad på bränning mellan svampätare och kambiumätare.

Kambiumätare var artrikare än svampätare både på lucka och brand, men det var tydligast och enligt standardavvikelserna en skillnad endast på luckhuggning. Av antalet arter utgjorde svampätare på brand 18,13 % och på luckhuggning 17,36 %. Av antalet olika registrerade arter utgjorde de på brand 35,94 % och på luckhuggning 22,22 %. *Trypodendron laeve* och randig vedborre utgjorde 52,7 % av abundansen på luckhuggning, och svampätare utgjorde totalt 61,38 % av abundansen. Blek bastborre utgjorde 28,91 % av abundans på luckhuggning, medan kambiumätare utgjorde 34,52 %. På brand utgjordes 55,74 % av abundansen av svampätare medan 30,04 % kambiumätare. Men medan andelarna var lika mellan behandlingarna så var skillnaden stor i själva abundanserna, speciellt för randig vedborre, blek bastborre och *Trypodendron laeve*.

Att svampars artrikedom i senare succession på gran i Ottoson (2013) speglas av att svampätande skalbaggar också var artrikare senare i Komonen et al. (2014) kan kanske tyda på att svampätande arter är mer specifika i vilken svamp de äter. Med ambrosiaskalbaggar är det svårare att veta, eftersom dessa svampars biologi är mindre välkänd, och man vet inte exakt hur arts specifika de är. Många ambrosiaskalbaggar verkar inte ha någon specifik trädslagspreferens, men huruvida detta är för att de är mindre specifika till svampen, om svampen är mindre trädslagsspecifik, eller båda, vet man inte.

Kambiumätare var den andra mest artrika och abundanta gruppen, svampätare den mest abundanta och tredje artrikaste gruppen även på brand och andelarna av kambiumätare och svampätare skiljde sig inte så mycket mellan brand och luckhuggning. Detta pekar på att den hierarki som rådde i Komonen et al. (2014) i de första nedbrytningsstadierna, att kambiumätare dominerar artrikedomen och svampätare och kambiumätare dominerar abundansen, vilket man sett både på bränd och obränd ved, förekom även här. Johansson et al. (2011) fick också hög abundans av svampätare, på både kontroll och bränning, även om det bara var marginellt signifikant högre på bränning. Dock skiljde sig Johansson et al. (2011) mot Komonen et al. (2014) studien i att det i den förra var att svampätare var artrikare än kambiumätare och kambiumätare var abundantare (vilket också var signifikant) mest på brända ytor, men inte särskilt artrika. Detta kan kanske bero på trädslagsfördelningen, där Johansson et al. (2011) hade huvudsakligen tall medan Komonen et al. (2014) hade både tall och gran. Kanske kan det vara att på tall är svampar artrika även i de första nedbrytningsuccessionerna, varvid svampätare också blir det, medan de blir artrikare först efter ca 5 år på gran, vilket Ottoson (2013) tyder på. Svampar kanske är mer trädslagsspecifika, mer än skalbaggar då många verkar vara mer generalistiska än trott, och de svamparter som finns på tall kanske tolererar torrare förhållanden än många svampar på gran. De kan då ha utvecklats ännu mer mot att fler svamparter som lever på tall gynnas av uppöppning medan färre gynnas av de som lever på gran. Om man delar upp skalbaggar i dietgrupper kanske detta skulle innebära att kambiumätande skalbaggar generellt gynnas av uppöppning, medan det för svampätande skalbaggar beror mer på trädslaget.

I Johansson et al. (2011) var svampätare abundantare än kambiumätare både där det var bränt och obränt, även om kambiumätare uppvisade hög abundans där det var bränt, men de var bara marginellt signifikant högre på brända ytor medan det var definitivt signifikant högre där det var bränt för kambiumätare. Kambiumätande arter var vidare signifikant artrikare på brända än obrända ytor vilket svampätare inte var, men de var förhållandevis inte särskilt

artrika och svampätare var artrikare på både brända och obrända ytor. I Johansson et al. (2011) togs det upp att kambiumätare kan ha gynnats mer i abundans och artrikedom jämfört kontrolltyterna troligtvis för att det bildades mer substrat som de men kanske inte många andra arter kunde utnyttja, även enbart försvagade träd då de inte går så långt in i stammen. Att kambiumätare inte blev så artrika jämfört svampätare kan kanske bero på konkurrens med svampätare, som ändå kan påverka kambiet även om de flesta mest gnager i xylemet, eller kanske att det finns fler kambiumätande arter på gran än tall – man kan ju tänka sig att det är lättare att gnaga sig igenom granbark än tallbark. Att kambiumätarna inte blev lika abundanta på kontrolltyterna som de brända kan bero på konkurrens med svamp och svampätare.

Det blev alltså inte så att vedätarna blev mer dominanta när arter som typiskt dominerar föll undan. Vedätande arter borde visa mindre korttidseffekter av brandintensiteten eftersom dessa arter kommer in senare i successionen. Vedätande arter uppvisade generellt låga värden, både på luckhuggning och bränning, enligt standardavvikelsena ingen skillnad. Men det verkar inte som att frånvaron av de typiskt abundantaste arterna gjorde att de ökade. Detta kan kanske vara för att många vedätande arter kräver ett visst nedbrytningsstadium, att barken ska ha trillat av, en viss fukt eller struktur som kommer senare, en viss röta eller svamp, mm. Man kan vidare tänka sig att konkurrensen mellan vedätande och kambiumätande inte vore så stor, eftersom de utnyttjar olika substrat. Man såg t.ex. inte heller många arter eller större abundans av vedätande skalbaggar vare sig på bränning eller luckhuggning. Konkurrans från randig vedborre, som mest gnager i veden och var extremt abundant, borde inte heller vara en faktor i det hela, eftersom vedätande arter hade låg artrikedom överlag och var i låg abundans på varje yta de dök upp, inklusive ytor där randig vedborre inte var abundant eller närvarande. När kambiumätare och svampätare missgynnas påverkar detta abundansen mycket, eftersom det verkar som att kambiumätande skalbaggar och svampätare brukar dominera abundansen i de första nedbrytningsstadierna, och artrikedomen påverkas mycket när kambiumätare missgynnas eftersom de dominerar artrikedomen i de första nedbrytningsstadierna, i alla fall på gran.

Artrikedomen av kambiumätande arter påverkades mer än artrikedomen av svampätare. Artrikedomen svampätare minskade ytterst lite på bränningen jämfört luckhuggning, och när man jämför artrikedomen av svampätare och kambiumätare på bränningen var det enligt standardavvikelsena ingen skillnad, medan det vore så med fler kambiumätande än svampätande arter på luckhuggningen. Minskningen i kambiumätande arter var troligtvis den största anledningen till att luckhuggningen fick ett högre artantal än bränning totalt.

Skillnaden i total artrikedom blev dock inte signifikant, och bränning uppvisade en högre standardavvikelse än luckhuggning. Att artförekomsten påverkas mindre än abundansen kan bero på saker på brandfälten som den större påverkade ytan, starkare lukten av mer död ved, röklukten som lockar vissa arter, större uppöppning med mer ljus och varmare luft, ett bränt fält kan utgöra en starkare kontrast mot omgivningen än en lucka, mm. Detta drar till sig många arter till de brända ytorna, fler än till de luckhuggna, inklusive kambiumätande och svampätande arter, eftersom det lär dofta mer om och locka mer till de brända ytorna, även avdraget arter som potentiellt avskräcks av röklukt. När de väl kommer dit gör substratets skick däremot att de inte blir så abundanta. Vissa arter kan bli så missgynnade av det att de dör och försvinner, därmed minskningen i arter, medan andra arter har lägre krav och kan vara kvar, men kanske blir de inte lika abundanta, därmed en större effekt på abundansen än artförekomsten.

Att minskningen i antalet svampätande arter inte blev så stor som minskningen i kambiumätande arter kan kanske vara på grund av att de svamparter som bryter ned ved i de första successionsstadierna har lägre krav på dess fuktighet och kan överleva på det dåliga substratet bättre än kambiumätande skalbaggar. Svampar bryter ned xylem redan i början av nedbrytningssuccessionen och gynnas av en viss fukt, dock inte för mycket, och det finns vedlevande svampar som kommer in först när veden ligger ned, så kan de missgynnas av hårdare brand eftersom både innerbark/kambium och ved torkar ut. Splintveden är för fuktig för svampar när träden är levande och friska, och kärnveden kan då vara lämpligare eftersom den är torrare då den inte leder vatten längre, även om den innehåller många giftiga extraktivämnen och ibland kan vara för torr, egenskaper som är naturliga försvar mot t.ex. röta. Medan brand, solexponering och vind därför kan gynna svampar eftersom det torkar upp splintveden snabbare, så blir de missgynnade när veden blir för torr. Svampar som dyker upp först i nedbrytningen kanske också vill ha fuktigare ved, eftersom splintveden ju är fuktigast precis efter att träden dött. Kärnveden kan dock bli fuktigare efter att ha legat ned ett tag. Svampsamhällena på gran blev artrikare i senare successionsstadier i Ottoson (2013), vilket kanske kan vara för att svampar på gran gynnas av ved med den fuktighetsgrad som den får efter ett tag och/eller efter att ha legat på marken. Då kan splintveden ha torkat upp medan kärnveden kan ha blivit fuktigare. Stående ved blir torrare än liggande ved eftersom den utsätts för mer vind och sol och inte får fukt från markkontakt.

Men de svampar som dyker upp i öppnare miljöer och på stående ved med mer uttorkande solexponering och vind kanske kan tolerera torrare ved, och veden längst in borde påverkas mindre än den yttersta. Eftersom svampar bryter ned xylem också i de första nedbrytningssstadierna skulle de inte påverkas lika mycket av innerbarken/kambiet som kambiumätande skalbaggar, även om sockret i innerbarken/kambiet säkert kan gynna även dessa, och deras abundans skulle kunnat vara högre om det inte varit lika hårt bränt. Om det finns svampar i de första nedbrytningssstadierna som är eller är mer beroende av innerbarken/kambiet än andra skulle dessa kunna motvägas av att svampar mindre eller inte beroende av det tar deras plats. Dessa svampar skulle kanske kunna vara mer toleranta än kambiumätande skalbaggar. De kan därför hänga kvar i veden även om den är intensivt bränd, men deras tillväxt blir sämre eftersom den är torrare och/eller där finns mindre kvar av veden som är lämplig för deras tillväxt. På brända ytor kan också svampar som specifikt kräver eller gynnas av bränd ved dyka upp. Det faktum att de kräver bränd ved kan kanske göra att de kan tolerera torrare ved och att det är en större chans att de dyker upp på brända ytor än luckhuggna. Detta skulle kunna göra att de kan överleva om veden blir väldigt torr, även om tillväxten blir sämre.

Svamparnas tillväxt och abundans har uppenbarligen påverkats, eftersom medan artrikedomen av svampätare inte var mycket mindre på bränning så var abundansen mycket mindre. Kambiumätande arter och svampätande arter hade minskat ungefär lika mycket i relation till varandra på bränning jämfört luckhuggning, kanske hade kambiumätarna minskat lite mer (kvoten kambiumätare/svampätare var 0,54 på bränning och 0,562 på luckhuggning). Svampar på bränd ved borde också gynnas av viss fukt, även om många kan klara torrare ved, och det finns brandberoende svamparter som inte går på bränd ved förrän den blir liggande. Även om veden längst in påverkas mindre än veden ytterst av branden så måste man först ta sig in dit, och såvida trädet inte är grovt borde man få en torkningseffekt där inne också. Kärnveden är dessutom normalt torrare än splintveden även i levande träd, så om den torkas ytterligare kanske den blir ogynnsamt torr.

Många ambrosiasvampar verkar föredra slutna förhållanden och liggande ved, även om det finns undantag och en kunskapslucka. Randig vedborre odlar ambrosiasvamp och förekommer främst på döende eller nyligen död liggande ved i slutna bestånd, men även i de basala delarna av stående död ved (vilket uppenbarligen ingriper i brösthöjd med tanke på dess höga abundans). Randig vedborre föredrar död ved i beskuggat läge också för att den attraheras av en alkohol i jäsande bast, där jäsning sker speciellt på stående och liggande träd i beskuggat läge (Ehnström, Axelsson, 2002). Här har randig vedborre däremot dykt upp på stående ved i luckhuggna och brända bestånd, och som den abundantaste arten av alla. Skillnaden i abundans för randig vedborre var stor mellan luckhuggning och bränning. Ambrosiasvampen den odlar verkar föredra slutna förhållanden, så att randig vedborre påverkas mer av brand vore naturligt, mer ju intensivare den är eftersom det leder till mer uppöppning. Även om luckor av denna storlek leder till en mycket öppnare miljö än de enstaka träd som faller i slutna skog, så är deras uppöppning långt ifrån så stor som brand. Att randig vedborre förekommer i mycket lägre abundans på bränningen än luckhuggningen är därför inte förvånande. Att den förekommer i så stor abundans i luckorna, som trots allt är öppnare miljöer, och på stående ved kan bero på att förhållandena var tillräckliga för att deras ambrosiasvamp skulle uppvisa god tillväxt ändå. Kanske skulle den vuxit bättre i mer slutna förhållanden och på liggande ved, kanske inte. För randig vedborre själv kan det kanske ha påverkat att innerbarken/kambiet, som den gnager en bit av, och veden blivit torrare efter hårdare brand, eftersom svampen är mest för larverna.

Att randig vedborre börjar svärma tidigare än många andra arter och håller på länge ger den också en fördel – randig vedborre kan börja i april medan snön fortfarande ligger kvar, och kan hålla på till midsommar (Ehnström, Axelsson, 2002). Det skulle kunna föreligga en liknande situation med den besläktade, dåligt kända *Trypodendron laeve*, som var den tredje mest abundanta arten av totalen och på luckhuggning. Den verkar börja svärma ungefär samtidigt som randig vedborre. I en studie i södra Sverige slutade 50 % av skalbaggarna dock att svärma i början av maj (Öhrn, 2010). Detta skulle kunna vara en anledning till att den förekommer i lägre abundans än randig vedborre. Andra saker kan givetvis också spela in, variation i landskapet i förekomst kan också ha påverkat, och det är möjligt att det fanns mer randig vedborre i närheten av ytorna där den var så abundant. *Trypodendron laeve* vet man mindre om, både hur vanlig den är och hur den svärmar i norra Sverige, medan randig vedborre är en mycket allmän skogsart i hela Sverige (Ehnström, Axelsson, 2002). *Trypodendron laeve* kan dock troligtvis räknas som vanlig i Sverige. Den verkar föredra tallbestånd framför granbestånd, kanske en faktor i varför den inte var lika abundant eller vanlig i fällorna som randig vedborre i denna studie (Öhrn, 2010). Vad som var mer anmärkningsvärt var att *Trypodendron laeve* var närvarande enbart på den brända ytan 6210, men i en abundans som var högre på alla luckhuggna ytor utom en. Om *Trypodendron laeve*, som är klassad som en svampätare, odlar ambrosiasvamp likt randig vedborre är dess höga abundans på den brända ytan ganska anmärkningsvärd. Detsamma gäller hur randig vedborre, också på yta 6210, förekommer i högre abundans än flera luckhuggna ytor.

Viss variation i abundans, artspecifik abundans och artförekomst mellan brända ytor kan komma av hur mycket död ved som bildats på ytan efter bränningen, eftersom mer död ved luktar och lockar mer. Hur stor yta man bränt på kunde också variera och detta skulle också kunna påverka, då en större yta t.ex. är mer iögonfallande, värmer upp ett större luftrum, skapar mer rök, mm. Arealskillnaden var dock troligtvis inte så stor att detta skulle orsakat betydande variation. Variation i skogens täthet innebär också att bara för att man brände på en större yta måste inte mer död ved ha bildats. Mest betydande effekt på variationen mellan brända ytor kommer troligtvis av brandhårdheten.

Detta kan kanske varför bränning uppvisade större relativ standardavvikelse för både artrikedom och abundans än luckhuggning. Yta 6210 uppvisade en förhållandevis hög artrikedom och en ganska tydligt högre abundans än övriga brända ytor. Flera arter som i övrigt uppvisade mycket lägre eller ingen abundans på brända ytor var högre här och högre än på flera luckhuggna ytor, bl.a. blekbastborre, randig vedborre och *Trypodendron laeve*. Många arter hade relativt hög eller högst abundans på yta 6210 mellan brända ytor i allmänhet (med vissa undantag, bl.a. sextandad barkborre (*Pityogenes chalcographus*) och dubbelögad bastborre (*Polygraphus poligraphus*) hade högre abundans och *Corticaria abietorum* hade mycket högre abundans på andra brända ytor än 6210). Detta kanske kan vara för att denna yta var mindre hårt bränd.

Variation i förekomsten i landskapet kan också påverka variation i närvaro och abundans hos olika arter på ytorna. Men den höga abundansen hos randig vedborre och speciellt *Trypodendron laeve* känns ändå högre än förväntat för en bränd yta, om den senare också odlar ambrosiasvamp, speciellt då yta 6210 inte uppvisade markant högre abundanser och därför troligen inte var en svag brand.

Variation i abundans, artförekomst och artspezifisk abundans från plats till plats är bara att förvänta sig, vilket kan bero på arternas relativa fördelning i landskapet. En art som stod ut lite mer var nordlig dubbelögad bastborre (*Polygraphus punctifrons*), en kambiumätande art som kom med bland de mest abundanta för att den hade en ganska hög abundans, men den var enbart närvarande på den luckhuggna ytan 5655. Denna art är tämligen sällsynt och lokal, och förekommer främst i tätare gamla naturskogsbestånd av gran på nyligen döda, liggande stammar (Ehnström, Axelsson, 2002). Att den inte är särskilt välspriod allmänt och särskilt inte i trivial produktionsskog som den som behandlats i studien är därför förståeligt. Det är möjligt att en lokal population förekommit i närheten av yta 5655, som hittade dit och klarade sig hyfsat bra trots att det inte är en ideal miljö. Denna art skulle troligtvis klarat sig ännu sämre på en bränd yta, eftersom den skulle varit ännu öppnare och skyddad än en lucka. Blek bastborre är en av våra mest allmänna barklevande barrskogsinsekter och den förekommer i många miljöer av varierande uppöppning och är anpassningsbar, men den gynnas av snöbrott och spridda vindfällningar i slutna bestånd eftersom den attraheras av en alkohol producerad av jäsande bast, en jäsning som sker framförallt på stående och liggande död ved i beskuggat läge, samma som lockar randig vedborre (Ehnström, Axelsson, 2002). Arter skulle nämligen också kunna uppvisa högre abundans eller närvaro på luckhuggning på grund av att de kan vara arter mindre eller ej gynnade av uppöppning som därför missgynnas mer av brand, eller kanske t.ex. inte vill ha bränd ved, för att de t.ex. inte gillar dess struktur, kemi, färg, det högre pH-värdet i träkol och aska, lever på svamp eller ett bytesdjur som inte trivs i bränd ved, mm. Sådana skulle också missgynnas mer ju intensivare branden är eftersom ju intensivare branden är desto mer substrat blir bränt och desto större blir uppöppningen. Arter missgynnade av uppöppning skulle kunna missgynnas mindre av en luckhuggning, eftersom även om större luckor har öppnats upp så är uppöppningen inte alls på samma nivå som efter brand, eftersom det ändå finns underväxt och annan vegetation kvar, träd runtom kan ge skugga i kanterna och skydda mot vind, mm.

Skogsbrand har haft en minst lika viktig roll och varit den dominerande störningsformen i norr som söder, men sker naturligt ändå mer sällan i norra jämfört södra Sverige (dock mer i Västernorrland än längre norrut och västerut) och borde med brandbekämpningen ske ännu mer sällan än i söder, vilket borde vara oavsett skogstyp. Det kan kanske därför finnas en större andel arter som missgynnas av uppöppning och brand i norra Sverige, oavsett skogstyp, jämfört södra. Men en sådan effekt borde vara mer märkbar i en gammal slutna granskog, som

det finns mer av i norra Sverige men närmare fjällkedjan. Skogen här var inte nära fjällkedjan och var trivial produktionsskog som höll sig borta från nyckelbiotoper, minst 80 år men utan större naturvärden, och är inte tidigare naturvårdsbränd eller restaurerad.

Vad som skulle påverka mer i sådan här skog är troligare mer en faktor som hur mycket död ved det finns på respektive ytor. Medan artomsättningen när man går från slutet till öppet minskar skillnaden kan det vara så att om det finns lite död ved på kontrollytan men mycket på den uppöppnade ytan, så blir det ändå en signifikant skillnad eftersom artrikedomen är tydligt kopplad till volymen död ved. I Toivanen (2007) tog man upp att en stor del av skillnaden i abundans och artrikedomen mot kontroll för bränning och partiellt virkesuttag med skapande av död ved troligtvis berodde på att mer substrat bildats. Men man kan ändå tänka sig att eftersom man upprepat naturvårdsbränd i området och där fanns fläckar av gammelskog så skulle det finnas mer död ved och arter utspridda där, och dessutom var man i södra Finland. Toivanen (2007) tog ju ändå också upp att den ökade mängden ljus och värme också var en viktig faktor. Arterna skulle kunna vara mer utspridda i landskapet och inte samlade alla på ett ställe på grund av att mängden död ved ändå var mer begränsad på kontrollytorna, kanske för att det gått ett tag sedan man naturvårdsbrände senast varför Toivanen ändå tog upp substratmängdens betydelse. Detta skulle då kunna få effekten att så fort man skapar mer ved så finns fler tillgängliga arter utspridda i landskapet som snabbt flockar till de restaurerade ytorna, så att skillnaden blir signifikant mot kontroll. Om det saknats eller funnits lite död ved länge kan det betyda att artantal sjunkit och det finns färre arter som kan svara på restaurering. Så skulle fallet kunna vara i trivial produktionsskog som i denna studie och Hjältén et al (2010-), där man inte hade naturvårdsbränd tidigare eller restaurerat på annat sätt och det bara fanns mindre mängder död ved i form av avverkningsrester. När man restaurerat upprepade gånger kan man få större positiv skillnad, speciellt för ovanligare arter, men nu har restaurering bara utförts en gång. Att volymerna död ved är små gör att också vanliga arter kan förekomma mer utspridda, men de lär inte vara lika utspridda som ovanliga arter som t.ex. inte kan utnyttja klen ved, ved på hyggen eller inte kan föröka sig bra från små populationer. Såvida man inte har mer omfattande utlägg och inventeringsyta kan detta därför göra att när man skapar död ved får man mest vanliga arter. Och sådana vanliga arter gynnas generellt av uppöppning och brand, om så bara för att de får mer substrat, medan arter missgynnade av uppöppning och brand är ovanligare och knutna till ovanligare naturtyper som gammal sluten granskog. Man kan tänka sig att i större delen av dagens skogar utgör vanligare förekommande arter tidigare i successionen ofta en större del av speciellt abundansen, men också artsammansättningen, då vanliga arter lättare och snabbare kan nå nya miljöer med lämpligt substrat. Ju större och utspridd ursprungspopulationen är desto lättare blir det att hitta en partner och desto fler förökande par blir det också.

Relaterat kan en anledning till att skillnaden blev icke-signifikant höjd mellan luckhuggning och kontroll i artförekomst och abundans samt mellan luckhuggning och bränning i artförekomst i Hjältén et al. (2011) vara att det finns färre arter, speciellt ovanliga och rödlistade, i norra än södra Sverige generellt. Kombinerat med att det inte finns mycket död ved i typisk produktionsskog kan detta göra att det mest är vanliga arter som finns utspridda och abundantare i landskapet, vilka är mer generellt störningsgynnade, och kan dyka upp på både bränning och luckhuggning, så att skillnaden dem emellan blev mindre, och även kan finnas närvarande också på kontrollytan. För att få en större skillnad mot kontroll kanske då större mängder substrat hade behövts skapats som har större lockningseffekt och kan hysa fler arter, och det bildades mer vid bränningen än luckhuggningen. Artsammansättningen ändras åt liknande håll på både bränning och luckhuggning med skapande av död ved, eller liknande, i att arter gynnade av uppöppning ökar medan de missgynnade minskar, och medan detta gör

att artrikedomen inte påverkas lika mycket som abundansen blir den ändå högre eftersom det tros att antalet skalbaggsarter som gynnas eller inte påverkas av uppöppningen är fler än det som missgynnas, vilket tidigare studier visar gäller även på gran och i norra Sverige, som därför är närvarande och kan utnyttja den ökade mängden substrat. Artomsättningen blev däremot mer radikal på bränningen då man gjorde den till en större störning och uppöppning, som släpper in mer ljus och värme. Därtill påverkar också brand på andra sätt specifika för brand, kemiskt och fysiskt, som också drar till sig mer brandspecifika arter. Detta gäller troligtvis också i norra Sverige, men kanske inte lika starkt, och när man ser till den artgruppen allena kanske skillnaderna blir mindre. Finns det arter missgynnade av brand t.ex. för att de inte vill ha bränd ved skulle de också motvägas av dessa och arter gynnade eller inte påverkade av uppöppning.

Bränning har därför ofta en större positiv effekt på artrikedomen och abundans jämfört luckhuggning med skapande av död ved, eller liknande, i norr som i söder och ofta på både vanliga, ovanliga och rödlistade arter. Detta då man ofta i jämförelse med luckhuggningsbehandlingar eller liknande bränner en större yta och bildar mer lämpligt substrat vid bränningen, som doftar och lockar mer, det blir en större uppöppning, en bränd yta utgör ofta en större kontrast mot omgivningen än en lucka, ytan avger mer värme, själva bränningen och rök lockar mer brandspecifika arter, mm. Tidigare studiers resultat och att naturvårdsbränning visat sig vara en effektiv restaureringsåtgärd tyder också på att om det finns arter som t.ex. inte vill utnyttja bränd ved, så är de inte så många och/eller deras möjliga effekt är allmänt liten, och motvägs normalt av arter som gynnas. I denna studie och Hjältén et al. (2011) brändes en mycket större yta än vad som luckhögs och mer död och försvagad ved bildades på bränningen. Detsamma gällde för Toivanen (2007). Arter med högre krav på ljus och värme kan då också komma in mer på bränning än luckhuggning. I norr, där det finns färre arter överlag jämfört i söder, och i miljöer med låga naturvärden som skogen i denna studie kan det kanske också krävas en större störning för att verkligen gynna och fånga in vedlevande arter. I Toivanens (2007) hade man ju t.ex. fler utlägg än studien i denna rapport och högre värden i form av fläckar av gammelskog och naturvårdsbränning sedan 1950-talet, varför närvaron av vedlevande insekter där kan vara större. Att abundansen blev högre på brända ytor även om artförekomsten kanske inte blev det signifikant kan sedan också bero på att de arter som väl kommer dit är gynnade och kan öka mycket i abundans när de kommer någonstans med mycket substrat, ljus och värme.

Dessa ovan nämnda faktorer kan vara varför artförekomst inte var signifikant högre medan abundansen var det för bränning jämfört kontroll i Johansson et al. (2011), som studerade en stor skogsbrand men var ännu nordligare belägen än denna studie. Dessa faktorer kan minska skillnaderna i artförekomst mellan luckhuggning och bränning och vara anledningar till att man inte fick en signifikant skillnad i artförekomsten men en signifikant skillnad i abundansen mellan brand och luckhuggning i Hjältén et al. (2010-), samt varför luckhuggning inte var signifikant högre i artförekomst och abundans mot kontroll medan bränning var det. I Hjältén et al. (2010-) fanns det ju också med de intensivt brända ytor som tros dominera här. Detta skulle kunna bidra till varför artförekomsten skiljer sig icke-signifikant i Hjältén et al. (2010-), i motsats till Toivanen (2007), där det var så att om bränderna var intensiva var det mest liggande ved som brann intensivt, medan den stående fanns kvar i bättre skick. Däremot drog inte de intensivt brända ytorna ned abundansen så pass mycket att det skiljde sig icke-signifikant. Detta är logiskt då det oftast mest är abundansen som visar stor skillnad vid uppöppning och brand, och denna höjning var uppenbarligen tillräckligt stor på brända ytor för att motväga förlusten på hårdare brända ytor.

Konsekvent troddes det att det skulle bli samma resultat för denna studie som i Hjältén et al. (2010-). Dessa faktorer kan också ha inverkat i att artförekomsten skiljde sig icke-signifikant mellan luckhuggning och bränning i studien i denna rapport, men kanske då på grund av brandintensiteten kastades förhållandet om.

Det finns en möjlighet att själva bränningen har gjort att miljön blivit mer homogen, t.ex. i avseende av vegetation, solexponering, färgmässigt, kemiskt, mm., som nämnt i Johansson et al. (2011). Detta kombinerat med att man i luckhuggna ytor också har skapat död ved skulle kunna göra att luckhuggna ytor kan erbjuda fler olika habitat, så att fler arter kan komma in på luckhuggningen på grund av det. Detta kan vara en annan anledning till att skillnaden mellan luckhuggning och bränning i artförekomst blev mindre i Hjältén et al. (2010-). Medan detta och arter som missgynnas av uppöppning, bränd ved och brand normalt motvägs av arter som gynnas eller inte påverkas av dessa saker så blir så inte fallet här eftersom även om artomsättningen är större på bränning så fick man nu ett bortfall av arter som kanske normalt skulle gynnas mer på bränning men missgynnas, vilket kan vara för att branden varit intensiv och de är svamp- eller kambiumätare. Det är vidare möjligt att en hårdare bränning har gjort miljön ännu mer homogen där det är bränt, vilket skulle kunna vara en bidragande orsak till att artantalet blev högre där det var luckhugget, dock ej signifikant. Att bränningen varit intensiv tros alltså vara den främsta orsaken till att luckhuggning fick högre abundans och artrikedom än bränning.

Toivanen (2007) fick en signifikant skillnad i artförekomst mellan bränning och partiellt virkesuttag, men den var belägen i södra Finland, det var naturvårdsbränt upprepade gånger sedan 1950-talet. Där fanns också fläckar av gammelskog och man hade noterat större positiva effekter på björk jämfört gran efter bränning, vilket kan bero på gammelskogsfläckarna. Man skulle kunnat tänka sig att dessa arters närvaro skulle minskat skillnaden i artförekomst mellan bränning och partiellt virkesuttag. Men det kan vara att effekten av de upprepade bränningarna sedan 1950-talet ändå gjort att det relativt sett fanns en större andel arter gynnade eller inte påverkade av uppöppning och brand och att de missgynnade arterna blev mer specifikt begränsade till just fläckarna av gammelskog, och därför var mindre utspridda och abundanta i området än de gynnade arterna. En större negativ effekt skulle då framkommit specifikt när man bränt i fläckar av gammelskog, och den effekten skulle övervägts av den positiva effekten från gynnade arter.

I Toivanen (2007) jämförde man också stående död ved på de partiellt avverkade ytorna medan man på bränning hade data från både liggande och stående dött virke på bränning. Fler arter som utnyttjar olika substrat kan då komma in, även om den liggande veden brunnit mer intensivt på vissa ytor, vilket kan öka skillnaden i artförekomst ytterligare. Här och i Hjältén et al. (2010-) jämförs bara stående ved på båda. Data från den liggande ved man lämnade på hälften av de luckhuggna ytorna hade inte räknats in i de preliminära resultaten i Hjältén et al. (2010-) det jämförts med. En annan anledning till att Toivanen (2007) fick en signifikant skillnad i sin artförekomst mellan bränning och partiellt virkesuttag med skapande av död ved kan vara att partiellt virkesuttag ger mer skugga än en luckhuggning. Ändringen i artomsättning mellan luckhuggning och bränning kan därför ha blivit mer lik än mellan bränning och partiellt virkesuttag i Toivanen (2007), trots att det brann mindre kronorna i Toivanens (2007) studie, vilket kunde ge mer skugga i bränningen i den än här. Detta kan vara en anledning till att den totala artförekomsten inte skiljde sig signifikant åt i denna studie och Hjältén et al. (2010). Att artantalet inte skiljde sig signifikant kan också som nämnt bero på att många arter ändå lockades till och dök upp på de brända ytorna och kunde hänga kvar, överleva och registreras. Deras abundans blev däremot påverkad och missgynnad. Som

genomgått tidigare skulle fler svampar kunna vara mer toleranta och hänga kvar än kambiumätande skalbaggar, eftersom skillnaden i artantalet mellan bränning och luckhuggning för större för de senare.

Men inte alla kambiumätande och svampätande arter uppvisade låg abundans på brända ytor. Vissa arter hade till och med högre abundans än luckhuggning, bl.a. sextandad barkborre (*Pityogenes chalcographus*) och dubbelögad bastborre (*Polygraphus poligraphus*), och randig vedborre uppvisade också en medelhög abundans på en bränd yta (som i och för sig kan ha varit mindre intensivt bränd).

Kambiumätande arter som uppvisar sådan abundans skulle kunna vara sådana som gynnas av andra positiva effekter som det fanns mer av på brända ytor, t.ex. värme och ljus, eller gynnas av specifika förhållanden där det är bränt. Det skulle då vara att sådana faktorer motväger den negativa påverkan av innerbarkens/kambiets skick, även om de skulle varit abundantare om dess kvalitet var bättre. Detta skulle kräva att arterna ej var sådana att om innerbarken/kambiet är i sämre skick, då blir det definitivt negativa konsekvenser, oavsett de andra faktorerna.

De kambiumätande arter som dök upp och blev kvar på brända ytor skulle kunna vara mer toleranta och anpassningsbara. Det tros också att fler arter kan vara mer generalistiska än tidigare trott. Olika kambiumätande arter kan vara olika känsliga och nischade, alla kräver ej färskt, saftigt innerbark/kambium, har olika krav på dess strukturella, närings- och energimässiga kvalitet, och kan utnyttja det torrt. Andra skalbaggar kan vara mindre specialiserade och utnyttja annat som föda än innerbark/kambium. Men de klassas som kambiumätande för detta är det normala och de uppvisar kanske en högre abundans om innerbarken/kambiet är av bra kvalitet. På motsvarande sätt skulle svampar som dök upp och blev kvar på brända ytor kunna vara mer toleranta och anpassningsbara vad gäller deras krav på innerbark/kambium, ved och miljö. Arter av ambrosiasvamp som föredrar slutna förhållanden, som den randig vedborre odlar, kanske tolererar torrare ved och öppnare förhållanden än trott, också då randig vedborre kan förekomma på stående ved, som blir torrare än liggande ved eftersom den utsätts för mer vind och sol och inte får fukt från markkontakt.

Den extremt höga abundansen hos några arter på luckhuggning, speciellt randig vedborre och blek bastborre, och konkurrensen från dem har sannolikt påverkat abundansen hos andra arter på samma ytor, speciellt en art anländer sent, och detta kan ha lett till högre abundanser för vissa arter på brända ytor på grund av att dessa extremt abundantare arter inte var motsvarande abundantare på brända ytor. Dessa extremt abundantare arter kan ha blivit så abundantare t.ex. för att de kom dit först, och i frånvaron av andra arter kunde de öka mycket. När väl andra arter kommer fram har de tagit så stor plats och utnyttjat substratet så mycket att de andra arters abundans trycks ned. Randig vedborre utnyttjar inte innerbarken/kambiet lika mycket utan gnager mest inne i veden, men när det finns många av dem utgör de en stor påverkan även på innerbarken/kambiet eftersom de faktiskt gnager en bit under barken. Detta skulle kunna stämna in för bl.a. sextandad barkborre och dubbelögad bastborre. På grund av detta kan abundansen hos flera arter man annars skulle förväntat sig visa högre abundans på luckhuggningen, p.g.a. brandintensiteten, vara abundantare på brända ytor för att de där fick plats.

Att dessa undantag ändå skulle visat högre abundans med bättre innerbark/kambium och ved antyds av att ingen art uppvisade så hög abundans på bränning som på luckhuggning, både

bland svampätare och kambiumätare. Brandintensiteten kan alltså ändå ha haft en genomslående effekt. Detsamma gäller för variation på grund av skillnader i hur arter är fördelade i landskapet – medan en art kunde skilja sig signifikant mellan ytorna inom en behandling, så var det fortfarande ingen art på bränning som totalt uppvisade så hög abundans som vissa arter gjorde på luckhuggning. Maxantalet individer registrerade på en yta skiljde sig signifikant mellan bränning och luckhuggning (det högsta antalet hittade på en bränd yta var 410 individer av *Trypodendron laeve*, vilket möjligen kan ha varit på en mindre intensivt bränd yta, medan maxantalet på en luckhuggen yta var 1884 individer av randig vedborre). Vad som är mer talande är dock att det antal individer man registrerade per yta för en art klassad som mest abundant, så registrerade de oftare högre antal på luckhuggning.

Predatorer var artrikast på både bränning och luckhuggning, och var den tredje mest abundanta gruppen. Det fanns en trend mot högre artrikedomen och abundans på brända ytor, men skillnaderna var små och enligt standardavvikelsena inte signifikanta. Predatorer utgjorde 12,95 % av abundansen på brand och 3,21 % på luckhuggning. Av artantalet utgjorde de 43,49 % på brand och 32,75 % på luckhuggning. Av antalet olika registrerade arter utgjorde de på brand 39,06 % och 33,33 % på luckhuggning.

Enligt standardavvikelsena fanns det på luckhuggning ingen skillnad mellan artrikedomen av predatorer och kambiumätare, medan det var så på bränning, däremot skulle det varit en skillnad i abundansen då kambiumätare var mycket abundantare än predatorerna på luckhuggning, medan det inte vore någon skillnad på bränning. Predatorskalbaggar verkar inte påverkas lika mycket av den döda vedens beskaffenhet som de gör av bytesdjurens abundans, t.ex. för att de inte ägglägger i död ved eller för att de och deras larver inte äter av veden utan bara behöver ha någonstans skyddat att lägga äggen. Responsen varierade dock mellan arter, och predatorskalbaggar har ett komplicerat förhållande till sina bytesdjur och sitt habitat. Däremot skulle man förväntat sig att predatorer som är beroende av arter som missgynnats av en intensivare brand skulle uppvisa lägre abundans.

Eftersom predatorer kan vara mer eller mindre specialiserade på en viss bytesart eller släkte, men kanske inte är så specialiserade som man trott, måste inte predatorers artrikedomen vara korrelerad till artrikedomen bland deras bytesdjur. Abundansen hos predatorer är som sagt oftast starkare korrelerad till bytesdjurens abundans, men hur mycket den påverkas beror än en gång på hur specialiserad predatorm är.

I Johansson et al. (2007) noterade man också att de mindre specialiserade arterna jagade på en taxonomisk nivå av barkborrar (underfamilj), och i Johansson et al. (2011) fann man att bland de predatorer som var de mest abundanta, som också var de arter som bidrog mest till skillnaden i artsammansättning mellan predatorerna på brända ytor och kontroll, fanns arter jagade pionjärbarkborrar. Eftersom barkborrar överlag tros ha missgynnats av starkare brand borde detta alltså ändå gett utslag, både på artrikedomen men troligtvis mest på abundansen. Predatorerna skulle förvisso ha kunnat vara ännu mindre specialiserade, men deras abundans skulle ändå förväntats vara lägre eftersom abundansen av bytesdjur totalt sett var lägre på bränningen.

Predatorskalbaggars förhållande till sina bytesdjur och habitat är som sagt komplicerat, så det är svårt att säga hur själva veden och att den är bränd/intensivt bränd påverkar dem, även om det verkar som att de flesta predatorer inte påverkas av vedens skick. Men man borde alltså oavsett vilket se att också bland predatorer minskar abundansen och artrikedomen på grund av intensiv brand, på grund av att deras bytesdjur missgynnats, och ökar inte igen förrän andra

bytesdjur (t.ex. vedätande) kommer in tillsammans med deras predatorer. Dock var skillnaderna i abundans och artrikedom små mellan behandlingarna, till och med gående mot högre värden för brand. En möjlig anledning kan vara att effekterna av missgynnade och mindre levande bytesdjur kan uppvägas av att många insekter dör i själva branden. Predatorerna skulle dock kanske uppvisat ännu högre abundans och artrikedom på bränning om deras bytesdjur inte missgynnats av en intensivare brand.

Att predatorers abundans är lägre i proportion till deras artrikedom än för herbivoreerna är naturligt, eftersom de som toppkonsumenter oftast är mindre abundanta än sina bytesdjur. På motsatt håll är det naturligt att herbivorgrupper uppvisar en högre abundans i proportion till sin artrikedom. Detta överensstämmer med resultatet i Johansson et al. (2011) där predatorer inte var så abundanta. Dock var predatorerna bland de artrikaste här till skillnad från i Johansson et al. (2011). Man tog i Johansson et al. (2011) upp att predatorers naturligt lägre abundans jämfört sina bytesdjur kan göra att de är känsligare för fragmentering. Kanske hade detta haft en större effekt i området där Johansson et al. (2011) var. Men andra saker kan också påverka, t.ex. bytesdjurens artrikedom, hur specialiserade predatorerna är, konkurrens, hur mycket habitatet påverkar, mm. Det är svårt att säga vad det kan bero på, på grund av predatorers komplicerade förhållande till sina bytesdjur och habitat.

Saproxylliska arter var precis som i Johansson et al. (2011) och många andra studier de överlägset abundantaste, vilket är logiskt då det är dessa arter som gynnas mest av att man skapar död ved. Obligata saproxyler var helt klart abundantast och artrikast. De utgjorde 99,66 % av abundansen på luckhuggning och 72,68 % på bränning, och av arterna utgjorde de 88,03 % på luckhuggning och 86,22 % på bränning. Fakultativa saproxyler utgjorde 0,34 % av abundansen på luckhuggning, 27,33 % på bränning, och av arterna utgjorde de 11,97 % respektive 13,78 %. Av antalet olika registrerade arter utgjorde obligata saproxyler 80,55 % av arterna på luckhuggning och 81,25 % på bränning, medan fakultativa saproxyler utgjorde 19,44 % på luckhuggning och 18,75 % på bränning.

Med hänsyn till standardavvikelseerna var det inte skillnad i artantalet för de obligata saproxyllerna, även om värdet var högre på luckhuggning, men det var det för abundansen, som var mycket högre på luckhuggning. Det fanns ungefär lika många fakultativa saproxylliska arter i snitt på behandlingarna. Däremot var fakultativa saproxyler abundantare på bränning och enligt standardavvikelseerna förelåg det en skillnad. Man kan tänka sig att det är i huvudsak obligata saproxyler som gynnas av skapande av död ved och dominerar på veden på grund av att de kräver den. Deras stora beroende av död ved gör att de troligtvis utvecklats till att kunna konkurrera ut många fakultativa saproxyler, och då de fakultativa kan hitta alternativa levnadsmiljöer kanske de inte är lika beroende av att vara så konkurrenskraftiga som de obligata saproxyllerna. Däremot uppehåller sig fakultativa saproxyler vanligen i död ved och kan föredra att uppehålla sig och kanske klara sig bättre där, men kräver inte den för sin överlevnad eller förökning, och kommer därför också reagera positivt på behandlingar där död ved skapas, till skillnad från icke-saproxylliska arter. Normalt skulle de fakultativa troligtvis också uppvisa högre värden när man bränts så att en större yta påverkats och där finns mer substrat, arterna som dyker upp kan också domineras av de som gynnas av ljus och värme, osv.

Både bland fakultativa och obligata saproxyler borde arter som äter innerbark/kambium, svampar och deras predatorer dominera artrikedomen och abundansen i de första nedbrytningsstadierna. Man skulle därför tänka sig att båda dessa grupper missgynnas av intensivare brand, även om fakultativa saproxyllerna skulle kunna missgynnas mindre för att

de kan utnyttja andra substrat än de tillhandahållna av död ved. Detta i sig kan bidra till att minska skillnaden i artförekomst och göra att fakultativa saproxyler var abundantare på bränning, då fler fakultativa arter än obligata kan stanna kvar på bränningen även om den varit intensiv, men normalt skulle de kanske varit ännu artrikare och abundantare.

Att de var abundantare på bränning än luckhuggning skulle också kunna bero på den högre konkurrensen från de obligata saproxylerna på de luckhuggna ytorna (de tre arter som uppvisade högst abundanser med extremast värden på luckhuggning, randig vedborre, blek bastborre och *Trypondendron laeve*, är alla obligata saproxyler). När de arter som normalt dominerar, varav majoriteten obligata saproxyler, missgynnas, kan fakultativa saproxyler ta deras plats och öka mer i abundans. Medan de kan ha missgynnats av brandens intensitet kan ändå de bli abundantare på bränning än luckhuggning eftersom de dominanta obligata saproxylerna inte var närvarande på bränningen i motsvarande hög abundans.

Överlapp i artsammansättningen

Enligt hypotes 2 sades det att det skulle finnas en större skillnad i artsammansättningen, och inte ett stort överlapp i arter, mellan bränt och luckhugget, vilket sades bli speciellt tydligt när man gör ett likhetsindex viktade för abundans. Detta eftersom det sades att abundansen skulle bli högst på bränning. Arter som är mest abundant blir sannolikt arter som är vanliga i naturen och som så borde de vara generellt störningsgynnade och därför vara gemensamma och dyka upp både där det är bränt och luckhugget.

Vanliga arter kan i större delen av dagens skogar som nämnt tänkas ofta utgöra en större del av artantalet men speciellt abundansen, på grund av att de är mer utspridda och har större ursprungspopulationer, alternativt är utspridda och kan föröka sig snabbt från små ursprungspopulationer. Därmed kan de nå nya lämpliga habitat snabbare och lättare än ovanliga arter. Detta verkar man kunna se här– flest arter kunde anses vara vanliga och speciellt abundansen dominerades av ett mindre antal vanliga arter, och att få arter utgör stora delar av abundansen är typiskt i tidiga nedbrytningsstadier. Att man är vanlig har sannolikt get vanliga arter som randig vedborre och blek bastborre en fördel och varit en delfaktor i att de blev så abundant.

Denna hypotes baserades dels på då det finns arter som är specifikt knutna till brandfält och enbart förekommer där det brunnit, men om brandberoende kommer påverka så mycket är dock osäkert eftersom studien sker i norra Sverige. Inga högstubbar hade bildats efter branden, så skillnader i artsammansättning kan komma av det också, att man jämfört stående hela träd med högstubbar.

Ändring i artsammansättning har också setts skilja sig signifikant i tidigare studier, oavsett om i norr eller söder och oberoende av träslag, i Johansson et al. (2011) mellan kontroll och skogsbrand, Hjältén et al. (2010-) mellan luckor och bränt, och i Toivanen (2007) mellan bränt och partiellt avverkade ytor med skapad liggande död ved. Ändringen i artsammansättning blev större på bränningen än på luckhuggningen eftersom det var en större störning och uppöppning med större påverkan, också kemiskt och fysiskt med effekter specifika för brand. Medan artantalet i Hjältén et al. (2010-) mellan luckhuggning och brand inte har skiljt sig signifikant så har artsammansättningen gjort det, både mot varandra och kontroll.

Resultatet pekade också mot detta, speciellt när man vägde in abundansen. Det var bara omkastat så att det var luckhuggningen som fick de högre värdena, inte bränning, troligtvis på

grund av att branden var intensivare. Det kvalitativa Sørensen likhetsindexet angav en 61,8 % likhet. Tog man in och viktade för abundansen föll likheten till så lite som 22,3 %. Det kvantitativa indexet blev så på grund av att fler gemensamma arter uppvisade högre abundans på luckhuggning än bränning, vissa arter extremt mycket högre abundans (t.ex. randig vedborre och blek bastborre). Samtliga arter utom nordlig dubbelögad bastborre (*Polygraphus punctifrons*) var gemensamma bland de mest abundanta arter. Dessa gemensamma arter utgjorde därför en stor del av abundansen, både på bränning och luckhuggning men speciellt på luckhuggning. Detta överensstämmer med hur ett mindre antal arter, ofta vanliga, utgör majoriteten av abundansen i de tidigare nedbrytningsstadierna. Utöver nordlig dubbelögad bastborre förekom de flesta behandlingsspecifika arterna i låg abundans, förekomst och enstaka exemplar, så det var svårt att säga något signifikant om deras förekomst och skillnaden mellan behandlingarna i hänsyn till dem.

Arter klassificerade som att äta detritus, herbivor och mer än en huvudsaklig substrattyp utgjorde också låg abundans, artförekomst och enstaka exemplar, med små skillnader när de var gemensamma. Undantaget var arter som åt både detritus och svamp, vilka utgjorde ett större antal arter och abundans på luckhuggning. Med hänsyn till standardavvikelserna var det en skillnad i artrikedomen, men på grund av att en luckhuggen yta uppvisade mycket högre abundans än de övriga blev standardavvikelsen stor, och därför blev det ingen skillnad med hänsyn till dem. Kanske kan arter av dessa också äta mer svamp, så de påverkades också av den intensivare branden.

Brandberoende och starkt brandgynnade arter

Hypotesen att brandberoende arter enbart skulle dyka upp på brända ytor stämde. Det förväntades därtill dock inte att det skulle dyka upp särskilt många brandberoende arter, eller att deras abundans skulle bli särskilt hög. Att brandberoende arter enbart dyker upp på brända ytor är logiskt, eftersom de specifikt kräver brand för sin överlevnad och förökning. De två registrerade brandberoende arterna, liten brandlöpare (*Sericoda quadripunctata*) och kolsvart trädbasbagge (*Sphaeristes stockmannii*), båda predatorer, obligata saproxyler och klassade som livskraftiga, hittades enbart på brända ytor.

Brandlöparen var närvarande i enbart ett exemplar. Trädbasbaggen hade också en förhållandevis låg abundans, men den var högre än många andra behandlingsspecifika arter och högre än väntat. Brandberoende arter förväntades ej förekomma i större antal, och ej heller i större abundans om de väl dykt upp. Detta baseras dels på den tidigare studien av Johansson et al. (2011), där man bara hittat två exemplar av brandberoende arter. Alla svenska brandberoende arter är ovanliga, och många är rödlistade. Detta är på grund av att skogsbränder har blivit ovanliga idag, och då dessa arter är beroende av brand för sin förökning och överlevnad så minskar de motsvarande i abundans. Detta gör att populationerna av brandberoende arter troligtvis lär vara utspridda, lokala och isolerade från varandra, och även små. När individer av en brandberoende art väl hittat till habitat som nyss brunnit så är det troligt att de förökar sig snabbt eftersom de är arter som är extremt anpassade till brandpräglade habitat. Därtill är de också specifikt och kraftigt gynnade av förhållandena efter brand.

Lukterna efter brand och lukten av rök är starka och sprider sig långt, skalbaggar har allmänt god spridningsförmåga, speciellt pyrofila insekter, och brandberoende arter lär vara ivriga att hitta till nya brända områden. Något som dock kan komplicera det hela är problemet att bränderna av idag, speciellt i norra Sverige, är få. Medan människan brände t.ex. inom svedjebuket, för att markbereda inom skogsbruket mm. fram till främst 1970-talet och lite

därefter så bränner man då ofta upp kvarstående träd, grenar, toppar mm. för att kunna sprida ut askan som gödsel, och sådan bränning har därför inte varit till nytta för vedlevande arter. Det är främst när man lämnar fröträd och på senare år naturvårdsträd, högstubbar mm. och man markbereder med brand som sådan typ av bränning kan vara till nytta för vedlevande arter.

Det är annorlunda för arter beroende av brand än för arter beroende av t.ex. medelgrov ved, som inte behöver den skuggad – medelgrov solexponerad ved kan ändå finnas på hyggen, om än inte lika mycket som klen ved och lågstubbar, och hyggen är vitt utspridda i naturen. Så är inte alls fallet med brandfält. Även om en brandberoende art kan föröka sig snabbt så gör den låga frekvensen av bränder att artens population hinner falla till låg abundans på grund av att överlevnad och/eller förökning inte går bra i frånvaro av brand. Om man bekämpat brand länge i ett landskap försvinner de. Med hjälp av naturvårdsbränder skulle de kunna hänga kvar i enstaka exemplar eller små populationer, men vitt utspridda. Problemen med små, vitt utspridda populationer är att de har svårt att ta sig till nya lämpliga områden, och det kan bli så att bara enstaka exemplar hittar till nya, lämpliga habitat. Det kan då vara svårt att hitta en partner och förökningen blir väldigt begränsad. Detta kan vara fallet även om en art inte är rödlistad utan klassas som livskraftig. På så sätt kan arter som normalt kan föröka sig snabbt, även från små ursprungspopulationer, vara begränsade. Av den anledningen skulle det troligtvis krävas större arealer och upprepade omgångar bränning (här hade man bara bränt en gång och naturvårdsbränning hade inte utförts tidigare i området) och ett omfattande utlägg och areal av inventeringsytor. Detta kan kanske gälla speciellt i norra Sverige, för även om skogsbrand varit den dominerande störningen och betydande även där sker skogsbränder naturligt mer sällan där än i t.ex. sydöstra Sverige. När man lägger till brandbekämpningen gör detta att bränder borde ske ännu mer sällan i norra Sverige, vilket borde gälla oavsett skogstyp. Både starkt brandgynnade men speciellt brandberoende arter uppvisar kanske därför naturligt lägre förekomst i norra Sverige överlag (dock mer här i Västernorrland då blyxtantändningar sker oftare här än nordligare och mer västerut). Bränderna har ofta varit lågintensiva i södra Sverige, i motsats till i norra när de väl skett där, men nyckeln borde vara att bränderna sker frekventare och med kortare intervall på en och samma plats, snarare än att de är stora och bildar mycket material. Därmed blir lämpligt material tillgängligt oftare, även om det är mindre mängder, och pyrofila arter kan vara kvar i landskapet. Fynden av de pyrofila växterna svedjenäva och brandnäva, t.ex., är fler i södra Sverige, och upphör för svedjenäva i princip vid Västernorrlands norra gränser, och brandnäva finns nästan uteslutande i sydöst (Niklasson, Nilsson, 2005).

I denna studie var skalan, antalet utlägg, inventeringsytan och den brända arealen troligtvis inte tillräckligt stor. I t.ex. Toivanens (2007) studie brände man mindre arealer än i denna, men där var man belägna i södra Finland och hade naturvårdsbränt upprepade gånger sedan 1950-talet, och man nämnde att detta kan ha gjort att saproxylika arter specialiserade på brand har fortlevt i området, och i större antal och abundans än väntat. Skogen i denna studie hade inte tidigare bränts, var belägen i norra Sverige och höll sig avsiktligt borta från nyckelbiotoper. Den var åtminstone 80 år gammal och var trivial produktionsskog utan högre naturvärden.

Med starkt brandgynnade arter föreligger en lite annorlunda situation. Dessa skulle man kunna förvänta sig uppträda i en högre abundans på de brända ytorna, på grund av att även om de är mer missgynnade än andra saproxylika arter, så kan de överleva och föröka sig utan brand. Inte lika bra, men de skulle förekomma mer utspritt i landskapet. När en brand sker skulle de därför ha en bättre chans än brandberoende arter att komma dit och vara i tillräckliga

antal för snabb och effektiv kolonisation och förökning. Starkt brandgynnade arter, liksom brandberoende, borde också ha en förmåga till snabb kolonisation och förökning, även från små ursprungspopulationer, då de är starkt anpassade till miljöer präglade av brand. Det förväntades därför att starkt brandgynnade skulle uppvisa högre artförekomst och abundans än brandberoende, men inte särskilt hög, och att bara abundansen skulle visa en signifikant skillnad. Detta var för samma anledningar som brandberoende och baserades också på Johansson et al. (2011), där starkt brandgynnade arter uppvisade låg abundans och artrikedom, även om mer än brandberoende och signifikant i fråga om abundansen, jämte kontroll. Ju större behandlad yta man har desto större chans har man att påverka ovanligare arter. Men på grund av deras ovanlighet behövs ofta också en större inventeringsyta och fler utlägg för att fånga in dem, och medan snabbförökade arter förvisso borde kunna sprida ut sig snabbare över större arealer så måste demografiska problem räknas in, samt var i landet man är. I Johansson et al. (2011), till exempel, studerade man effekterna av en stor, omfattande vildbrand ännu nordligare i Sverige än denna studie, mot obränd kontroll, och fick där ändå bara in två brandberoende arter och det var ingen signifikant skillnad i artantalet eller abundansen rödlistade, som hade låg abundans och artförekomst överlag, dock mer än brandberoende. Lika många ytor lades ut i Johansson et al. (2011) som i denna studie. Men som sagt hade en väldigt stor areal brunnit i den, så det är ändå möjligt att starkt brandgynnade arter uppvisade en signifikant om än låg skillnad i abundans för att den stora brända arealen lyckades locka till sig och fånga in fler populationer av de få arter starkt brandgynnade arter där finns. Deras utspridning i det brända området kan ha varit långsammare än väntat på grund av demografiska problem. Men troligtvis var den snabbare än för brandberoende då starkt brandgynnade arter ju lär vara mer utspridda och/eller abundanta än dem, och inte har lika restriktiva storlekar på ursprungspopulationerna. Att få en signifikant skillnad i arter av dem kanske mindre troligt i norra Sverige, men chansen kan ha blivit större att fånga in dem i större abundans. Man kan också ha haft tur med provyuteutlägget. Det kan också vara så att de starkt brandgynnade arterna trivdes bättre i de luckhuggna ytorna i denna studie än i kontrollytorna i Johansson et al. (2011).

På grund av hur starkt brandgynnade arter missgynnas av frånvaron av brand kommer vanligare saproxylika pionjärarter jämte dem troligen ändå ha en fördel och vara ännu mer utspridda och abundanta, trots att starkt brandgynnade i jämförelse med brandberoende arter kan vara mer utspridda i landskapet. Om man jämför starkt brandgynnade arter med vanliga arter lär de inte alls ha lika stort utbredningsområde. Än en gång skulle det faktum att studien är belägen i norra Sverige och att den skogen inte naturvårdsbränts tidigare påverka, och göra att mer omfattande och upprepade bränder skulle krävas även för att få större effekt på starkt brandgynnade arter. Att få en signifikant skillnad i arter av dem är kanske mindre troligt på grund av att det kanske finns färre starkt brandgynnade arter i norra Sverige jämfört södra. På grund av de demografiska problem kan därför brandberoende och starkt brandgynnade arter också dyka upp senare på restaurerade ytor, om de dyker upp alls, varvid de kan få svårt att hävda sig för att vanliga arter redan har kommit dit och etablerat sig.

Då starkt brandgynnade arter definieras som arter som antingen visar någon slags beteende i förhållande till rök, eld eller aska och/eller är betydligt vanligare i bränd jämfört med obränd miljö/substrat, förväntades det de totalt sett skulle utgöra en större abundans och artrikedom på brända än luckhuggna ytor, men bara en signifikant skillnad i abundansen. Detta då de starkt brandgynnade arterna ju ändå kan förekomma i andra miljöer än brända som är liknande i avseende av t.ex. solexponering och uppöppning. I Johansson et al. (2011) blev det en signifikant skillnad för starkt brandgynnade arter i abundans och artförekomst – det kan vara för att de brände över en större yta, och att starkt brandgynnade förekom i relativt högre

abundans och mer utspridda än brandberoende, så att de kunde sprida ut sig lite bättre i det brända området. Men det var också bränt jämfört kontroll i den studien medan detta är bränt jämfört luckhuggning, och förhållandena kan därför vara mer lika, t.ex. i avseende på ljus och värme, än för kontrolllyta och bränt.

I Sørensen likhetsindexet fanns en stor likhet i artförekomsten, 80 % likhet, men när man tog in och viktade för abundansen föll likheten till 48,5 %. Att överlappet i arter blev så stort utan abundansen inviktad kan bero på resonemanget ovan, men också på grund av att förhållandevis få arter klassades som starkt brandgynnade, så att så fort en art dök upp på luckhuggning utgjorde den en större påverkan på likheten. Men som sagt blev det ändå en icke-signifikant skillnad i artrikedom.

Artantal och framförallt abundans var högre i snitt för bränningen. Av de mest abundanta starkt brandgynnade arterna (*Placusa atrata*, *Phloeonomus lapponicus* och *P. pusillus*, alla tre predatorer och obligata saproxyler), där man kunde se en tydlig skillnad i abundansen, såg man också att de var uppenbart abundantare på den brända ytan än den luckhuggna, och fler av de gemensamma arterna överlag var abundantare på brända ytor (5 för brända ytor och 3 för luckhuggna). Dock blev resultatet icke-signifikant för både artantal och abundans, även om det var närmare signifikant nivå för abundansen.

Eftersom demografiska problem är möjliga orsaker till varför starkt brandgynnade och speciellt brandberoende arter förekom i förhållandevis låg abundans och förekomst är det svårt att avgöra säkert varför. Det var bara stående död ved som bildades efter bränningen och liten brandlöpare är en jordlöpare, och därmed uppehåller den sig i huvudsak på och ägglägger i marken. Som en obligat saproxyl jagar den därför mest i liggande bränd ved. Som namnet antyder kan kolsvart trädbasbagge förväntas hittas mer vid basen på brända, stående träd, men under de rådande omständigheterna och med hänsyn till hur man trodde att abundansen skulle uttrycka sig, så kan kolsvart trädbasbagges abundans anses vara "högre" än förväntat, även om abundansen var låg jämfört andra arter. Detta kan bero på att flera individer lyckats hittat dit och/eller finna varandra och börjat föröka sig. Vad man vet så fanns det i alla fall inga färskt brandfält i närheten som kan ha påverkat.

En annan möjlighet till låg/lägre abundans är att i alla fall de starkt brandgynnade påverkats negativt av för hög brandintensitet, om de lever under barken, äter innerbark/kambium eller svamp. Även om en art är brandberoende eller starkt brandgynnad så innebär ju en brist på mat eller strukturer den behöver att den missgynnas ytterligare. Är de predatorer av sådana arter skulle den negativa effekten förvisso kunna mildras av tillgången på döda insekter direkt efter brand, även om de skulle kunnat vara abundantare med fler levande bytesdjur. De arter som var mest och tydligast abundanta på bränningen av de starkt brandgynnade var predatorer, och det var även kolsvart trädbasbagge.

De starkt brandgynnade arterna var ändå den artgrupp som, utöver brandberoende och fakultativ saproxyliska arter, tydligast uppvisade en högre abundans på bränning även om den inte var överväldigande eller signifikant, och de normalt nog skulle uppvisat en högre abundans. Starkt brandgynnade utgjorde 7,94 % av abundansen på bränningen och 0,86 % på luckhuggningen. Av artförekomsten utgjorde de på bränning 23,91 % och på luckhuggning 14,98 %, av antalet olika registrerade arter 17,19 % respektive 12,5 %. Detta var ungefär vad som hade förväntats. *Orthomicus suturalis* var den enda starkt brandgynnade art som hittats som var kambiumätare (*Rhagium inquisitor* åt både ved och innerbark/kambium och hittades i två exemplar på en luckhuggen yta, medan övriga arter var predatorer eller svampätare; flest

var obligata saproxyler men där fanns också några fakultativt saproxylliska arter, dock inga av de mer abundanta), men den var ändå abundantare på brända ytor.

Detta kan bero på att de andra faktorer som gynnar starkt brandgynnade och brandberoende arter ändå kan resultera i en viss skillnad om man jämför med missgynnade arter som inte gynnas av sådana saker. Samma skulle därmed kunna gälla för brandberoende, och vara en anledning till att kolsvart trädbasbagges abundans kunde anses vara ”högre” än förväntat, även om abundansen var låg jämfört andra arter. Detta också eftersom av *Placusa atrata*, *Phloeonomus lapponicus* och *P. pusillus*, de som uppvisade störst abundans, kunde *Phloeonomus lapponicus* och *P. pusillus* anses ha en hög abundans, relativt de arter som inte var de få med extremt hög abundans, medan *Placusa atrata* hade medelhög abundans. Därtill såg man att de var klart abundantare på brända ytor än luckhuggna, vilket säkerligen kan ha att göra med att de var starkt brandgynnade. Utöver *Orthotomicus suturalis*, som ej kan sägas hade hög abundans men ändå var högre och med en tydligare skillnad mellan bränt och luckhugget jämte andra arter, förekom övriga arter i låg abundans och med liten skillnad. En teori är att övriga arter som ej förekom i hög abundans eller var lite högre på luckhuggning, kan vara så för att medan förhållandena på de brända ytorna inte var helt ideala, så blev de inte heller abundanta på de luckhuggna ytorna för där var det inte heller idealt.

Stubblöparen (*Tachyta nana*) var en av dessa, en rödlistad predator som förekommer framförallt på brandfält, men har även hittats på hyggen, levande under bark på nydöda, solexponerade barr- och lövträd angripna av andra insekter, främst barkborrar (SLU, Artdatabanken, 2010). Den hittades också bara på en bränd yta, i ett exemplar. En anledning till att den är i så låg abundans kan därför ha att göra med att den förekommer under barken på träd angripna av främst barkborrar. *Phloeonomus sjoebergi* var en annan predator som jagar barkborrar (som man sett både verkar vara korrelerad till specifika arters abundans och den totala abundansen barkborrar), som hittades i 2 exemplar på en bränd yta och i 4 exemplar på en luckhuggen yta. Vad gäller bytesdjurstillgången skulle som sagt tillgången på döda insekter direkt efter brand ha kunnat mildra de negativa effekter på dessa predatorer. Dessa är givetvis små skillnader och det är därför svårt att säga det ena eller andra om deras förekomst.

Rödlistade arter

Det fanns fler rödlistade arter och de hade en något högre abundans på luckhuggningen, i kontrast till hypotes 3. Som i hypotesen var det dock troligtvis ingen signifikant skillnad, sett till standardavvikelse, i vare sig abundans eller artrikedom mellan behandlingarna, dels då det var en låg förekomst och abundans av rödlistade arter överlag.

Denna hypotes baserades på att det förväntades att det inte skulle dyka upp särskilt många rödlistade arter överlag, och att de inte skulle ha en särskilt hög abundans, vilket också var fallet. Detta berodde på att rödlistade arter, liksom brandberoende arter, ofta har begränsade, mer lokala utbredningar och små, isolerade populationer, varvid vi får samma problem med små ursprungspopulationer, lägre sannolikhet att nå en restaurerad yta och därtill hitta en partner, samt att de troligtvis kommer fram senare till behandlade ytor och därmed måste möta högre konkurrens. Studien var dessutom belägen i en typisk produktionskog i norra Sverige med låga naturvärden, och därmed var det osannolikt att förekomsten av rödlistade arter skulle vara hög. Därtill har enbart en restaureringsomgång hunnit utföras, och för att få mer substantiella, signifikanta resultat med rödlistade arter krävs troligtvis upprepade restaureringsåtgärder. Av den anledningen förväntades det inte att en sak som att det finns något fler rödlistade arter i högstubbar än hela stående träd skulle påverka. Det kan dessutom

vara så att många rödlistade arter på gran vill ha skuggad ved, och dyker därför inte upp på skapad ved i öppna habitat.

Baserat och jämfört med andra studier (Komonen et al., 2014; Johansson et al., 2011; Toivanen, 2007) kändes det inte som att denna studie skulle få högre värden för rödlistade arter eller att det skulle skiljas sig mycket. För det första förväntades det att skalan, inventeringsytan och antalet utlägg i studien inte skulle vara tillräcklig. Därtill troddes det att den brända arealen inte skulle vara tillräckligt stor för att fånga in ovanligare arter och arter mer specialiserade på brand. Vi befinner oss i norra Sverige, där det finns färre rödlistade arter än i södra Sverige, och det har inte tidigare utförts naturvårdsbränder eller annan restaurering där studien utförts. I denna studie hade man med avsikt hållit sig borta från skog med mer naturvärden, man skapade bara stående död ved och det var luckor som skapades, inte en partiell avverkning. Skogen var minst 80 år men var trivial, typisk produktionsskog utan högre naturvärden. I Komonen et al. (2014) fick man en signifikant skillnad i rödlistade och ovanliga arter mellan kontroll men låga värden ändå, och man tog upp betydelsen av inventeringsyta och utlägg. Studien var omfattande i Komonen et al. (2014), täckte hela Finland och hade många fler utlägg än i denna studie, men eftersom man täckte en större yta kan arter ha missats mellan utläggen. Att det var på en större skala kan dock ändå göra så att man får in tillräckligt med ovanliga och rödlistade arter för att man skall kunna se signifikanta skillnader, vilket man gjorde, även om de var små. Jämförelsevis känns det som att utlägget är mycket mer begränsat i studien i denna rapport, även på den rådande skalan – bara 6 ytor per behandling. Att man ändå fick signifikant skillnad kan också vara på grund av att man skapade både liggande och stående död ved, och faktumet att ytorna lades ut i mogen skog som var skyddad, varav en stor del Natura 2000 områden. Detta kan ha gjort att antalet ovanliga arter där var förhöjt även om de var utspridda i området, som snabbt kunde dra sig till behandlade ytor och svara på ny död ved så att det blev skillnad även mot kontrollen, som var belägna i samma bestånd, då det på de behandlade ytorna skulle funnits mer substrat. Att studien var belägen över hela Finland kan också ha gjort att en effekt av förhöjd artrikedom i söder spelat in.

Det förväntades att skalan, inventeringsytan och antalet utlägg i denna studie inte skulle vara tillräcklig för att få mer signifikanta värden för ovanliga och rödlistade arter. I Komonen et al. (2014) var det en jämförelse mellan kontroll och skapande av död ved, vilket ju leder till viss uppöppning men man hade inte som huvudmål att öppna upp, och när man bränner får man ofta en större positiv effekt på artförekomst och abundans, ofta på både vanliga, ovanliga och rödlistade arter. Om man påverkar och behandlar en större areal ökar chansen att man påverkar fler ovanliga och rödlistade arter, men det krävs samtidigt ofta att man har ett större utlägg/inventeringsyta, på grund av deras ovanlighet, utspridning i landskapet och då ovanliga arters förökning och spridningsförmåga ofta är begränsad. Medan snabbförökade arter förvisso borde kunna sprida ut sig snabbare över större arealer så måste demografiska problem räknas in, samt var i landet man är. T.ex. i Johansson et al. (2011) var en stor yta påverkad men man fick bara in två brandberoende arter och det var ingen signifikant skillnad i artantalet eller abundansen rödlistade, som hade låg abundans och artförekomst överlag, dock mer än brandberoende, och medan det skiljde sig signifikant för starkt brandgynnade var deras abundans och artförekomst också låg. Den nordliga lokalen och antalet utlägg kan ha påverkat detta. Det finns något fler rödlistade arter på gran än tall men av dessa är det många arter som missgynnas av uppöppning och störning, så att det t.ex. var tall i Johansson et al. (2011) och gran i Toivanen (2007) borde inte påverka när man jämför förekomsten på brända ytor. Speciellt inte som Johansson et al. (2011) också befann sig ännu nordligare än denna studie.

I Toivanen (2007) brände man en mindre yta än i denna men att man såg större resultat i rödlistade skulle kunna bero på att man hade fler utlägg än studien i denna rapport, man var belägen i skog med fläckar av gammelskog, i södra Finland och man hade naturvårdsbränt regelbundet sedan 1950-talet, vilket också skulle kunna leda till att fler rödlistade förkom utspridda i högre artantal och abundans än väntat i området, sådana gynnade av uppöppning där det var bränt och sådana missgynnade av uppöppning i fläckarna av gammelskog. Man jämförde också både hela stående träd och liggande ved på de brända ytorna med enbart liggande ved på de partiellt avverkade, vilket gör att fler specialiserade arter kan komma in, vilket det finns fler av i stående hela träd än liggande, och därtill finns det något fler rödlistade arter generellt i stående än liggande ved.

Artförekomsten av rödlistade var låg överlag och abundansen var låg för samtliga registrerade arter, vilket delvis kan ha berott på problemen med små, isolerade och lokala populationer. Det var därför ingen mening med att utföra statistiska tester, eftersom för lite data var erhållna. Det är små skillnader och det är därför svårt att säga det ena eller andra om deras förekomst, och standardavvikelseerna var förhållandevis stora. Det sågs dock ett visst mönster av högre värden på luckhuggningen. Av den begränsade uppsättning rödlistade arter som registrerades var likheten i artsammansättningen låg mellan behandlingarna, 33,3 % för det kvalitativa och 22,2 % för det kvantitativa. Detta berodde på att fler arter hittades på luckhuggning och bara en art var gemensam, och det blev en mindre skillnad när abundansen vägdes eftersom, även om abundansen var högre på luckhuggning, så var det små abundanser med enstaka exemplar per yta.

Skogsbrand har varit den dominerande störningen även i norra Sverige och varit minst lika viktig i norr som i söder, men det sker ändå bränder mer sällan i norr överlag, varför en större andel arter missgynnade av uppöppning och brand kanske kan vara närvarande här. När man ser till totala antalet arter och total abundans verkar detta inte få någon större effekt, men när man går ned på en artgrupp som rödlistade arter skulle den kanske kunna bli större. Men medan antalet rödlistade arter som är knutna till gammal granskog är fler i norra Sverige, där det mesta av den gamla skogen finns, så är den mer belägen nära fjällkedjan. För att få en möjlig effekt med en större andel arter som missgynnas av uppöppning och brand borde man därför befinna sig i en sådan miljö, och denna studie var inte nära fjällkedjan samt höll sig borta från nyckelbiotoper, och skogen var minst 80 år men trivial produktionskog utan större naturvärden. Det är därför mer troligt att mindre skillnader mellan behandlingarna beror på att antalet rödlistade arter är lågt i landskapet överlag, gällande både på luckhuggna och brända ytor. Att bränning inte får en mycket positivare effekt påverkas förvisso också av att det finns färre starkt brandgynnade men speciellt brandberoende arter i landskapet, vilket förvisso kanske skulle kunna gälla mer i norr (dock mindre här i Västernorrland, där blyxtantändningar sker mer än norrut och västerut). Bränning får ju ofta en mer positiv effekt i både norr och söder och ofta på både vanliga, ovanliga och rödlistade arter, och i denna studie påverkade bränningen en större yta, öppnade upp mer och bildade mer substrat än luckhuggningen. Men att man för rödlistade arter skulle få en mindre signifikant effekt i norra Sverige känns som att det har mer att göra med ett lägre antal rödlistade arter där överlag, speciellt i trivial produktionskog, snarare än att det skulle finnas en signifikant större andel arter närvarande i landskapet som missgynnas av uppöppning eller brand. Man jämförde i denna studie också luckhuggning och bränning, och det borde blivit mer lika resultat mellan dessa än mellan kontroll och bränning samt bränning och partiellt virkesuttag med skapande av död ved. Som nämnt i Toivanen (2007) tror man också att fler hotade arter som hittas i gammal skog har mindre krav på att skogen just skall vara sluten utan styrs mer av resurstillgången.

Det troddes sammantaget att skillnaderna i förekomst och abundans av rödlistade inte skulle bli stora mellan luckhuggning och bränning, och att en möjligt mer positiv respons på bränning skulle vara icke-signifikant. Att det blev tvärtom kan bero på att bränningen var intensiv i denna studie, och att det bland de rödlistade arter som faktiskt dök upp fanns många svampätande och speciellt kambiumätande arter, med tanke på den observerade hierarkin vid nedbrytning av ved, som missgynnades av intensiteten. Är de predatorer av sådana missgynnade arter missgynnade de av att deras levande bytesdjur förekommer i lägre abundans, men den negativa effekten kan mildras av tillgången på döda insekter direkt efter brand.

En rödlistad art som hittades var mer specifikt knuten till bränder, den starkt brandgynnade stubblöparen (*Tachyta nana*), som hittades i ett exemplar på en bränd yta och som diskuterats ovan. Samtliga rödlistade arter var obligata saproxyler. Gransvartbagge (*Bius thoracicus*) är en detritusätare kopplad till gångar av långhorningar, bl.a. av bronshjon (*Callidium coriaceum*), som själv är en sällsynt, tidigare rödlistad art knuten till långsamväxande gamla naturskogsbestånd av gran. Den hittas numera främst i fjällnära skog och kantbestånd utmed våtmarker på grund av den naturtypens ovanlighet, och då den finns mest där. Gransvartbagge påträffas också mest i gamla, senvuxna granar (Ehnström, Axelsson, 2002; Petterson, 1996, Ehnström, 200). Bronshjon registrerades i ett exemplar, dock var detta på yta 4848, medan gransvartbagge hittades i ett exemplar på yta 5655. Predatoren granbarkbagge (*Lasconotus jelskii*) är knuten mest till senvuxna granbestånd av naturskogskaraktär och till gångar av främst *Polygraphus subopacus*, men även bl.a. dubbelögad bastborre (*Polygraphus poligraphus*), granbarkborre (*Ips typographus*) och *Xylechinus pilosus* (Petterson, 1995, Petterson, Ehnström, 1996) Förekomsten av granbarkbagge sammanföll med förekomsten av *Polygraphus subopacus*, granbarkborre och dubbelögad bastborre. Den hittades på en bränd och två luckhuggna ytor, men var bara ett exemplar abundantare på luckhuggning: den hittades i ett exemplar på varje yta. På den brända ytan sammanföll den med sin vanligaste följeslagare, *Polygraphus subopacus*.

Det förekom viss osäkerhet runt två rödlistade arter, svampätaren *Euryusa castanoptera* och detritus/svampätaren *Epuraea oblonga*. Dessa är svåra att artbestämma och artbestämningen bör granskas av en specialist. Detta gäller kanske speciellt *Euryusa castanoptera*, som är knuten till gamla lövträd, nyligen döda vårtbjörkar i täta naturskogar eller i gamla betespräglade skogsbestånd. Den förekommer huvudsakligen på träd som angripits av vedborrande insekter (SLU, Artdatabanken, 2015). Det är möjligt att artbestämningen är korrekt och att den har lockats till en högstubbe av björk i närheten, och har sedan råkat hamna på en högstubbe av gran. *Epuraea oblonga* förekommer främst i grandominerade naturskogar och kontinuitetsskogar, och lever under bark angripen av barkborrar på svamphyfer växande i gångsystemen (SLU, Artdatabanken, 2010). En sådan art är tänkbar att missgynnas av störning, och med tanke på att den är beroende av barkborrar skulle den också kunna missgynnas mer om branden varit hård.

Potentiella skadegörare

Många potentiella skadegörare är störningssgynnade pionjärarter, och de uppvisar ofta hög abundans då död ved har bildats, till den grad att det är risk för utbrott när stora mängder död ved har bildats. Potentiella skadegörare är också förhållandevis vanliga och utspridda i landskapet. Det förväntades därför att de skulle utgöra en stor del av abundansen och vara abundantare på bränning, eftersom det vid bränning t.ex. påverkats en större yta, där fanns mer substrat, ljus och värme. Det förväntades vidare att potentiella skadegörare skulle vara bland de mest abundanta arterna och som så vara bland de som utgör en stor del av abundansen, men en liten del av artantalet, vilket är typiskt för de första nedbrytningsfaserna.

Resultatet gick däremot emot hypotes 3. Samtliga registrerade potentiella skadegörare vara obligata saproxyler, 7 räknades som kambiumätare, en som ved/kambiumätare och en som svampätare. Granbarkborre och svart granbastborre (*Hylastes cunicularius*) var mer abundanta på luckhuggning, och båda dessa äter innerbark/kambium. Övriga arter var inte granbarkborre (*Ips typographus*) särskilt abundant, vilket man skulle förväntat sig med tanke på att den är en vanlig art som snabbt kan föröka sig även från små ursprungspopulationer, även om den var vanligare och abundantare än på luckhuggna ytor än brända. I kontrast var randig vedborre överlägset abundantast. Variation i abundans, artförekomst och artspezifisk abundans hos olika arter från plats till plats bara att förvänta sig. I denna studie kan det vara så att närmaste granbarkborrepopulation befann sig längre bort, så att granbarkborren kom senare till de behandlade ytorna då konkurrensen på substratet redan var hög, och därför hade svårt att hävda sig mot abundantare arter som t.ex. randig vedborre och blek bastborre (*Hylurgops palliatus*). Randig vedborre angriper också död ved tidigare, redan i april och kan sen hålla på till mitten av juni, medan granbarkborre börjar i mitten av maj till mitten av juni (Ehnström, Axelsson, 2002).

Potentiella skadegörare utgjorde inte en stor del av artantalet, vare sig man såg till medeltal (per yta) eller antalet olika registrerade arter, för vare sig bränning eller luckhuggning. Av antalet arter utgjorde de 16,17 % på luckhuggning och 13,7 % på bränning, och av antalet olika registrerade arter utgjorde de 11,11 % respektive 9,38 %. Detta skulle man kunnat vänta sig, dels med tanke på att mängden arter som är potentiella skadegörare i relation till det totala antalet skalbaggsarter utgör en mindre del, och också då artrikedomen av potentiella skadegörare och generellt är högre i södra Sverige. De utgjorde en desto större andel av abundansen: 49,12 % på luckhuggning respektive 26,83 % på bränning. 3 av arterna kunde dessutom klassas som av de mest abundanta (över 50 exemplar på en yta), sextandad barkborre, dubbelögad bastborre och randig vedborre, som dessutom var den mest abundanta arten av alla. Randig vedborre utgjorde 48,08 % av den totala abundansen på luckhuggning och var den mest abundanta arten där, medan dubbelögad bastborre, sextandad barkborre och randig vedborre tillsammans utgjorde 26,65 % av den totala abundansen på bränning. Detta var i enlighet, i alla fall för luckhuggning, med förväntningarna. Att det blev lägre än väntat för bränning kan då vara på grund av de negativa effekterna av en hårdare bränning. Att resultatet gick emot hypotesen kan vara på grund av brandintensiteten. Som nämnts har hårdare bränder missgynnat många barkborrar. Barkborrar och andra skalbaggar som lever under barken av innerbarken/kambiet brukar vara pionjärarter som dominerar under de första nedbrytningsstadierna. När man ser till gruppen potentiella skadegörare på stamved så består de av just arter som utnyttjar innerbark/kambium eller ved någon gång under sitt liv, vanligen då de är vuxna och ska yngla av sig, och när man då tittar på artuppsättningen potentiella skadegörare under de första nedbrytningsstadierna kommer kambiumätare helt att dominera, mer så än om man ser till total artuppsättning eftersom det där kommer in fler predatorer, svampätare mm. Om branden därför blir för hård, så att mycket av eller all innerbark, floem, kambium och bark brinner upp eller torkar ut, kan man förvänta sig att detta får ett större genomslag på potentiella skadegörare de första åren efter branden. Arter som randig vedborre som odlar en ambrosiasvamp som verkar föredra slutna förhållanden missgynnas av brand generellt men mer ju hårdare den är. Detta kan vara anledningen till att man såg en signifikant skillnad i artförekomst av potentiella skadegörare, men inte på totala artrikedomen. Men det skall noteras att skillnaden i medelvärdet arter faktiskt inte skiljde sig så mycket – det blev signifikant troligtvis då standardavvikelse var små.

Man skulle kunna förvänta sig att abundansen skulle påverkas mer för potentiella skadegörare också. Abundansen av potentiella skadegörare var i snitt mycket högre på luckhuggna ytor än

brända. Detta reflekterades också av Sørensen indexet: 80 % likhet med hänsyn till artförekomsten, men när man viktade för abundansen föll likheten till så lite som 14,1 %. Detta berodde dock i stort på att randig vedborre (*Trypandendron lineatum*) var extremt abundant på några luckhuggna ytor. Kontrasten i abundans var störst för randig vedborre, och därutöver var två andra arter mer märkbart abundanta på luckhuggning. Sextandad barkborre (*Pityogenes chalcographus*) och dubbelögad bastborre (*Polygraphus poligraphus*) var mer abundanta på brända ytor. Därtill fanns det behandlingsspecifika arter (1 för brand, 2 för luckhuggning) och *Tetropium castaneum*, som var abundantare på brand, men dessa förekom i låg abundans och små skillnader. Skillnaden i abundans var inte heller signifikant. Standardavvikelsen var stor för luckhuggningens abundans av potentiella skadegörare. På vissa luckhuggna ytor fanns en abundans som var extremt mycket högre än övriga luckhuggna ytors, på grund av den randiga vedborren. Då det inte fanns så många arter i gruppen potentiella skadegörare kunde denna standardavvikelse inte uppvägas av andra arters abundans, som skulle gjort att abundansen blev mer jämnt fördelad över ytorna. Därför blev det troligtvis ingen signifikant skillnad i abundans, även om den var stor, till skillnad från den totala abundansen.

Men en annan anledning till att standardavvikelsen inte uppvägdes på luckhuggna ytor var för att den enda potentiella skadegörare som hade markant högre abundans på luckhuggning än bränning var randig vedborre, vilket var överraskande. Vad som kanske var mer överraskande var att de kambiumätande arterna dubbelögad bastborre och sextandad barkborre var abundantare på bränning än luckhuggning, och tydligt abundantare också. Dessa var också bland de mest abundanta på brända ytor. Det kan kanske vara så att de andra saker som brand leder gynnar dessa arter så pass att det uppvägt något av minskningen på grund av innerbarkens/kambiet skick, men de skulle varit abundantare med bättre innerbark/kambium. Konsekvent innebär detta också att arterna inte kan vara sådana att om innerbarken/kambiet är i sämre skick, då blir det definitivt negativa konsekvenser, oavsett de andra faktorerna. Medan artantalet som genomgången kan ha påverkats mer för de potentiella skadegörarna än totalen, är det möjligt att de arter som faktiskt dök upp på brand var mer toleranta och hade lägre krav. Många arter kan vara mer generalistiska än man tidigare trott, och det kan ha blivit så att av de potentiella skadegörare som dök upp råkade flera vara av den mer toleranta typen. Detta kan också förklara det stora överlappet i arter utan abundansen inviktad och varför skillnaden i artantal inte blev så stor även om den var signifikant. Det stora överlappet skulle också kunna bero också på att det var ett förhållandevis mindre antal arter som klassades som potentiella skadegörare, och därför blev likheten större så fort en art dök upp på en bränd yta. Konkurrensen från randig vedborre och blek bastborre på luckhuggna ytor kan också ha gjort att dubbelögad bastborre och sextandad barkborre var i högre abundans på brända ytor än luckhuggna, vilket kan stämna för flera luckhuggna ytor. För andra ytor kan variation i förekomst i landskapet spela in. Detta för att randig vedborre och blek bastborre inte var i motsvarande hög abundans på brända ytor, kanske då för att de missgynnats av brandintensiteten, och därför fanns det plats och substrat för andra arter som kom dit senare, så att de fick en högre abundans på bränning även om man skulle förväntat sig att de vore abundantare på luckhuggning på grund av brandintensiteten. Med många barkborrar har man sett att de missgynnas av intensivare brand, så man skulle ändå förväntat sig en högre abundans på bränningen om innerbarken/kambiet varit intakt, och dessutom uppvisade inga av de abundantare arterna på bränning lika dramatiskt höga abundanser som på luckhuggning.

REFERENSER

- Beaver, R. A. 1989. *Insect-Fungus Relationship in the Bark and Ambrosia Beetles*. Insect-Fungus Interactions. N. Wilding, N. M. Collins, P. M. Hammond and J. F. Webber, Academic Press: 121-143.
- Blanchett, R. 1991. *Delignification by Wood-Decay Fungi*. Annual Review of Phytopathology 29: 281-403.
- Bousquet, Y. 2012. *Sericoda quadripunctata*. Catalogue of Geodephaga (Coleoptera: Aedeoidea) of America, north of Mexico. ZooKeys 245: 1-1722.
- De Jong, J., Dahlberg, A. & Stokland, J. N. 2004. *Död ved i skogen. Hur mycket behövs för att bevara den biologiska mångfalden?* Svensk Botanisk Tidskrift 98: 278-297. Uppsala.
- Dyer, E. D. A. 1967. *Relation of attack by ambrosia beetle (Trypodendron lineatum (Oliv.)) to felling date of spruce in central British Columbia*. Canadian Forestry Service Publications, Ottawa ON, Bi-mo. Res. Notes 23(2):11.
- Ehnström, B., Axelsson, R. 2002. *Insektsnag i bark och ved*. Uppsala: SLU Artdatabanken.
- Ehnström, B., Gärdenfors, U. & Lindelöw, Å. 1993. *Rödlistade evertebrater i Sverige 1993, Databanken för hotade arter*. Uppsala.
- Gustavsson, L., Berg, Å., Ehnström, B., Hallingbäck, T., Jonsell, M. & Weslien, J. 1995. *Skogens rödlistade arter*. Skogsfakta nr 2/1995.
- Hjältén, J., Hägglund, R., Johansson, T., Roberge, J-M., Olsson, J., Magnusson, B. 2010-. *Short-term responses of saproxylic beetles to different types of forest restoration*. SLU.
- Johansson, T., Gibb, H., Hilszczański, J., Petterson, R. B., Hjältén, Atlegrim, O., Ball, J. P., Danell, K. 2005. *Conservation-oriented manipulations of coarse woody debris affect its value as habitat for spruce-infesting bark and ambrosia beetles (Coleoptera: Scolytinae) in northern Sweden*. Canadian Journal of Forest Research Vol. 36, 2006.
- Johansson, T., Gibb, H., Hjältén, J., Petterson, R. B., Hilszczański, J., Alinvi, O., Ball, J. P., Danell, K. 2007. *The effect of substrate manipulations and forest management on predators of saproxylic beetles*. Forest Ecology and Management 242: 518-529.
- Johansson T., Andersson, J., Hjältén J., Dynesius, M., Ecke, F. 2011. *Short-term responses of beetle assemblages to wildfire in a region with more than 100 years of fire suppression*. Insect Conservation and Diversity 4:142-151.
- Jonsell, M., Weslien, J., Ehnström, B. in press. 1998. *Substrate requirements of redlisted saproxylic invertebrates in Sweden*. Biodiversity & Conservation.
- Komonen, A., Kuntzi, S., Toivanen, T., Kotiaho, J.S., 2014. *Fast but ephemeral effects of ecological restoration on forest beetle community*. Biodiversity Conservation 23, 1485-1507
- Lindbladh, M. 2003. *Granens historia i södra Sverige*. Institutionen för Sydsvensk Skogsvetenskap. <http://www-gran.slu.se/Webbok/PDFdokument/Historia.pdf>. Hämtad 2015-04-27.
- Lindbladh, M. 2004. *Granens biologi*. Institutionen för Sydsvensk Skogsvetenskap. <http://www-gran.slu.se/Webbok/PDFdokument/Biologi.pdf>. Hämtad 2015-04-27.
- Magurran, A. E. 1991. *Ecological Diversity and Its Measurement*. 2:a uppl. Princeton: Princeton University Press.
- Naturvårdverket. 2005. *Naturvårdsbränning - Vägledning för brand och bränning i skyddad skog*. Naturvårdsverkets rapport nr 5438.
- Niklasson, M., Nilsson, S. G. 2005. *Skogsdynamik och arters bevarande*. Studentlitteratur. Narayana Press, Denmark.
- Ottoson, E. 2013. *Succession of Wood-inhabiting Fungal Communities - Diversity and Species Interactions During the Decomposition of Norway Spruce*. SLU, Uppsala.

Petterson, R. 1996. Rev. Ehnström, B. 2000. *Bius thoracicus* – gransvarrtbagge. Artdatabanken, SLU 2010-04-27. http://www.artfakta.se/artfaktablad/Bius_Thoracicus_100483.pdf. Hämtad 2015-03-26.

Petterson, R. 1995. Rev. Petterson, R., Ehnström, B. 1996. *Lasconotus jelskii* – granbarkbagge. Artdatabanken, SLU 2010-04-27. http://www.artfakta.se/artfaktablad/lasconotus_jelskii_101170.pdf. Hämtad 2015-03-25.

Ribberheim, K. *Träets egenskaper*. <http://skumgubben.se/kc-gotene/fastighetsskotare/fs2/utbildningsmaterial/traets+egenskaper+lasmatr.pdf>. Hämtad 2015-04-23.

Selander, E. 2006. *Naturvårdsbränning: svar på vanliga frågor*. Naturvårdsverket. <http://www.naturvardsverket.se/Nerladdningssida/?fileType=pdf&downloadUrl=/documents/publikationer/978-91-620-8370-0.pdf>. Hämtad 2015-04-02.

SLU, SkogsSkada. Projektledare Lindelöw, Å. Senast uppdaterad 2015. *SkogsSkada*. Förvaltningsgruppen IT SLU (Version 5.0). <http://www-skogsskada.slu.se/>. *Granbarkborre. Randig vedborre*. <http://www.slu.se/sv/centrumbildningar-och-projekt/skogsskada/skadebeskrivning/>. Hämtad 2015-03-24, 2015-03-25, 2015-04-03.

SLU, Artdatabanken. *Artfakta. Den nationella rödlistan 2014*. Senast uppdaterad 2015. <http://www.artfakta.se/>. Hämtad 2015-03-25.

SLU, Artdatabanken. 2010-04-27. *Epuraea oblonga*. http://www.artfakta.se/artfaktablad/lasconotus_jelskii_101170.pdf. Hämtad 2015-03-25.

SLU, Artdatabanken. 2010-04-27. *Euryusa castanoptera*. http://www.artfakta.se/artfaktablad/Euryusa_Castanoptera_100962.pdf. Hämtad 2015-03-25.

SLU, Artdatabanken. 2010-04-27. *Tachyta nana* – stubblöpare. http://www.artfakta.se/artfaktablad/Tachyta_Nana_103397.pdf. Hämtad 2015-03-25.

Skogsstyrelsen. 2015. Upptäck Skogen. *Tall*. <http://www.skogsstyrelsen.se/Upptack-skogen/Upplev-skogen/Om-skogen/Tradslag/Tall/>. *Gran*. <http://www.skogsstyrelsen.se/Upptack-skogen/Upplev-skogen/Om-skogen/Tradslag/Gran/>. Hämtad 2015-04-03.

SkogsSverige. Senast ändrad 2015. *Skogsbrand*. <http://www.skogssverige.se/skog/fakta-om/skogsbrand>. Hämtad 2015-04-27.

Stenbacka, F., Hjältén, J., Hilszczański, J., Dynesius, M. 2010. *Saproxylic and non-saproxylic beetle assemblages in boreal spruce forests of different age and forestry intensity*. Ecological Applications, doi:10.1890/09-0815.1.

Svenskt Trä. Skogsindustrierna. Senast uppdaterad/granskad 2014-03-17. *Beständighetsegenskaper*. http://www.svenskttra.se/om_tra_1/tra-som-material/bestandighetsegenskaper. Hämtad 2015-04-13.

Toivanen, T. 2007. *Short-term effects of forest restoration on beetle diversity*. Jyväskylä studies in biological and environmental science 175: 1456-9701.

WeatherPal. SMHI. 2014. *Varför blåser det mer i södra Sverige än i norr?* http://www.weatherpal.se/artiklar/Varfor_blaser_det_mer_i_sodra_Sverige_an_i_norr-3911. Hämtad 2014-04-27.

Wermelinger, B., Lachat, T., Müller, J. 2013. *Forest insects and their habitat requirements*. In Focus – Managing Forest in Europe. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL. http://www.wsl.ch/info/mitarbeitende/wermelin/publikationen/2013_Saproxylics_EFI.pdf

Wikars, L.-O. 1995. *Clear-cutting before burning prevents establishment of the fire-adapted Agonum quadripunctatum (Coleoptera: Carabidae)*. Annales Zoologici Fennici, 32, 375–384.

Wikars, L.-O. Naturvårdsverket. 2006. *Åtgärdsprogram för bevarande av brandinsekter i boreal skog*. Naturvårdsverkets rapport nr. 5610.

- Wikars, L.-O., Schimmel, J. 2001. *Immediate effects of fireseverity on soil invertebrates in cut and uncut pine forests*. Forest Ecology and Management, 141, 189–200.
- Wiklund, B-S (sidansvarig). Senast uppdaterad 2015-04-01. *Bevarande och restaurering av biologisk mångfald*. <http://www.slu.se/sv/institutioner/vilt-fisk-miljo/forskning/amnesomraden/biocore/>. Hämtad 2015-04-02.
- Öhrn, P., Lindelöw, Å., Långström, B. 2010. *Flight activity of the ambrosia beetles Trypodendron laeve and Trypodendron lineatum in relation to temperature in southern Sweden*. Dept of Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden. Biotic Risks and Climate Change in Forests, 10th IUFRO Workshop of WP 7.03.10 “Methodology of Forest Insect and Disease Survey in Central Europe”, Freiburg, Germany.
- Zackrisson, O. 1977. *Influence of forest fires on the North Swedish boreal forest*. Oikos 29: 22-32

BILAGOR

Bilaga 1. Övergripande registrerade värden per yta

Tabell 1.1. Övergripande registrerade värden. NS = icke-saproxylliska arter. Brända ytor: 1935, 2746, 3126, 4402, 6210 och 7552, luckhuggna ytor: 505, 4848, 5655, 6323, 7315 och 8570.

Table 1.1. Overall registered values. NS = non-saproxyllic species. Burnt plots: 1935, 2746, 3126, 4402, 6210 and 7552, gap-cut plots: 505, 4848, 5655, 6323, 7315, 8570.

Yta	Abundans	Avdrag NS	Art- antal	Avdrag NS	Gemensamma arter	Avdrag NS	Abundans GA	Avdrag NS
505	703	703	22	22	21	21	702	702
4848	565	564	29	28	20	19	547	546
5655	2383	2383	32	32	24	24	2279	2279
6323	2912	2912	29	29	20	20	2894	2894
7315	2520	2520	33	33	28	28	2508	2508
8570	972	971	24	23	18	18	963	963
Totalt	10'055	10'053	169	167	131	130	9893	9892
1935	681	679	33	32	23	23	664	664
2746	277	275	17	15	10	9	264	263
3126	146	145	21	20	14	14	139	139
4402	218	217	23	22	19	19	213	213
6210	1039	1039	27	27	24	24	1035	1035
7552	305	302	24	22	20	20	290	290
Totalt	2666	2657	145	138	110	109	2605	2605

Tabell 1.2. Potentiella skadegörande arter. Brända ytor: 1935, 2746, 3126, 4402, 6210 och 7552, luckhuggna ytor: 505, 4848, 5655, 6323, 7315 och 8570.

Table 1.2. Potential pest species. Burnt plots: 1935, 2746, 3126, 4402, 6210 and 7552, gap-cut plots: 505, 4848, 5655, 6323, 7315, 8570.

Art/Yta	505	4848	5655	6323	7315	8570	1935	2746	3126	4402	6210	7552
<i>Hylastes cunicularius</i>	9	-	1	19	2	2	-	-	-	1	-	-
<i>Ips typographus</i>	1	-	2	3	9	5	2	-	-	-	-	-
<i>Pityogenes bidentatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Pityogenes chalcographus</i>	2	1	3	-	2	26	95	-	8	42	12	2
<i>Polygraphus poligraphus</i>	2	6	-	-	10	-	80	78	1	30	-	18
<i>Rhagium inquisitor</i>	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tetropium castaneum</i>	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	2
<i>Tetropium fuscum</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trypodendron lineatum</i>	41	136	1884	1631	296	845	4	-	45	-	283	10
Totalt abundans	55	145	1890	1651	319	878	182	78	55	73	295	30
Totalt artantal	5	4	4	4	6	4	5	1	4	3	2	3

Tabell 1.3. Starkt brandgynnade arter. Brända ytor: 1935, 2746, 3126, 4402, 6210 och 7552, luckhuggna ytor: 505, 4848, 5655, 6323, 7315 och 8570.
Table 1.3. Strongly fire-favored species. Burnt plots: 1935, 2746, 3126, 4402, 6210 and 7552, gap-cut plots: 505, 4848, 5655, 6323, 7315, 8570.

Art/yta	1935	2746	3126	4402	6210	7552	505	4848	5655	6323	7315	8570
<i>Rhagium inquisitor</i>								2				
<i>Hadreule elongatula</i>	1											
<i>Orthotomicus suturalis</i>	1		4	3	1		2					
<i>Corticaria ferruginea</i>	2		1								1	
<i>Corticaria rubripes</i>						1			2		1	
<i>Litargus connexus</i>	1											
<i>Glischrochilus quadripunctatus</i>					2				1	3		
<i>Placusa atrata</i>	8	2	1	2	18	2	1	1	1	2	2	2
<i>Phloeonomus lapponicus</i>	21	16	13	4	16	1	9	3		5	4	1
<i>Phloeonomus pusillus</i>	25	23	1	18	15	3	4	4	5	10	7	3
<i>Phloeonomus sjoeborgi</i>					2						4	
<i>Tachyta nana</i>	1											
<i>Abdera triguttata</i>	2											
Artantal	9	3	5	4	8	4	4	4	4	4	6	3
Total	62	41	20	27	54	7	16	10	9	20	25	6

Tabell 1.4. Mest abundanta arter (minst 50 st på minst en yta). Brända ytor: 1935, 2746, 3126, 4402, 6210 och 7552, luckhuggna ytor: 505, 4848, 5655, 6323, 7315 och 8570.
Table 1.4. Most abundant species (at least 50 ind. on at least one plot). Burnt plots: 1935, 2746, 3126, 4402, 6210 and 7552, gap-cut plots: 505, 4848, 5655, 6323, 7315, 8570.

Art/Yta	505	4848	5655	6323	7315	8570	1935	2746	3126	4402	6210	7552
<i>Corticaria abietorum</i>	5	-	1	-	4	1	238	136	53	78	41	164
<i>Crypturgus subcribrosus</i>	184	11	73	5	25	8	159	5	1	19	23	3
<i>Epuraea laeviuscula</i>	37	32	36	21	39	3	-	1	-	1	18	52
<i>Hylurgops palliatus</i>	207	156	196	1109	1182	56	-	1	-	2	138	3
<i>Pityogenes chalcographus</i>	2	1	3	-	2	-	95	-	8	42	12	2
<i>Polygraphus poligraphus</i>	2	6	-	10	-	-	80	78	1	30	-	18
<i>Polygraphus punctifrons</i>	-	-	90	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trypodendron laeve</i>	181	175	42	21	893	-	-	-	-	-	410	-
<i>Trypodendron lineatum</i>	41	136	1884	1631	296	845	4	-	45	-	283	10
Total	659	517	2325	2797	2441	913	576	221	108	172	925	252
Antal arter	8	7	8	6	7	5	5	5	5	6	7	7

Tabell 1.5. Registrerade rödlistade arter.
Table 1.5. Registered red-listed species.

Rödlistade arter	<i>Bius thoracicus</i>	<i>Epuraea oblonga</i>	<i>Euryasa castanoptera</i>	<i>Lasconotus jelskii</i>	<i>Tachyta nana</i>
Yta	5655	6323	505	4848, 7315, 1935	1935
Abundans	1	3	1	1, 1, 1	1

Tabell 1.6. Abundans för registrerade brandberoende arter.
Table 1.6. Abundance of registered fire-dependent species.

Yta/Art	<i>Sericoda quadripunctata</i>	<i>Sphaeriestes stockmannii</i>
1935	1	6
2746	-	3
3126	-	2
6210	-	2

Tabell 1.7. Antal arter per diet, livsstil (SxO, SxF, NS) och yta (**fetsstil kursiv** anger inklusive icke-saproxylika arter). P = predator, F = svampätare, C = kambiumätare, W = vedätare, D = detritusätare, H = icke-specificerad herbivor. Brända ytor: 1935, 2746, 3126, 4402, 6210 och 7552, luckhuggna ytor: 505, 4848, 5655, 6323, 7315 och 8570.
*Table 1.7. Number of species per diet, life style (SxO, SxF and NS) per plot (**bold italics** are including non-saproxylic species). P = predator, F = fungivore, C = inner bark/cambium consumer, W = wood consumer, D = detritus consumer, H = non-specified herbivore. Burnt plots: 1935, 2746, 3126, 4402, 6210 and 7552, gap-cut plots: 505, 4848, 5655, 6323, 7315, 8570.*

	P	F	C	W	D	H	PF	DF	H P	CW	PW	D F W	SxO	SxF	NS
505	8	4	8				1	1					21	1	
4848	9 10	3	7	1			2	2		2	1		26	2	1
5655	10	7	9	1	1		1	2	1				28	4	
6323	11	3	8				3	3					27	2	
7315	13	8	8				1	2			1		26	7	
8570	7	4	8	1	0 1		1	1				1	19	4	1
1935	16 17	7	8				1						27	5	1
2746	5 7	3	5			1	1						12	3	2
3126	8 9	4	6	1			1						17	3	1
4402	9 10	2	6	1		1	2	1					18	4	1
6210	11	6	5				3	2					25	2	
7552	11 12	3 4	5				1	1	1				20	2	2
Totalt	118 125	54 55	83	5	1 2	2	18	15	2	2	2	1	266	39	9
Brand total	60 66	25 26	35	2		2	9	4	1				119	19	7
Lucka total	58 59	29	48	3	1 2		9	11	1	2	2	1	147	20	2

Tabell 1.8. Abundans per diet, livsstil (SxO, SxF, NS) och yta (*fetsstil kursiv* anger inklusive icke-saproxylliska arter). P = predator, F = svampätare, C = kambiumätare, W = vedätare, D = detritusätare, H = icke-specificerad herbivor. Brända ytor: 1935, 2746, 3126, 4402, 6210 och 7552, luckhuggna ytor: 505, 4848, 5655, 6323, 7315 och 8570.

Table 1.7. Abundance per diet, life style (SxO, SxF and NS) per plot (*bold italics* are including non-saproxylic species). P = predator, F = fungivore, C = inner bark/cambium consumer, W = wood consumer, D = detritus consumer, H = non-specified herbivore. Burnt plots: 1935, 2746, 3126, 4402, 6210 and 7552, gap-cut plots: 505, 4848, 5655, 6323, 7315, 8570.

	P	F	C	W	D	H	P F	D F	H P	C W	P W	D F W	SxO	SxF	NS
505	63	228	408				3	1					698	5	
4848	51	312	179	1			7	2		3	2		562	2	1
52			182												
5655	58	1932	380	1	1		1	9	1				2378	5	
6323	58	1653	1164				5	31					2910	2	
7315	80	1198	1236				1	3			2		2504	16	
8570	13	848	103	1	0	I	1	4				1	967	4	1
1935	87	249	342				1						435	244	2
89															
2746	45	139	89			1	1						137	138	2
47															
3126	27	100	16	1			1						90	55	1
28															
4402	31	79	97	2		1	6	1					135	82	1
32															
6210	85	737	200				4	13					997	42	
7552	68	175	54				2	2	1				137	165	3
69															
Totalt	667	7650	4268	6	1	2	33	66	2	3	4	1	11'950	760	11
674															
Brand total	344	1479	798	3		2	15	16	1				1931	726	9
350															
Lucka total	323	6171	3470	3	1	2	18	50	1	3	4	1	10'019	34	2
324															

Bilaga 2. Förteckning över totalt antal olika registrerade arter

Tabell 2.1. Arter närvarande enbart på brända ytor med diet och saproxyrisk livsstil. P = predator, F = svampätare, C = kambiumätare, W = vedätare, H =, SxO = obligat saproxyrisk, SxF = fakultativt saproxyrisk, NS = icke-saproxyrisk.

Table 2.1. Species present only on burnt plots with diet and saproxylic life style.

P = predator, F = fungivore, C = inner bark/cambium consumer, W = wood consumer, D = detritus consumer, H = non-specified herbivore.

Art	Diet	Saproxyrisk livsstil
<i>Anthophagus omalinus</i>	P	NS
<i>Abdera triguttata</i>	F	SxO
<i>Absidia schoenherri</i>	P	SxO
<i>Cryptophagus tuberculosus</i>	F	SxF
<i>Epuraea aestiva</i>	F	SxF
<i>Euplectus karsteni</i>	P	SxF
<i>Euplectus punctatus</i>	P	SxO
<i>Gabrius expectatus</i>	P	SxF
<i>Hadreule elongatula</i>	F	SxO
<i>Latridius minutus</i>	F	SxF
<i>Litargus connexus</i>	F	SxO
<i>Orthotomicus laricis</i>	C	SxO
<i>Oxypoda umbrata</i>	F	NS
<i>Phloeopora corticalis</i>	P	SxO
<i>Phloeotribus spinulosus</i>	C	SxO
<i>Pityogenes bidentatus</i>	C	SxO
<i>Polygraphus subopacus</i>	C	SxO
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	P	SxF
<i>Rhyncolus elongatus</i>	W	SxO
<i>Sericoda quadripunctata</i>	P	SxO
<i>Selatosomus aeneus</i>	H	SxF
<i>Sphaeriestes stockmanni</i>	P	SxO
<i>Sulcaxis fronticornis</i>	F	SxO
<i>Tachyta nana</i>	P	SxO

Tabell 2.2. Arter närvarande enbart på luckhuggna ytor med diet och saproxyrisk livsstil. P = predator, F = svampätare, C = kambiumätare, W = vedätare, D = detritusätare, H =, SxO = obligat saproxyrisk, SxF = fakultativt saproxyrisk, NS = icke-saproxyrisk.

Table 2.2. Species present only on gap-cut plots with diet and saproxylic life style. P = predator, F = fungivore, C = inner bark/cambium consumer, W = wood consumer, D = detritus consumer, H = non-specified herbivore.

Art	Diet	Saproxyrisk livsstil
<i>Anaspis marginicollis</i>	P	SxO
<i>Anaspis rufilabris</i>	P	SxO
<i>Anisotoma glabra</i>	F	SxO
<i>Atheta nigricornis</i>	D,F,W	SxF
<i>Atomaria impressa</i>	F	SxF
<i>Bius thoracicus</i>	D	SxO
<i>Callidium coriaceum</i>	C,W	SxO

<i>Cerylon ferrugineum</i>	F	SxO
<i>Corticaria lateritia</i>	F	SxO
<i>Crypturgus pusillus</i>	C	SxO
<i>Epuraea binotata</i>	F	SxF
<i>Epuraea oblonga</i>	D,F	SxO
<i>Euplectus nanus</i>	P	SxF
<i>Euryusa castanoptera</i>	F	SxO
<i>Haploglossa villosula</i>	F	SxF
<i>Hylurgops glabratus</i>	C	SxO
<i>Melanotus castanipes</i>	P,W	SxO
<i>Melanotus villosus</i>	-	SxO
<i>Pissodes harcyniae</i>	C	SxO
<i>Placusa incompleta</i>	P	SxO
<i>Ptinus villiger</i>	C	SxF
<i>Polygraphus punctifrons</i>	C	SxO
<i>Quedius tenellus</i>	P	SxF
<i>Quedius xanthopus</i>	P	SxF
<i>Rhagium inquisitor</i>	C,W	SxO
<i>Rhizophagus ferrugineus</i>	P	SxO
<i>Rhyncolus sculpturatus</i>	W	SxO
<i>Stenichnus bicolor</i>	P	SxF
<i>Tachinus laticollis</i>	D	NS
<i>Tetropium fuscum</i>	C	SxO
<i>Xylechinus pilosus</i>	C	SxO

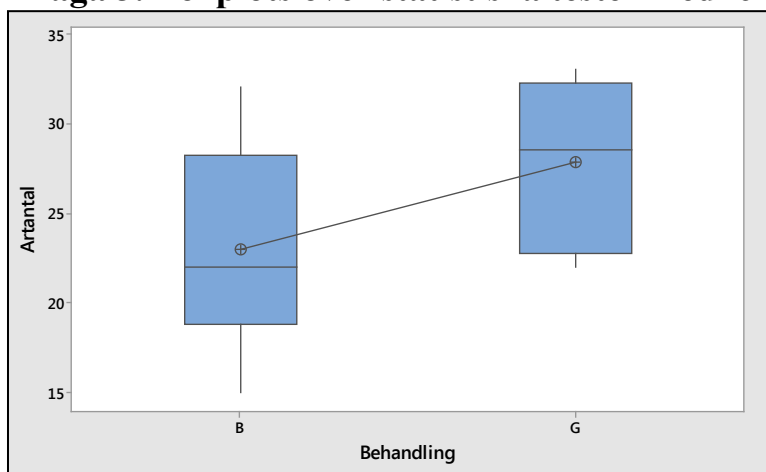
Tabell 2.3. Arter närvarande på både luckhuggna och brända ytor med diet och saproxyrisk livsstil. P = predator, F = svampätare, C = kambiumätare, W = vedätare, D = detritusätare, H =, SxO = obligat saproxyrisk, SxF = fakultativt saproxyrisk, NS = icke-saproxyrisk.

Table 2.3. Species present on both gap-cut and burnt plots with diet and saproxylic life style. P = predator, F = fungivore, C = inner bark/cambium consumer, W = wood consumer, D = detritus consumer, H = non-specified herbivore.

Art	Diet	Saproxyrisk livsstil
<i>Atomaria procerula</i>	F	SxF
<i>Corticaria abietorum</i>	F	SxF
<i>Corticaria ferruginea</i>	F	SxF
<i>Corticaria obsoleta</i>	F	SxO
<i>Corticeus linearis</i>	P	SxO
<i>Corticaria rubripes</i>	F	SxF
<i>Cryptolestes abietis</i>	P	SxO
<i>Cryptolestes alternans</i>	P	SxO
<i>Crypturgus subcribrosus</i>	C	SxO
<i>Dryocoetes autographus</i>	C	SxO
<i>Enicmus rugosus</i>	F	SxO
<i>Epuraea angustula</i>	F,P	SxO
<i>Epuraea boreella</i>	F,P	SxO
<i>Epuraea deubeli</i>	F,P	SxO

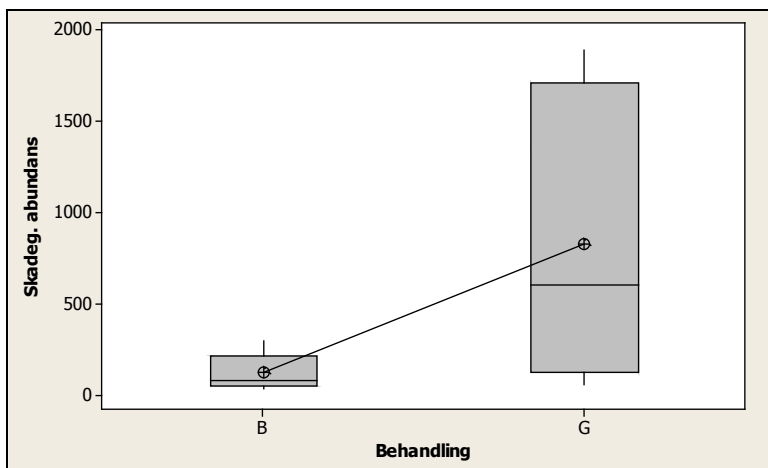
<i>Epuraea laeviuscula</i>	P	SxO
<i>Epuraea marseuli</i>	D,F	SxO
<i>Epuraea pygmaea</i>	D,F	SxO
<i>Epuraea rufomarginata</i>	F	SxF
<i>Ernobius explanatus</i>	W	SxO
<i>Glischrochilus quadripunctatus</i>	F,P	SxO
<i>Hylastes cunicularius</i>	C	SxO
<i>Hylurgops palliatus</i>	C	SxO
<i>Ips typographus</i>	C	SxO
<i>Lasconotus jelskii</i>	P	SxO
<i>Malthodes brevicollis</i>	H,P	SxO
<i>Malthodes guttifer</i>	P	SxO
<i>Nephus bisignatus</i>	P	NS
<i>Nudobius lentus</i>	P	SxO
<i>Orthotomicus suturalis</i>	C	SxO
<i>Phloeonomus lapponicus</i>	P	SxO
<i>Phloeonomus planus</i>	P	SxO
<i>Phloeonomus pusillus</i>	P	SxO
<i>Phloeonomus sjoebergi</i>	P	SxO
<i>Pityogenes chalcographus</i>	C	SxO
<i>Placusa atrata</i>	P	SxO
<i>Placusa depressa</i>	P	SxO
<i>Plegaderus vulneratus</i>	P	SxO
<i>Polygraphus poligraphus</i>	C	SxO
<i>Quedius plagiatus</i>	P	SxO
<i>Tetropium castaneum</i>	C	SxO
<i>Thanasimus formicarius</i>	P	SxO
<i>Trypodendron laeve</i>	F	SxO
<i>Trypodendron lineatum</i>	F	SxO

Bilaga 3. Boxplots över statistiska tester med icke-signifikant resultat



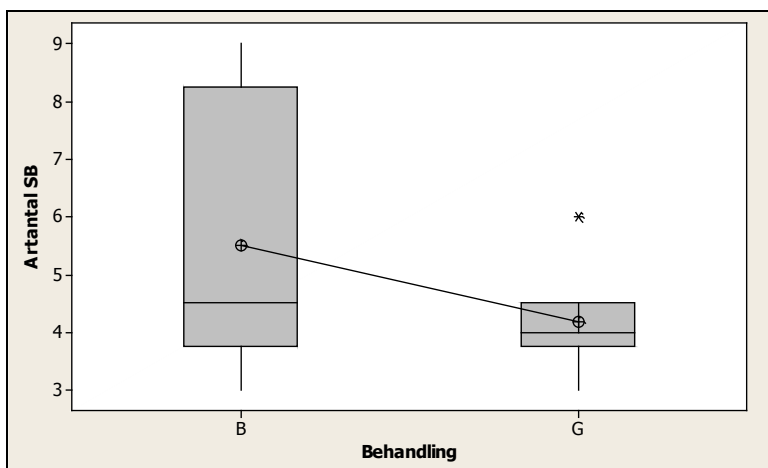
Figur 2.1. Boxplot över behandling vs. totalt antal arter.

Figure 2.1. Boxplot for treatment vs. total number of species.



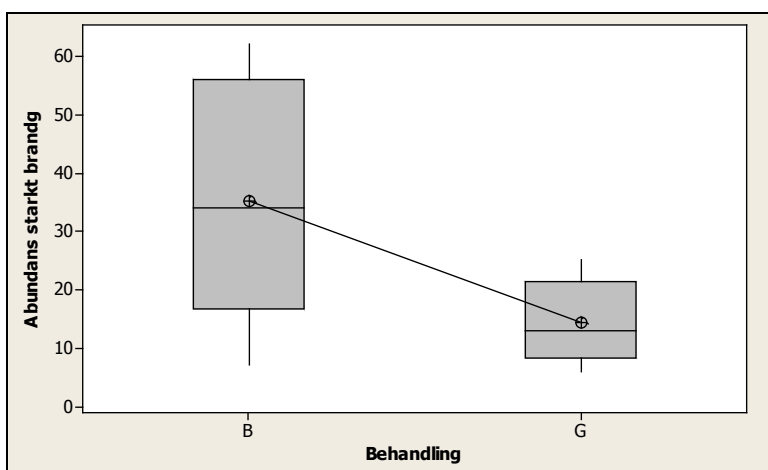
Figur 2.2. Boxplot över behandling vs.skadegörarens abundans.

Figure 2.2. Boxplot for treatment vs. abundance of potential pests.



Figur 2.3. Boxplot över behandling vs. antalet starkt brandgynnade arter.

Figure 2.3. Boxplot for treatment vs. number of strongly fire-favored species.



Figur 2.4. Boxplot över behandling vs. abundansen starkt brandgynnade arter.

Figure 2.4. Boxplot for treatment vs. abundance of strongly fire-favored species.