

Bryr sig baggarna om skogen brinner?
- Jordlöparens respons på naturvårdsbränning och luckhuggning

Do beetles care if the forest burns?
- Ground beetle responses to prescribed burning and gap cutting

Carabus Violaceus



Carabus Violaceus av Johan J.Ingles-Le Nobel (CC BY-ND 2.0)

Richard Larsson & Maja Nilsson

Sveriges Lantbruksuniversitet
Institutionen för skogens ekologi och skötsel
Kandidatarbete i skogsvetenskap, 15 hp,

Program: Jägmästarprogrammet

Kurs:EX0813 Nivå:G2E

Handledare: Therese Löfroth, SLU, Inst för vilt fisk och miljö
bitr handledare: Joakim Hjältén, SLU, Inst för vilt fisk och miljö

Umeå 2018



Kandidatarbeten i Skogsvetenskap

Fakulteten för skogsvetenskap,
Sveriges lantbruksuniversitet

| | |
|---------------------------------|---|
| Enhet/Unit | Institutionen för skogens ekologi och skötsel Department of Forest Ecology and Management |
| Författare/Author | Richard Larsson & Maja Nilsson |
| Titel, Sv | Jordlöparens respons på naturvårdsbränning och luckhuggning |
| Titel, Eng | <i>Ground beetle responses to prescribed burning and gap cutting</i> |
| Nyckelord/ Keywords | Jordlöpare, Carabidae, biologisk mångfald, naturvård, naturvårdsbränning, luckhuggning, boreal skog, restaurering/ <i>Ground beetles, Carabidae, biodiversity, conservation, prescribed burning, gap cutting, boreal forests, restoration</i> |
| Handledare/Supervisor | Therese Löfroth, Institutionen för vilt fisk och miljö, Joakim Hjältén, Institutionen för vilt fisk och miljö |
| 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 | EX0813 |
| Program | Jägmästarprogrammet |
| Omfattning på arbetet | 15 hp |
| Nivå och fördjupning på arbetet | G2E |
| Utgivningsort | Umeå |
| Serie | Kandidatarbeten i Skogsvetenskap |
| Utgivningsår | 2018 |

FÖRORD

Vi skulle vilja tacka vår handledare Therese Löfroth på Institutionen för vilt, fisk och miljö som under hela arbetet gett oss konstruktiv och utmanande feedback. Vi skulle även vilja tacka Joakim Hjältén för feedback och råd samt Stig Lundberg som artbestämt alla fångade insekter. Sist ett tack riktat till det community som lägger ut problemlösningar och diskuterar olika kodrelaterade frågor i internetforum för R.

Umeå, 20 april 2018

Maja Nilsson och Richard Larsson

SAMMANFATTNING

Mänsklig markanvändning har förändrat förekomsten och strukturen av habitat för en stor del av världens växter och djur. I Sverige är skogsbruket mycket omfattande, mekaniserat och effektivt vilket resulterar i att en stor del av landytan är direkt påverkad av skogsskötsel. Två följder av modernt skogsbruk är lägre frekvens av brand samt mindre förekomst av död ved. Restaureringsmetoder för att imitera mer ursprunglig boreal skog har vuxit fram med ökat intresse för biodiversitetsfrågor. Dessa aktiva skötselåtgärder kan vara viktiga steg för att nå nationella och internationella biodiversitetsmål. Syftet med detta arbete är att undersöka jordlöparens respons på två restaureringsmetoder, naturvårdsbränning och luckhuggning och grundas på en studie av 18 frivilliga avsättningar i norra Sverige. Restaureringsmetoderna jämfördes med obehandlade kontrolltytor. Hypoteserna var att behandlingarna skulle påverka både abundans och artrikedom och att bränning skulle ha en större effekt än luckhuggning. Resultaten indikerar signifikant ökning av abundans och en positiv trend av artrikedom efter bränning. Luckhuggning hade ingen påverkan. Naturvårdsbränning påverkade även artsammansättningen och de två brandgynnade arterna som fångades förekom endast efter brand. Slutsatsen är att bränning som aktiv naturvårdsåtgärd kan vara en effektiv och ekonomisk metod för att öka biologisk mångfald inom det svenska skogsbruket.

Nyckelord: jordlöpare, Carabidae, biologisk mångfald, naturvård, naturvårdsbränning, luckhuggning, boreal skog, restaurering

SUMMARY

Human land use has affected the availability and structure of habitats for a large number of the world's plants and animals. In Sweden, forestry is widespread, highly mechanized and effective which results in a landscape where most areas are directly affected by silviculture. Two consequences of modern forestry are lower frequencies of fire and lower amounts of dead wood. Different methods for restoration have coevolved with an increase in knowledge and interest for biodiversity, and active measures could be an important step towards reaching both national and international biodiversity goals. The aim of this thesis is to explore carabid response in abundance and species richness after two different types of restoration, gap cutting and burning, in northern Sweden. The experiment included 18 stands on voluntary set asides that received one of two different restoration treatments, burning or gap cutting with untreated stands serving as controls. The hypothesis was that the restoration should affect both abundance and species richness and that burning would have a larger effect than gap cutting. Results show a positive trend in species richness and significant increase in abundance after burning. Gap-cutting had no effect. Burning also affected species composition and the two captured species that are known to be fire favored were only found in the burned stands. The conclusion is that prescribed burning as an active conservation method can be an efficient and economical way to increase biodiversity within Swedish forestry.

Keywords: ground beetles, Carabidae, biodiversity, conservation, prescribed burning, gap cutting, boreal forests, restoration

INLEDNING

Biologisk mångfald, eller *biodiversitet*, är ett centralt begrepp inom stora delar av den gröna forskningsvärlden. Enligt Naturvårdsverkets bok *Biologisk mångfald i Sverige* syftar konceptet till ”den variationsrikedom som kännetecknar allt liv på jorden” (Bernes & Naturvårdsverket. 2011). Över hela vår planet sker en väldokumenterad minskning av denna variationsrikedom (Butchart et al. 2010). Det allvarligaste hotet mot biodiversitet idag är förlusten av habitat. Detta världsomfattande hot påverkar både ekosystem på land och i vatten. 83 % av världens landyta har i olika utsträckning påverkats av mänsklig aktivitet och 60 % av världens ekosystem uppskattas vara negativt påverkade. Med detta som bakgrund är det inte förvånande att habitatförlust är den vanligaste orsaken till arters utdöende. För skogsekosystemen har mänsklig påverkan varit stor och ungefär hälften av all skog i världen har försvunnit de senaste århundraden. I Europa försvann den mesta skogen till förmån för jordbruk innan 1700-talet och mellan 1990 och 2000 försvann strax under en miljon kvadratkilometer skog i världen. (Groom, Meffe & Carrol 2006).

Sveriges yta täcks av 28 miljoner hektar skogsmark, och här drivs idag ett av de mest mekaniserade och effektiva skogsbruken i världen (Essen et al. 1997). Andelen svensk skogsmark som används för skogsproduktion uppgår till 83 % (Skogsdata, 2017). I och med det industriella skogsbrukets utbredning så har landskapet ändrat karaktär från det ursprungliga och obrukade.

Det moderna skogsbruket i Skandinavien har medfört en minskning av arealen gammal skog, förekomsten av död ved samt en minskad frekvens och storlek på naturliga störningar, t.ex. brand. Den fullständigt dominerande skogsbruksmetoden idag är trakthyggesbruk (Hagegård 2006), vilket innebär återkommande skötselåtgärder i form av kalhuggning och gallring. Dessa typer av åtgärder täcker emellertid inte hela det spektra av störningar som tidigare var vanligt förekommande i landskapet, och vissa arter kräver substrat och habitat som normalt inte skapas vid vanligt trakthyggesbruk (Fries et al. 1997). Många av det boreala skogsekosystemets specialistarter har svårt att anpassa sig till de nya livsförutsättningarna, ofta på grund av ökad homogenitet, kortare omloppstider och brist på död ved. Denna utveckling av minskad mångfald i skogarna går emot de miljömålsättningar som finns uppsatta genom politiska beslut - både på nationell och global nivå (Miljödepartementet. 2012; Regeringskansliet 2016). Skogsvårdslagen har sedan 1993 likställt produktions- och miljömål, och branschen har ett gemensamt ansvar att nå dessa.

En typ av störning som i hög grad minskat i och med rådande skogsbruk är brand. Historiskt sett har den boreala skogen präglats av skogsbränder i en mycket större utsträckning än idag. Mellan 1500- och 1900-talet låg den årligen brända skogsarealen på cirka 1 % (Zackrisson 1977) till skillnad från nutid då endast 0.01% av skogsarealen brinner årligen (Granström 2001). Många arter i det boreala skogsekosystemet är mer eller mindre associerade med störning i form av brand. Graden av brandberoende sträcker sig från att vissa arter föredrar

marker som nyligen har brunnit, till att andra arter är direkt beroende av brända substrat för sin fortlevnad. Brandberoende arter innefattar alltifrån växter vars frögroning startar på grund av upphettning i marken, till insekter som behöver den döda brända veden.

En annan form av naturlig störning som idag saknas av många arter i skogen, är att ett eller fler träd faller, till exempel i samband med stormvindar. Följden blir att luckor i krontaket skapas, varpå tillgång på solljus och näringskonkurrens förändras lokalt samtidigt som död ved tillförs. Särskilt viktig är denna störning i gamla skogar där storskaliga störningar är sällsynta. Ökningen av solstrålning som når marken i luckorna bidrar till en förändrad livsmiljö för arterna som lever just där, och bäddar på sikt för en mer heterogen skog. Luckorna koloniserar med tiden av ny flora och fauna i en successionsordning beroende av deras konkurrensförmåga. För en obrukad skog är luckodynamiken essentiell för förnyring av träd (Esseen 1997).

En hittills vanlig metod för att gynna biologisk mångfald i hårt brukade landskap där förekomsten av naturvärden annars är låg, är att låta en del av skogsinnehavet utvecklas fritt utan några skötselåtgärder. Flera studier påpekar dock vikten av att införa aktiva skötselåtgärder vars mål är att skapa substrat för arter i behov av till exempel död ved, heterogen struktur eller bränd mark och -ved. Hjältén et al. (2017) föreslår att denna övergång till mer aktiva skötselåtgärder istället för passiva åtgärder kan vara ett måste för att nå de uppsatta politiska målen för biodiversitet. Martikainen et al. (2006) undersökte effekten på skalbaggar, bland annat jordlöpare, efter kontrollerad bränning. En av slutsatserna var att utförande av kontrollerad bränning i skogsbruket kan vara en effektiv metod för bevarande av mångfalden av jordlöpare.

För en ökad eller bibehållen biodiversitet i svenska skogar är det alltså viktigt att utveckla effektiva skötselåtgärder för de områden där man vill återskapa förlorade levnadsmiljöer. Att vetenskapligt utvärdera hur olika skötselåtgärder påverkar olika organismsamhällen är en viktig del av processen. Insekter är en viktig komponent i skogliga ekosystem och många arter påverkas negativt av skogsbruk, vilket gör dem till en lämplig forskningsgrupp vid utvärdering av nya restaureringsmetoder.

Det finns nästan 400 arter av jordlöpare i Sverige. De varierar i förekomst från fridlysta till vanligt förekommande. Vanligtvis är de markdjur med bra löpförmåga och ibland tillbakabildade vingar. De har bland annat väckt intresse eftersom många av arterna är predatorer som teoretiskt skulle kunna hålla ned populationer av skadeinsekter (Sandhall & Lindroth 1998). Bland mångfalden av jordlöpare finns arter med habitatspreferens i allt från öppna marker till gammal skog, men även generalister ingår i familjen. Trakthyggesbruket har därmed negativa effekter på vissa arter, men inte andra. För öppenmarksarter kan kalhyggen utgöra en utmärkt levnadsmiljö. Luckhugning bevarar dock i högre grad än kalhyggesbruk jordlöparnas ursprungliga artsammansättning (Koivula 2002a). (Niemelä et al 2007) har i tre punkter sammanfattat skogsbrukets påverkan av jordlöpare: (1) Fragmentering

av skogslandskapet påverkar inte överlevnaden för majoriteten av arter bland jordlöpare, däremot påverkas arter beroende av gammal skog negativt. (2) Det finns få eller inga jordlöpare som är kantzonsspecialister, och kanter mellan skog och öppen mark verkar vara effektiva barriärer för arter som föredrar något av de två habitaterna. Generalistarter rör sig däremot mellan öppen mark och skog, och kan därför komma att kolonisera kantzoner. (3) Den radikala förändringen av livsmiljön som en kalhuggning innebär ändrar artsammansättningen av jordlöpare då arter kopplade till slutna skog försvinner och ersätts av arter kopplade till öppen mark. Habitatgeneralister överlever kalhuggning, åtminstone på kort sikt.

Målet med detta arbete är att undersöka hur marklevande skalbaggar av familjen jordlöpare reagerar på två olika typer av restaureringsmetoder (naturvårdsbränning och luckhuggning). Metoderna syftar till att efterlikna naturliga störningar som brand och stormfällningar. I detta arbete kommer vi att fokusera på hur artrikedom och abundans av jordlöpare påverkas av restaurering.

Frågeställningar:

- Hur påverkas abundans av jordlöpare av bränning och luckhuggning jämfört med kontrolltytor?
- Hur påverkas artrikedom av jordlöpare av respektive behandling?
- Påverkas artsammansättningen av behandlingarna?

Hypotes 1) är att båda åtgärderna kommer leda till en förändring i artrikedom och abundans jämfört med obehandlade kontrollbestånd. Hypotes 2) är att bränning kommer medföra en kraftigare störning än luckhuggning, och därmed resultera i en större förändring av artrikedom och abundans.

MATERIAL OCH METOD

Försöksdesign

Studien som ligger till grund för detta kandidatarbete har gjorts på marker i Västerbotten och Ångermanland tillhörande Holmen Skog. Experimentet innefattar 18 frivilliga avsättningar som avsatts för att uppfylla FSC:s Svenska skogsbruksstandard (FSC Sweden 2017). 18 av de 30 lokaler som initialt ingick i experimentet har tagits med i detta kandidatarbete. Detta eftersom väderförutsättningar hindrade den planerade bränningen från att utföras på fyra lokaler. Detta fick till följd att ytterligare 8 lokaler togs bort för att balansera och förenkla den statistiska analysen. De 18 inkluderade lokalerna varierade i storlek mellan 3,5 till 21 ha och utgjordes av: 6 brända, 6 luckhuggna och 6 kontrolltytor. För att inkluderas i experimentet krävdes att ytorna skulle vara lika i ålder, trädslagsblandning, markförhållanden och bonitet. De dominerande trädslagen var tall och gran med inslag av vårtbjörk, glasbjörk, asp och sälg. Avsättningarna gavs en av tre behandlingsmetoder; (1) naturvårdsbränning, (2) luckhuggning, (3) ingen åtgärd (kontrolltytor). De olika skötselmetoderna slumpades ut mellan avsättningarna. Dessa kan förkortas: bränning = b, luckhuggning = l och kontroll = k.

Ytorna som skulle brännas glesades ut med 5 till 30 procent av stamantalet våren 2011. Fem m³sk död ved lämnades kvar som bränsle för den planerade branden och som substrat för vedlevande arter. Syftet med utglesningen var både att skapa bättre förutsättningar för bränningen och för att täcka ekonomiska kostnader för experimentet. Beroende på väderförhållanden utfördes bränningarna mellan 10:e juni och 3:e augusti 2011.

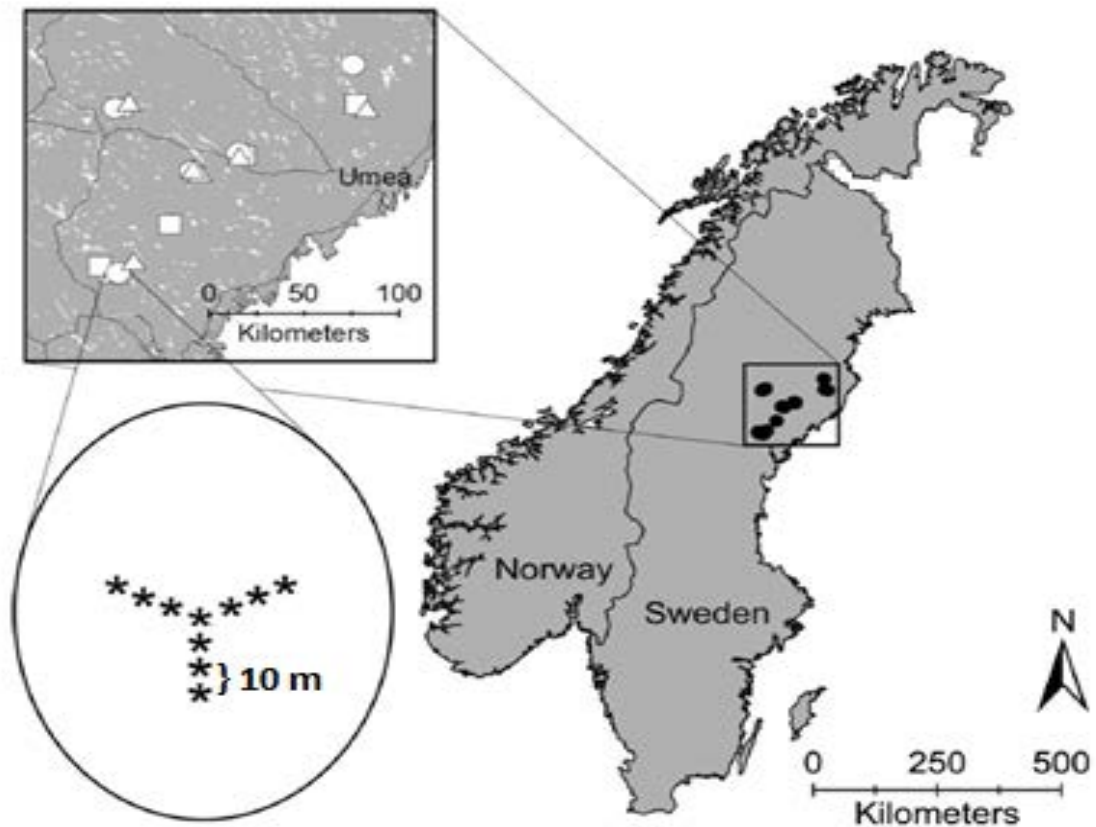
Luckhuggning genomfördes tidigt under våren 2011. Ingreppet skedde i form av selektiv borttagning av träd som skapade sex luckor per hektar, motsvarande 19 % av totala ytan. Varje lucka fick en radie på 10 meter. Luckorna centrerades kring ett till tre träd, i första hand kring ett större lövträd. Om inget lövträd fanns i luckan valdes tall. Alla träd inom luckan förutom de utvalda mittenträden blev i varannan lucka ringbarkade, huggna till högstubbar, kapade vid foten eller omkullvälta och lämnades på platsen. I de övriga luckorna kapades träden vid foten och transporterades bort från platsen, dels för att ta hänsyn till lagstiftningen för kvarlämnad död ved, och dels för att bidra till att täcka kostnaden för åtgärden.

Skalbaggar fångades in 2010 och 2012, alltså ett år före, respektive ett år efter behandling. För marklevande insekter användes fallfällor med en diameter på 65 mm som placerades ut i grupper om 10 per bestånd. Fällorna placerades med ett avstånd på 10 meter från varandra längs med tre raka linjer separerade i en vinkel på 120 grader. Mitten på formationen av fällor låg i mitten på beståndet (se Figur 1). Det slutgiltiga antalet medräknade lokaler resulterade i ett totalt antal av 180 fallfällor. (Hägglund et.al 2015).

Fällornas innehåll skickades sedan till en expert för artidentifiering och räkning. Alla skalbaggar oavsett familj identifierades till art och resultaten fördes in i ett Word dokument (Microsoft Corporation. 2016). Dessa anteckningar genomgick sedan en omstrukturering och

organisering för att kunna behandlas i statistiska program. Överföringen gjordes till Excel (Microsoft Corporation. 2016) och formaterades där till en tabell med rubrikerna ID, År För Behandling, Behandlingstyp, Län, Lokal, Fälla, Art, Familj, Funktionell Grupp, och Abundans. För vidare dataanalys importerades denna excelfil till statistikprogrammet R. För vidare beskrivning, se under rubriken ”Statistisk analys”.

För att avgränsa arbetet till att omfatta de 15 hp som ingår i en kandidatuppsats så kommer endast data med skalbaggar av familjen jordlöpare (*Carabidae*) att redovisas i denna rapport.



Figur 1. Geografisk position av skogsbestånden i studien, samt fällornas position i respektive bestånd. Vita fyrkanter = kontrollbestånd, cirklar = bränning och trianglar = luckhuggning. Fallfällorna representeras av (*) i figuren. 10 fällor på varje lokal.

(modifierad från Hägglund et.al 2015).

Fig 1. Location of forest stands included in the study, and schematic outlines of the study design. White squares = control areas, circles = burned areas and triangles = gap cut areas. Pitfall traps are represented by (*) in the figure. 10 pitfalls on each locale.

Statistisk analys

Statistikprogrammet R (R Core Team, 2016) användes för statistisk analys av datamaterial vi tagit del av.

För alla statistiska test användes signifikansnivå $\alpha = 0.05$ och konfidensintervall = 0.95.

Det tillgängliga datamaterialet bestod av tre oberoende grupper (bränning, luckhuggning och kontrolltytor). Shapiro-Wilk Normality test påvisade att data för abundans och artrikedom av jordlöpare ej var normalfördelat för de olika behandlingstyperna, vilket medförde att icke parametriska test användes för dataanalysen.

Kruskal-Wallis rank sum test användes för test av skillnader mellan behandlingarna. Den totala fångsten för alla tio fällor per lokal och år summerades ihop inför analysen. Test av skillnader beräknades genom att använda en numerisk respons (medianvärde i abundans eller artrikedom av jordlöpare per behandling) och kategorisera utifrån tre olika faktorer (behandling b, l eller k). Separata test gjordes på data från 2010 och 2012.

I de fall som Kruskal-Wallis test visade på signifikanta skillnader mellan behandlingstyperna genomfördes ett post hoc test, Mann-Whitney U test (M.L. Samuels, 2016) för att undersöka mellan vilka av behandlingarna det fanns skillnader. Testet utfördes tre gånger för att testa alla olika parvisa kombinationer av behandlingstyperna och för att kompensera multipla jämförelser justerades p-värdet enligt Bonferronis metod (Samuels 2016).

RESULTAT

Totalt under experimentet fångades 573 individer från 24 olika arter av familjen jordlöpare (Tabell 1). Inga av dessa är hotade enligt den Svenska Rödlistan (Artdatabanken SLU, 2015). Två baggar – *Sericoda quadripunctata* och *Cicindela sylvatica* är dokumenterat brandkopplade, och återfanns i denna studie enbart på de brända markerna (Tabell 2). Två arter dominerade fångsten, *Pterostichus oblongopunctatus* och *Calathus micropterus* med 216 respektive 229 fångade individer. Största antalet av *P. oblongopunctatus* fångades i brända bestånd där de var 15 gånger vanligare (Tabell 2).

Före behandling fångades totalt 213 jordlöpare. Av dessa fångades 66 i bestånd utvalda för bränning, 49 i bestånd för luckhuggning och 98 i kontrollbestånd. Efter behandling fångades totalt 361 jordlöpare. 180 fångades i brända bestånd, 49 i luckhuggna och 132 i kontrollbestånd (Tabell 1). Totalt 12 arter fångades innan behandling. Nio av dessa arter fångades i bestånd utvalda för bränning, fem i bestånd för luckhuggning och 12 i kontrollbestånd (Tabell 1). Efter behandling fångades totalt 19 arter varav 14 arter i brända bestånd, fyra arter i luckhuggna bestånd och nio arter i kontrollbestånd (Figur 2, Tabell 1). Åtta av de arter som fångades i brända bestånd förekom endast efter brand.

De statistiska analyserna påvisade ingen skillnad i abundans av jordlöpare mellan behandlingsgrupperna år 2010, d.v.s. *innan* behandling utförts; (Kruskal Wallis, $p = 0,284$)(Tabell 3). Detta visar att bestånden var likartade innan behandling utförts. En signifikant skillnad i abundans av jordlöpare påvisades dock mellan behandlingsytorna år 2012, d.v.s. *efter* behandling (Kruskal Wallis, $p = 0,027$)(Tabell 3).

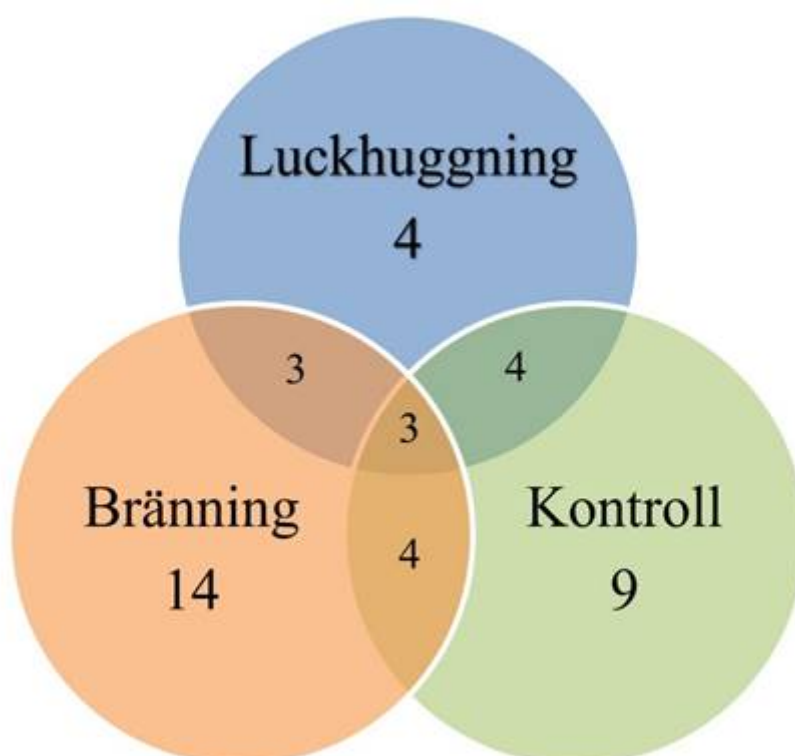
Ett post hoc test för parvis analys av eventuella skillnader mellan behandlingarna 2012, visade en signifikant skillnad i abundans av jordlöpare mellan bränning och luckhuggning (Mann-Whitney U test, $p = 0,029$). Ingen signifikant skillnad erhöles mellan kontrollobjekten och någon av behandlingarna. (Tabell 3)

Analyserna påvisade ingen skillnad i artrikedom av jordlöpare mellan behandlingstyperna något av åren ($p = 0,472$ och $p = 0,120$ för 2010 och 2012, respektive)(Tabell 3).

Tabell 1. Antal arter och abundans för varje behandling för respektive år, samt totalt för hela studien.

Table 1. Number of species and abundance for every treatment both years, and in total for the entire study.

| År | Behandling | Antal arter | Abundans |
|---------------|--------------|-------------|----------|
| 2010 | Bränning | 9 | 66 |
| | Luckhuggning | 5 | 49 |
| | Kontroll | 9 | 98 |
| | Summa | 12 | 213 |
| 2012 | Bränning | 14 | 179 |
| | Luckhuggning | 4 | 49 |
| | Kontroll | 9 | 132 |
| | Summa | 19 | 361 |
| Totalt | | 24 | 573 |



Figur 2. Antal arter funna år 2012, d.v.s. efter respektive behandling utförts. Siffror i överlappande delar visar antal arter funna på behandlingstyper vars cirklar överlappar.

Fig 2. Number of species found in 2012, i.e. after treatment has been done. Numbers in overlapping parts show how many species the overlapping treatments have in common.

Tabell 2. Artlista samt siffror för antal individer fångade på kontrollytorna före och efter respektive behandling. * efter artnamn indikerar att arten endast hittats på en yta innan behandling utförts, ** indikerar att arten endast hittats på en yta efter behandling utförts.

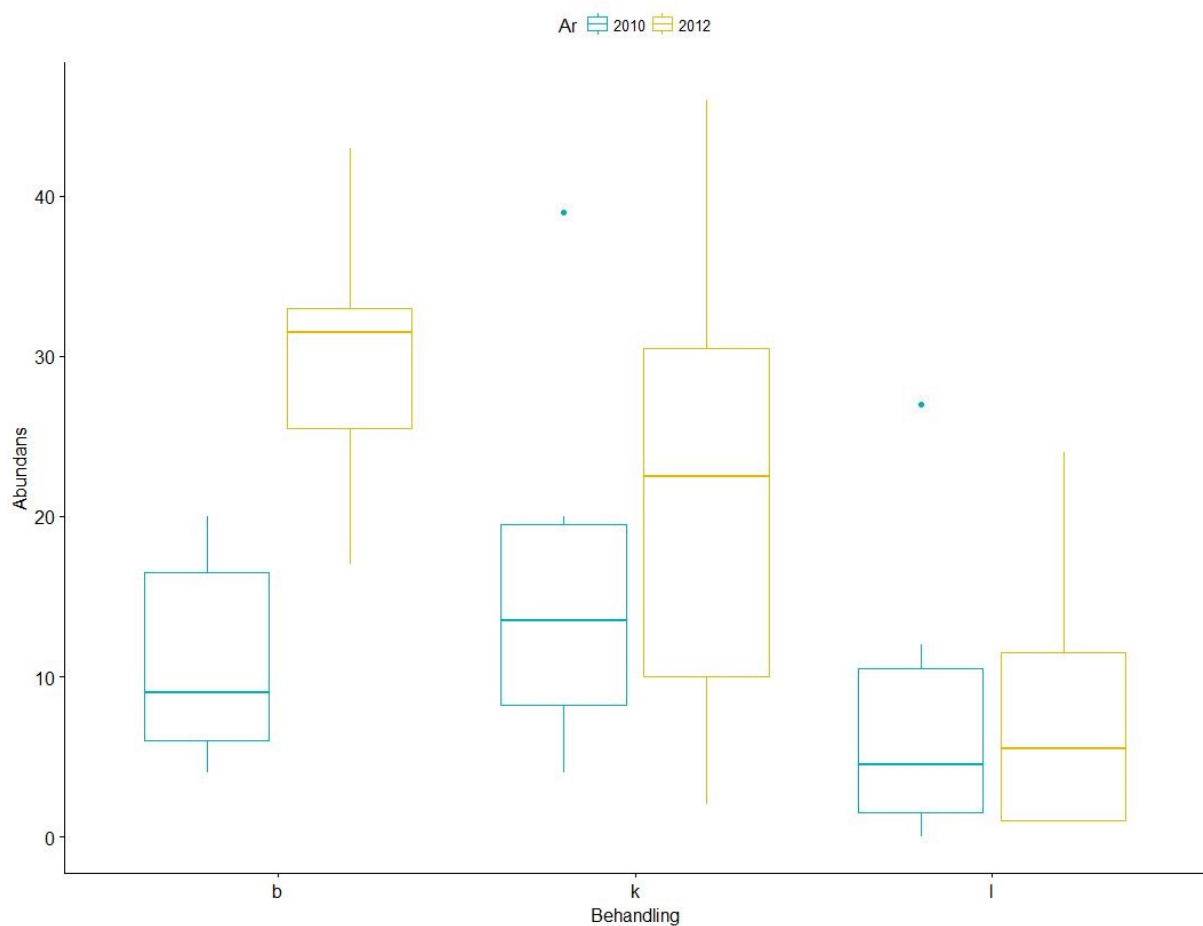
Table 2. Species list and number of individuals collected before and after every treatment, respectively. * following a species name indicates that the species was only found in a locale before treatment was done, ** indicates that the species was only found after treatment was done.

| Art | Bränning | | Luckhuggning | | Kontroll | |
|--------------------------------------|----------|-------|--------------|-------|----------|-------|
| | före | efter | före | efter | före | efter |
| <i>Agonum fuliginosum</i> | 5 | 2 | | | 6 | |
| <i>Agonum gracile</i> ** | | 1 | | | | |
| <i>Amara municipalis</i> ** | | 1 | | | | |
| <i>Bembidion lampros</i> ** | | 1 | | | | |
| <i>Calathus micropterus</i> | 38 | 20 | 29 | 17 | 68 | 57 |
| <i>Carabus clathratus</i> | 1 | | | | 3 | |
| <i>Carabus glabratus</i> | 8 | | 5 | | 8 | |
| <i>Carabus nemoralis</i> * | 1 | | | | | |
| <i>Carabus violaceus</i> | | 3 | | 9 | | 30 |
| <i>Cicindela sylvatica</i> ** | | 1 | | | | |
| <i>Cychrus caraboides</i> | 1 | | | 4 | 4 | 5 |
| <i>Harpalus latus</i> | | 4 | | | | 1 |
| <i>Leistus ferrugineus</i> ** | | | | | | 1 |
| <i>Loricera pilicornis</i> ** | | 1 | | | | |
| <i>Notiophilus biguttatus</i> | 1 | | 3 | | 4 | 1 |
| <i>Notiophilus germinyi</i> | 2 | 1 | 1 | | | |
| <i>Notiophilus reitteri</i> ** | | 1 | | | | |
| <i>Patrobus atrorufus</i> * | | | | | 1 | |
| <i>Pterostichus minor</i> ** | | | | | | 1 |
| <i>Pterostichus oblongopunctatus</i> | 9 | 139 | 11 | 19 | 3 | 35 |
| <i>Pterostichus strenuus</i> ** | | 1 | | | | |
| <i>Sericoda immaculatus</i> * | | | | | 1 | |
| <i>Sericoda quadripunctata</i> ** | | 4 | | | | |
| <i>Synuchus vivalis</i> ** | | | | | | 1 |
| Totalt | 66 | 179 | 49 | 49 | 98 | 132 |

Tabell 3. Df och p-värde från Kruskal-Wallis rank sum test för abundans och artrikedom mellan bestånd olika år. Post hoc parvis Mann-Whitney U test mellan behandlingar.

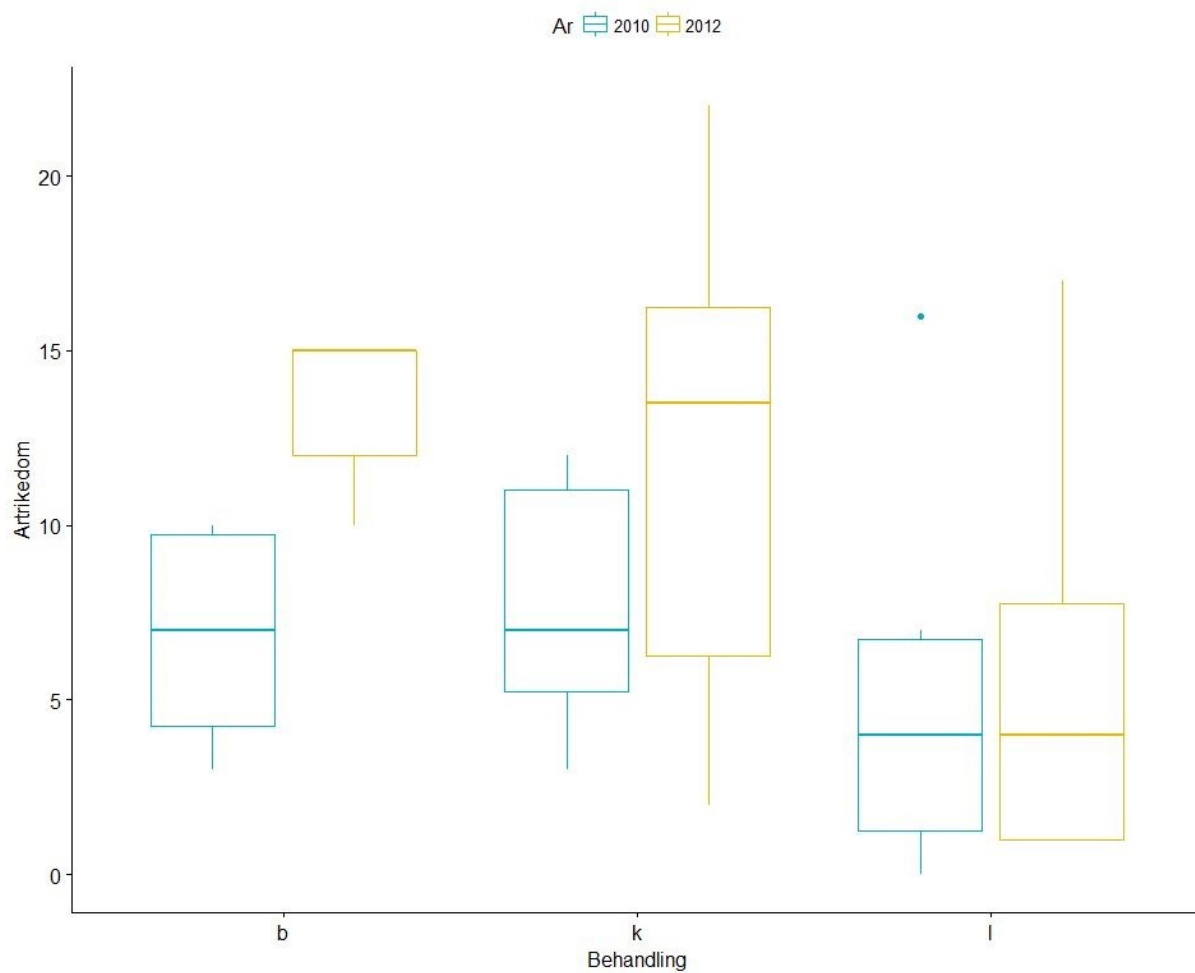
Table 3. Df and p-value generated from Kruskal-Wallis test of abundance and species richness between stands different years. Post hoc pairwise Mann-Whitney U test between treatments.

| År | Kruskal-Wallis | | | p-värde |
|------|----------------|----------|----------|---------|
| | df | Abundans | Post hoc | |
| 2010 | 2 | 0,2844 | | 0,4719 |
| 2012 | 2 | 0,02694 | b > l | 0,1198 |



Figur 3. Abundans av skalbaggar från familjen jordlöpare per behandling. Blå box = data från 2010, gul box = data från 2012, b = brända ytor, k = kontrolltytor, l = luckhuggna ytor.

Fig 3. Abundance of beetles from Ground beetle family per treatment. Blue box = data from 2010, yellow box = data from 2012, b = burned areas, k = control areas, l = gap cutting.



Figur 4. Artrikedom av skalbaggar från familjen jordlöpare per behandling. Blå box = data från 2010, gul box = data från 2012, b = brända ytor, k = kontrollytor, l = luckhuggna ytor.

Fig 4. Species richness of beetles from Ground beetle family per treatment. Blue box = data from 2010, yellow box = data from 2012, b = burned areas, k = control areas, l = gap cutting.

DISKUSSION

Våra resultat visar att bränning som restaureringsåtgärd påverkar jordlöparens abundans men att artrikedom är oförändrad. Luckhuggning visade ingen effekt på artrikedom eller abundans. Detta tillsammans med post hoc analys (Tabell 3) visar att naturvårdsbränning har större effekt än luckhuggning. Martikainen, Kouki & Heikkala (2006) kom fram till liknande men tydligare resultat för abundans. Till skillnad från detta kandidatarbete visade resultatet även signifikant skillnad i artrikedom mellan obrända och brända bestånd. En sydkoreansk studie (Kwon et.al 2013) hittade däremot ingen skillnad i abundans mellan obrända och olika hårt brända bestånd.

Även om den statistiska analysen inte stödjer en skillnad i *artrikedom* efter behandling är det viktigt att poängtera att artrikedom endast tar hänsyn till *antalet* arter och inte *vilka* arter som fångats. Detta innebär att en behandling teoretiskt sett skulle kunna ge upphov till en helt annan artuppsättning än övriga behandlingstyper, utan att artrikedomen förändras. Bränning var den behandling som resulterade i flest (8 stycken) arter unika för en behandling. Av de arterna är alla listade som livskraftiga (LC) enligt Svenska Rödlistan (ArtDatabanken SLU. 2015), och två dokumenterade som brandkopplade (*Cicindella sylvatica* och *Sericoda quadripunctata*). Detta visar tydligt att artsammansättningen påverkas av brand, även för arter som ej är brandgynnade och talar ytterligare för bränningens effektivitet som restaureringsmetod. Att artsammansättningen förändras efter brand stöds även av Martikainen, Kouki & Heikkala (2006) som fick ett liknande resultat i Finland.

Att endast två brandkopplade jordlöpare fångades kan eventuellt bero på att bestånden som brändes var för små. Större brända bestånd eller fler utspridda bränder kanske är nödvändigt. En annan eventuell faktor är att bristen på bränder det senaste seklet orsakat att brandkopplade arter är sällsynta och förekommer i glest utspridda populationer vilket försvårar deras förmåga att kolonisera nyligen brända habitat (Gongalsky, Midtgaard & Overgaard 2006).

Om en annan typ av statistisk analys, som att jämföra förändringen mellan åren för de olika behandlingstyperna, använts skulle det eventuellt varit möjligt att hitta signifikanta behandlingseffekter både i abundans och artrikedom.

För analyserna var det svårt att hitta signifikanta skillnader mellan behandlingsmetoderna på grund av den stora variationen i kontrollbestånden året efter behandling. Detta syns tydligt för abundans (Figur 3) och artrikedom (Figur 4). De bakomliggande orsakerna till denna variation kan vara flera, men insamlat data är begränsat och därmed är lokala klimatförhållanden, och andra faktorer ej medräknade. Eftersom det endast är de avsatta bestånden vars behandling sköts enligt kontrollerade former och inte omkringliggande skog eller mark kan detta leda till att förutsättningarna för jordlöpare påverkats av omgivningen utan att det framgår i insamlat data. Till exempel skulle ett nyuppkommet intilliggande hygge

eller stormfällning kunna påverka fångsten och göra att den avviker från de kontrolltytor som t.ex. ligger mitt i en stor sluten skog.

Att ingen behandlingseffekt uppmättes efter luckhuggning kan bero på placeringen av fallfällorna i förhållande till de upphuggna luckorna. Eftersom fällornas placering i ett strikt mönster utgick från mitten av beståndet och inte utifrån luckornas positionering, behöver inte den närliggande miljön kring fällan ha ändrats vid behandling. Om några fällor per bestånd istället placerats i luckor hade kanske en förändring i abundans eller artrikedom observerats.

Luckhuggning är en typ av småskalig fragmentering av landskapet, och denna studies insignifikanta respons efter behandling kan bero på att luckhuggningen inte var tillräckligt storskalig för att påverka jordlöpare. En tidigare studie som gjorts av jordlöparens respons på småskalig fragmentering (Abildsnes & Tømmerås 2000) visade att tre av studiens sju vanligaste arter påverkades negativt av åtgärden, men att förändringen inte var särskilt dramatisk. Dessutom var kopplingen mellan lägre abundans och fragmentering svår att peka ut. Där argumenterades för att resultaten kunde bli lättare att tolka om mer forskning gjordes på jordlöparens krav på habitatarea. I (Abildsnes & Tømmerås 2000) var öppningarna i skogen minst 50 x 50 meter vilket är betydligt större än luckorna i dataunderlaget för detta kandidatarbete. Större luckor kan därmed vara ett eventuellt krav för att ge en effekt på abundansen och artrikedomen av jordlöpare.

Svagheter och felkällor

En svaghet i denna studie är att den baseras på data insamlad vid två tillfällen, innan samt ett år efter respektive behandling. Uppföljning med fler inventeringar på samma skogsbestånd längre fram i tiden hade kunnat ge ytterligare information om vad substraten som skapas vid skötselåtgärderna kan bidra med till beståndens utveckling på längre sikt. Tidsaspekten är intressant för att kunna säga något om metodernas hållbarhet.

Upprepad insamling av data hade även bidragit med en minskad risk för eventuella felkällor orsakade av tillfälliga faktorer från angränsande områden. Eftersom endast en insamling gjordes före och efter behandling är det svårt att säga hur mycket av abundansen och artrikedomen som styrs av utomstående faktorer just dessa år som påverkar populationerna av jordlöpare i allmänhet. Faktorer som torka, temperatur, förekomst av föda och förekomst av predatorer för att nämna ett fåtal.

En annan ”svaghet” med studien är faktumet att inte alla bestånd utlottade för bränning initialt kunde brännas som planerat. Detta fick till följd att även kontroll- och luckhuggningsbestånden i samma block uteslöts ur studien vilket ledde till att det dataunderlag som ligger till grund för studien minskade.

Det finns en risk till felkälla i rådata som är att artbestämningen av de infångade skalbaggarerna kan innehålla misstag. En kraftig ökning av generalistarten *Pterostichus oblongopunctatus* har noterats efter bränning (Tabell 2), men efter att ha rådfrågat en

utomstående entomolog presenterade den möjligheten att *Pterostichus oblongopunctatus* kan ha förväxlats med den mycket närstående *Pterostichus adstrictus* som är en brandkopplad art. (Martikainen, Kouki & Heikkala 2006) bidrar med ytterligare stöd för detta eftersom *Pterostichus adstrictus* utgjorde 75,6% av totala fångsten på brända ytor i jämförelse med övriga skördade ytor där fångsten var 17,9%.

Slutsats

På grund av människans stora påverkan på planetens ekosystem finns det goda grunder till att utveckla mer ansvarsfulla och hållbara naturbruksmetoder för bibehållen mångfald.

Vår studie visar på att naturvårdsbränning har en positiv effekt på jordlöparens abundans samt förändrar artsammansättningen i bestånden. Luckhuggning visade inte samma positiva trend och ingen effekt kunde ses. Eftersom de två restaureringsmetoderna syftar till att imitera olika störningar så bidrar de till att artsammansättning ändras på olika sätt. Ett bränt bestånd kommer erbjuda habitat för brandgynnade arter, vilket till stor del saknas i övriga skogslandskapet. Om en skogsägare vill gynna mångfald av jordlöpare är därmed naturvårdsbränning enligt resultaten en användbar metod. Detta framhävs ytterligare av faktumet att kostnaden för behandlingarna i denna studie helt kunde täckas av virket som togs ut i samband med skötselåtgärderna. Detta tillsammans med resultaten talar för att mindre avsättningar med aktiva restaureringsåtgärder kan vara en lämplig metod inom skogsbruket för att nå de uppsatta målen inom biodiversitet samtidigt som skogsägare undviker stora ekonomiska kostnader.

REFERENSER

Abildsnes, J. & Tømmerås, B.Å., (2000). *Impacts of experimental habitat fragmentation on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in a boreal spruce forest*. *Annales Zoologici Fennici*, 37(3), pp.201–212.

ArtDatabanken. (2015) *Rödlistade arter i Sverige 2015*. Uppsala: ArtDatabanken SLU.

Butchart, H.M., et al. (2010). *Global biodiversity: indicators of recent declines*. *Science* (New York, N.Y.), 328(5982), pp.1164–8.

Esseen, P., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. (1997). *Boreal Forests*. *Ecological Bulletins*, (46), 16-47.

Fries, C., Johansson, O., Pettersson, B., Simonsson, P. (1997). *Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests*. *Forest Ecology and Management*, 94(1), pp.89–103.

FSC Sweden (2017) *Svensk skogsbruksstandard FSC*. Hämtad från <https://se.fsc.org/se-se/standarder/svensk-skogsbruksstandard> Hämtad [2018-03-12]

Gongalsky, K. B., Midtgaard, F. J., & Overgaard, H. (2006). *Effects of prescribed forest burning on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae): A case study in south-eastern Norway*. *Entomologica Fennica*, 17(3), 325-333.

Granström, A. (2001). *Fire Management for Biodiversity in the European Boreal Forest*. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16, pp.62–69.

Groom, M.J., Meffe, G.K & Carrol C. R. (2006) *Principles of Conservation Biology*. 3. uppl. Sunderland: Sinauer Associates, Inc.

Hagegård, E. (2006). *Trakthyggesfria skogsbrukssätt : kunskap, förutsättningar och attityder*. Sveriges lantbruksuniversitet. MSc Forestry (Examensarbeten / SLU, Institutionen för skogens produkter och marknader).

Hjältén, J., Hägglund, R., Löfroth, T., Roberge, J-M., Dynesius, M. & Olsson, J. (2017). *Forest restoration by burning and gap cutting of voluntary set-asides yield distinct immediate effects on saproxylic beetles*. *Biodiversity and Conservation*, 26(7), pp.1623–1640.

Hägglund, R., Hekkala, A.-M., Hjältén, J. & Tolvanen, A. (2015). *Positive effects of ecological restoration on rare and threatened flat bugs (Heteroptera: Aradidae)*. *Journal of Insect Conservation*, 19(6), pp.1089–1099.

Institutionen för skoglig resurshushållning. (2017). *Skogsdata 2017*. Umeå. Sveriges Lantbruksuniversitet. Hämtat från https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/rt/dokument/skogsdata/skogsdata_2017.pdf Hämtad [2018-03-12]

Koivula, M., (2002). *Alternative harvesting methods and boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae)*. *Forest Ecology and Management*, 167(1), pp.103–121.

Kwon, T.-S., Young, K.P., Lim., J.-H., Ryou, S.H. & Lee, C.M. (2013). *Change of arthropod abundance in burned forests: Different patterns according to functional guilds*. *Journal of Asia-Pacific Entomology*, 16(3), pp.321-328.

Martikainen, P., Kouki, J. & Heikkala, O., (2006). *The effects of green tree retention and subsequent prescribed burning on ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal pine-dominated forests*. *Ecography*, 29(5), pp.659–670.

Miljödepartementet (2012). *Preciseringar av miljö kvalitetsmålen och etappmål i miljömålssystemet*. Stockholm: Naturvårdsverket. (Bilaga till regeringsbeslut 1:4 2012-04-26). Hämtad från https://www.miljomal.se/Global/24_las_mer/rapporter/regering/beslut/regeringens-beslut-M2012-1171.pdf. Hämtad [2018-03-12]

Niemelä, J., Koivula, M. & Kotze, D., (2007). *The effects of forestry on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal forests*. *Journal of Insect Conservation*, 11(1), pp.5–18.

Regeringskansliet (2016). *Att förändra vår värld: Agenda 2030 för hållbar utveckling*. Stockholm: Regeringskansliet. (Bilaga 3 till regeringsbeslut 2016-04-07). Hämtad från https://www.miljomal.se/Global/24_las_mer/rapporter/eu_internationellt/svensk-oversattning-av-agenda-2030-for-hallbar-utveckling.pdf. Hämtad [2018-03-12]

Samuels, M.L., Witmer, J.A. & Schaffner, A.A., (2016) *Statistics for the Life Sciences*. 5 uppl. Essex: Pearson Education Limited.

Sandhall, Å. & Lindroth C.H. (1998). *Skalbaggar*. 2. uppl. Stockholm: Stenströms Bokförlag/Interpublishing.

Zackrisson, O.(1977). *Influence of Forest Fires on the North Swedish Boreal Forest*. *Oikos*, 29(1), pp.22–32.

Programvara

Microsoft Corporation. (2016). *Microsoft Excel* (Version 16.0.4266.1001) [programvara]. Tillgänglig: <https://www.microsoft.com/en-us/download/office.aspx>

Microsoft Corporation. (2016). *Microsoft Word* (Version 16.0.4266.1001) [programvara]. Tillgänglig: <https://www.microsoft.com/en-us/download/office.aspx>

R Core Team (2016). *R: A language and environment for statistical computing*. (Version 3.3.0) [programvara]. Tillgänglig: <https://www.R-project.org/>.