



Död ved i Nordöstra Finlands tallskogar – restaurering ur ett Fennoskandiskt perspektiv

*Dead wood in North east Finland's pine forests- restoration
from a Fennoscandic perspective*



Foto: Anne-Marit Hekkala

Linda Zetterkvist & Irene Hjort



Kandidatarbeten i Skogsvetenskap

Fakulteten för skogsvetenskap,
Sveriges lantbruksuniversitet

Enhet/Unit	Institutionen för skogens ekologi och skötsel Department of Forest Ecology and Management
Författare/Author	Irene Hjort & Linda Zetterkvist
Titel, Sv	Död ved i nordöstra Finlands tallskogar- restaurering ur ett Fennoskandiskt perspektiv
Titel, Eng	<i>Dead wood in North east Finlands pine forests- restoration from a Fennoscandic perspective</i>
Nyckelord/ Keywords	<i>Diversitet/ diversity, skogsbränning /forest burning, pyrofil/pyrofil, saproxyl/ saproxyl, boreal skog/ boreal forest</i>
Handledare/Supervisor	<i>Anne-Marit Hekkala, institutionen för vilt, fisk och miljö / department of fish and wildlife</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	EX0813
Program	Jägmästarprogrammet
Omfattning på arbetet/	15 hp
Nivå och fördjupning på arbetet	G2E
Utgivningsort	Umeå
Serie	Kandidatarbeten i Skogsvetenskap
Utgivningsår	2018

FÖRORD

Arbetet kom till genom inspiration från en föreläsning om skogsrestaurering i en ekologikurs vi båda tog innan denna kurs började då det är ett ämne som ligger oss båda varmt och hjärtat.

Därför vill vi tillägna ett stort tack till vår handledare Anne-Marit Hekkala från institutionen vilt, fisk och miljö, SLU (Umeå), som ville ställa upp och hjälpa oss att genomföra detta arbete med så kort varsel. Hennes bidrag med data av hög kvalité och djupa kunskap i ämnet har gett oss både inspiration och hjälp i att kunna fördjupa oss i ämnet som vi ville göra detta arbete om.

SAMMANFATTNING

Död ved är en stor bristvara i dagens industriellt skötta skogar. Detta ger stora konsekvenser på många vedlevande organismer som behöver död ved för att kunna leva och föröka sig, något som gör att många av dessa organismer idag är rödlistade. Skogsbränder är något som idag också är allt ovanligare och sker enbart i liten skala under kontrollerade förhållanden. Branden är ett viktigt och naturligt inslag i boreala skogar som gör att många brandgynnade organismer också är rödlistade.

En finsk studie har gjort uppföljningar på en långtidsstudie där man har utfört fyra olika restaureringsmetoder i syfte att bland annat öka mängden död ved i Pahamailmas tallskog. Två av dessa restaureringsmetoder innefattade bränning i syfte att skapa högre diversitet hos den döda veden samt gynna brandgynnade organismer, ytterligare två restaureringsmetoder där stormfällning simulerades utfördes. Dessa fyra metoder jämfördes mot obehandlade kontrolltytor.

I den här studien undersökte vi vilken restaureringsmetod i den finska studien som gav högsta diversitet av död ved då vi tror att en hög diversitet gynnar fler organismer enligt bland annat öbiogeografisk teori. Resultaten visade på att de två metoder med bränning gav högst diversitet hos den döda veden men också mängd, både vad gäller antal klasser och antal död ved. Kontrollen hade lägst antal klasser men låg ändå högst vad gäller diversitetsindex. Resultatet i studien bekräftade slutligen vår hypotes om att bränning ger högre diversitet vid skoglig restaurering.

Nyckelord: Diversitet, skogsbränning, pyrofil, saproxyl, boreal skog

SUMMARY

There is a big deficiency of dead wood in today's industrially managed forests. This has major consequences for many wood living organisms who depend on dead wood to live and multiply, something that results in a lot of these organisms being red listed today. Forest fires are today more uncommon and only appear in small scale under controlled circumstances. Fire is an important and natural element in a boreal forest and many organisms that are favoured by fire are also red listed.

A Finnish study that followed up a long-term survey where four different restoration methods were executed with the purpose of increasing dead wood amounts in the pine forest of Pahamaailma. Two of these restoration methods comprised forest burning with the purpose of both creating a higher diversity of dead wood and benefiting organisms that depend on it, two more restoration methods with storm simulation was created. These four methods were compared with untreated control areas.

In our study we examined which method of restoration in the Finnish follow-up study that gives the highest diversity of dead wood. We believe that high diversity favours more organisms according to island biogeographic theory. The results showed that the two methods with burning gave highest diversity of dead wood but also the highest number of classes and count of dead wood. The control had the lowest number of classes of dead wood but had the highest diversity index. Finally, the results from the study confirmed our hypothesis that burning gives a higher diversity when restoring boreal forests.

Keywords: Diversity, forest burning, pyrofyl, saproxyl, boreal forest

INLEDNING

Skogen idag

Dagens skogsindustri omsätter idag stora mängder träråvara och i Sverige avverkas årligen 196 000 ha produktiv skogsmark och 333 000 ha gallras (Institutionen för skoglig resurshushållning, 2017). För Finland uppskattas uttaget under 2017 till 61,3 miljoner m³ virke (Finska Naturresursinstitutet). Mängden död ved är markant lägre i skogar som bedrivs enligt traditionellt trakthyggesbruk med kalhuggning (Fridman & Walheim 2000) och gallring (Jönsson & Jonsson 2007). Detta eftersom det skapar homogena skogar i liknande ålder och trädslag där död ved och träd som fallit omkull plockas bort. Ytterligare förlust av den döda veden sker genom uttag av GROT (grenar, rötter och toppar), något som reducerar mängden död ved betydligt (Ranius et al., 2014). Arter som är beroende av död ved (saproxyler) är viktiga komponenter i den framtida mångfalden, detta i form av de ekosystemtjänster de erbjuder men de skulle också kunna erbjuda andra värden inom kost, medicin och industri som inte är kända idag. Som förutsättning för denna mångfald av vedlevande arter är hög diversitet hos den döda veden en avgörande faktor (Jonsson, Siitonen & Stokland 2012).

Tillförseln av död ved till svenska skogar påverkas idag av miljömärkningar och skogsvårdslagen. FSC som idag är den ledande miljömärkningen för större skogsägare i Sverige ställer krav på naturvården och lämnandet av döda träd. I deras regelverk finns bland annat krav på bränning av minst 5 % av den areal som skall föryngras under en period om 5 år. Detta gäller om markägaren har ett innehav på mer än 5000 ha. Detta krav uppfylls inte idag. De ställer även krav på lämnande av död ved, alternativt skapande av död ved vid avverkning (Dahl 2001). Mängden färsk död ved som får lämnas begränsas av svenska skogsvårdslagen 29§ till 5 m³ per hektar och år, samtidigt ger 30§ utförliga instruktioner på vilken typ av död ved som är lämplig att lämna för att gynna den biologiska mångfalden (SFS 1979:429).

Homogena skogar

Skogsbruket som bedrivs idag skapar homogena skogar i fråga om såväl trädslagssammansättning, åldersfördelning och kronslutenhet. Detta kan mycket väl vara negativt i fråga om den diversitet som sedan uppkommer hos den döda veden (Jonsson & Siitonen 2012a). I ett skött bestånd av barrträd har det observerats att även om det finns död ved så är även denna i hög grad homogen ifråga om nedbrytningsgrad och dimensioner (Gossner et al., 2013). En skog som brukats länge har också kvar en lägre diversitet hos den döda veden än skog som brukats en kortare tid (Jönsson och Jonsson 2007). Seibold et al., (2016) noterade i en studie att kronslutenheten inverkar på artsammansättningen kring död ved, detta till följd av skillnader som uppstod i mikroklimatet vilket även styrks av Gossner et al., (2016). Sådana luckor i kronslutenheten har lägre förekomst i homogena skogar.

Artrikedom

Mängden död ved är en påverkande faktor på artdiversiteten både vad gäller djur-, växt- och insektssamhällen (Jonsson & Siitonen 2012a). Siitonen (2001) uppskattar att åtminstone 20–25% av de arter som återfinns i finska skogar är beroende av död ved. En studie gjord i Tyskland visade att då död ved i olika nedbrytningsklasser fanns att tillgå så var det de arter av skalbaggar som gynnades av död ved de som var uppmätta i högst antal vid fällfångst. Död ved i olika nedbrytningsklasser gynnar diversiteten bland de vedlevande insekterna. En tysk studie kunde påvisa en ökad närvaro av vedlevande skalbaggar vid ökad variation av död ved, dessa arter är i sin tur viktiga för en del ekosystemtjänster, exempelvis nedbrytning (Gossner et al., 2013). Men utöver mängden så påverkar också den döda vedens kvalitet biodiversiteten (Gossner et al., 2016), bland annat genom grovleken på den döda veden (Svensson et al., 2016). Utöver vedens kvalitet så påverkas biodiversiteten också av habitatets heterogenitet. Detta enligt Habitat Heterogeneity Hypothesis som menar på att ökad heterogenitet ökar artrikedomen (Tews et al. 2004). Storleken av den restaurerade ytan påverkar diversiteten av arter liksom avståndet till potentiella spridningskällor av arter (MacArthur & Wilson 1967) enligt öbiogeografisk teori. Kvalité och grovlek hos den döda veden påverkar flera trofiska nivåer och är huvudsakligen positiv (Seibold et al., 2016; Gossner et al., 2013). Vid bildandet av död ved genom brand kan arter som bland annat lavar missgynnas (Hekkala, Tarvainen & Tolvanen 2014). Vid uttag av GROT har det observerats en starkt negativ påverkan på mängden svampar och skalbaggar (Ranius et al., 2014)

Brandens inverkan

Inte nog med att man idag är väldigt bra på att städa bort död ved, man är i dagens skogsbruk också bra på att bekämpa bränder, som också är ett viktigt inslag den naturliga boreala skogen. I Finland har den genomsnittliga brända landarealen minskat från ca 70 000 ha under 1800-talet (Vanha-Majamaa & Reinikainen 2000) till ca 500 ha mellan år 1980–2010 (Finnish Forest Research Institute 2013). I Fennoscandia bränns årligen mindre än 0.01% av skogsarealen (Granström 2001). Detta genom att vi idag är betydligt bättre på att bekämpa bränder, men även dagens kommersiella sätt att bruka skog på bidrar till en stor minskning av naturligt förekommande bränder. För några hundra år sedan var brand orsakad av människan betydligt vanligare, men orsakade ofta inga större bränder utan de uppstod i mindre skala och fläckvis. Naturligt förekommande bränder orsakade av t ex blixtnedslag är ovanliga och det kan variera stort mellan brandintervallerna orsakade av dessa (Granström., 2001). Det gör att det är svårt att bedöma brandhistoriken på många platser som under de senaste hundra åren har påverkats av människan både genom skötsel och bränning. Bränder i boreala skogar har en viktig roll i att skapa variation i landskapet genom att orsaka både liggande, stående och döda eller skadade träd. Detta påverkar i sin tur också markegenskaper för många växter och djur.

Många växter och djur (framförallt insekter) är beroende av förekomst av brand i landskapet för sin överlevnad och spridning. Dessa brandgynnade organismer har dock utvecklats för att anpassa sig till att det oftast är långt mellan gångerna brand uppstår eller att det kan vara stora avstånd mellan brända områden (Granström 2001). Trots denna anpassning är dessa organismer ovanliga i dagens industriellt skötta skogar eftersom inte alla är lika bra på att vänta ut nästa brandtillfälle, eller att röra sig mellan brända områden. Brända områden skapar inte bara miljöer för pyrofila organismer (brandgynnade organismer (Wikars 1997)) utan gynnar även många andra växter och djur som t ex är beroende av döda eller döende träd för reproduktion och överlevnad. En del av de pyrofila organismerna kan förekomma på andra substrat än brända, men är då ovanligare än efter brand och förekommer bara i stora antal efter bränder skriver Stokland & Siitonen 2012. De lyfter också fram att artrikedomen efter brand kan behöva tid på sig för att maximeras. Detta då den först naturligt sjunker och det sedan tar tid för arter att återetablera sig. Vergani et al., (2017) analyserade hur nedbrytningen av rötter påverkades efter brand och kunde se att rötter från brända områden hade högre variation i nedbrytningen. Bränder som är måttligt intensiva, det vill säga de som dödar en del träd omedelbart, kan bidra till att fler träd dör över en längre period. Anledningen till detta är att branden sänker trädets försvarsförmåga och skapar möjlighet för svampar och insekter att angripa trädet, något som i sin tur kan döda trädet (Jonsson & Siitonen 2012b).

Berikning av död ved

För att förhindra förlusten av död ved kan uttaget av GROT och stubbrytning begränsas enligt Ranius et al., (2014). Görs det i kombination av skapade och kvarlämnade av högstubbar så visar deras studie att död ved i form av högstubbar kan ge en positiv effekt på diversiteten. Detta delvis då högstubbar hade högre diversitet av arter per volymenhet än såväl GROT som lågstubbar. En svensk studie från 2016 undersökte mängden död ved i de svenska skogarna. Resultatet visade på att naturliga event, som stormar, bränder och insektsangrepp hade större inverkan på de uppmätta volymerna av död ved än de skötselmetoder som använts i syfte att öka mängden död ved. Skötselmetoderna kunde till exempel handla om att lämna död ved vid avverkning (Jonsson et al., 2016; Svensson et al., 2016) eller bränning. Siitonen (2001) lyfter fram bränning som en möjlig metod att öka mängden död ved i delvis avverkade bestånd. I en studie av Jonsson et al. 2006 gjord i Sverige undersöktes vilka metoder som var mest kostnadseffektiva för att skapa substrat i form av bland annat död ved för rödlistade trädlevande organismer i granskogar. Det visade sig att det skilde sig åt mellan norra och södra Sverige. Studien påvisade att avsätta skog i naturvårdande syfte var mer kostnadseffektivt i norra Sverige medan i mellersta och södra Sverige så var åtgärder för att bevara biodiversiteten inom produktionsbestånd mer effektivt. Något som observerades i alla delar av landet var att lämnande av vindfällan kunde vara kostnadseffektivt. Vid lämnande av vindfällan måste dock hänsyn till insektsangrepp tas genom de negativa följderna som kan ges på omkringliggande levande skog.

Kvalitén hos den skapade döda veden påverkas också av den tid som gått sedan skapandet, detta då nedbrytningsgraden är något som är svårt att påverka. Däremot kan dimension och

trädslag lättare påverkas av den döda veden (Pasanen, Junninen & Kouki 2014). En finsk studie visade att nedbrytningshastigheten hos stockar påverkades av var de fanns i landet då det i vissa regioner snabbare kunde skapas ved som var mer nedbruten. Detta i kombination av en effekt från om de låg öppet eller under krontak (Pearson, Laiho & Penttilä 2017). Vidare rekommenderar Gossner et al., (2013) att även stående död ved bör främjas då det i sin tur gynnar många arter. Fridman och Walheim (2000) rekommenderar att diversiteten av död ved skall gynnas genom att lämna såväl döda som levande grova träd vid skogsskötsel. De skriver också att en ökad försiktighet vid uttag ur skogen skulle kunna förhindra att grov död ved förstörs.

Död ved är en del av skogen som är lätt att restaurera, även om tid är en viktig del av processen (Pasanen, Junninen & Kouki 2014). Jonsson & Siitonen (2012a) lyfter fram metoder för skapande av död ved som sprängning, inokulering med svampar och kapning av toppar vilka idag används i viss utsträckning.

Den kemiska sammansättningen

Då ett träd dör påverkar dödsprocessen den döda vedens egenskaper. Dör trädet snabbt ger det en viss effekt på vedens kemiska sammansättning, medan en långsam dödsprocess ger en annan. Detta påverkar i sin tur nedbrytningen och vilka organismer som kan komma att leva på veden (Stokland & Siitonen 2012). Vedens egenskaper påverkas också starkt av händelser under trädets liv, liksom av spatiala förhållanden (Jonsson & Stokland 2012). Vid skapandet av död ved i en finsk studie har det observerats att tickor som på fanns på finska rödlistan under nära hotade arter inte uppkom på dessa substrat, utan förekom på närliggande naturlig död ved även om mängden tickor totalt sett ökade på restaurerade ytor. Studien visade också på att skapad död ved hade en lägre variation hos den döda veden än den naturliga döda veden (Pasanen, Junninen & Kouki 2014).

Syfte

Målet med detta arbete är att analysera delar av nyligen uppmätt data från en finsk studie där de har undersökt olika tillvägagångssätt att skapa död ved i Fennoskandia. Genom att göra beräkningar av diversiteten (antalet varianter) av död ved som fanns vid experimentets början (2005) och av den döda ved som fanns år 2017 vill vi undersöka vilket tillvägagångssätt vid restaurering av boreal skog som leder till högst diversitet av död ved.

Vår hypotes är att bränning av skog kommer leda till högst diversitet av död ved, om bränningen inte är för hård. Detta eftersom brand påverkar träden olika hårt och dödstillfället för olika träd uppkommer inte alltid i direkt samband med branden utan kan vara en följd effekt av skador orsakade av branden. Den utdragna perioden för uppkomst av död ved leder i sin tur till att nedbrytningsprocessen av veden kommer ske i flera olika faser under

samma tid. Bränns skogen för hårt kommer betydligt fler träd att dö omedelbart och förbränningen av dessa blir högre vilket lämnar mindre ved kvar till nedbrytning. Dessutom kommer bränningen i kombination med skapandet av död ved ge en variation i krontaket, något som kan vara med och påverka nedbrytningshastigheten. Vi tror också att skapandet av större volymer död ved genom fällning kommer ge större diversitet av död ved då variationen av den ved som den döda veden skapas av sannolikt är större vid större volymer.

Resultaten från detta arbete skulle kunna användas för att bättre förstå lämpliga tillvägagångssätt för att påskynda skapandet av död ved i dagens skogar och därmed kunna hindra utdöende av rödlistade organismer. Detta eftersom död ved i olika nedbrytningsklasser och storlek är ett viktigt inslag i naturliga boreala skogar, men som idag är en stor bristvara. Bristen på död ved innebär att många rödlistade växt- och djurarter riskerar att försvinna från våra skogar och därmed ha stora konsekvenser för biodiversiteten (Hekkala 2015).

MATERIAL OCH METOD

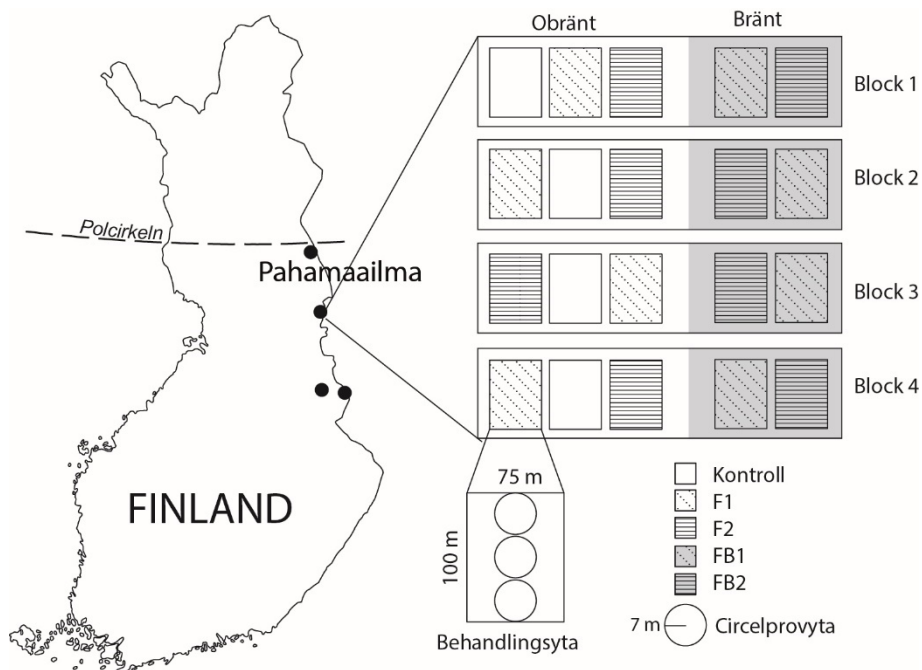
Dataunderlag

I en pågående finsk studie undersöktes hur effektiva tre vanliga restaureringsmetoder var på att återskapa ett tillstånd som var mer likt det som förväntas i orörd boreal skog (Hekkala 2015). Den här studien har sett närmare på inhämtat data från behandlingsytor, i Pahamaailma, belägna i nordöstra Finland nära den ryska gränsen. Behandlingsytorna låg inom ett Natura 2000 område vilket innebar att de var skyddade enligt EU-direktiv (Natura 2000, 1996). Skogarna dominerades av tall (*Pinus sylvestris L.*) med inslag av gran (*Picea abies L.*), asp (*Populus tremula L.*) och björk (*Betula spp. L.*) Störningshistoriken innan studien var okänd men spår efter tidigare bränder hade kunnat observeras (Hekkala 2015).

Behandlingar

Det inhämtade datat har genomgått olika behandlingar i form av dödvedberikning 20 m³/ha (F1), dödvedberikning 40 m³/ha (F2), bränning med 20 m³/ha död ved (FB1) och bränning med 40 m³/ha död ved (FB2) samt en kontroll där ingen behandling utförts (Kontroll). Dödvedberikning genom fällning och vältning utfördes vår/vinter år 2006 och bränning genomfördes juni samma år. Varje behandling utfördes på fyra olika platser (block) (Figur 1) som sedan varje block delades upp i de fem olika behandlingarna.

Behandlingsytorna där datat sedan insamlades var utlagda enligt Figur 1 där det i varje behandlingsyta gjorts tre provytor. I dessa provytor hade sedan den döda veden dokumenterats. För död ved placerad med ändytan innanför provytans gräns mättes enbart den del som var innanför provytan. Liggande död ved har använts i studien om den har en diameter som är lika med eller överstiger 100 mm. För stående döda träd mättes de som översteg 45 mm.



Figur 1. Behandlingsytorna uppdelades i fyra olika block där varje behandlingsyta hade tre provtytor vardera med en radie om 7 meter. Källa: Hekkala 2015.

Indelning i klasser av den döda veden

De egenskaper som nyttjades i denna undersökning var mätningar av trädslag, den döda vedens klass, nedbrytningsgrad och diameterklass.

- Trädslagen delades in i: tall (*Pinus sylvestris L.*) (1), gran (*Picea abies*) (2), björk (*Betula spp.*) (4) och asp (*Populus tremula*)(5).
- Den döda veden delades in i klasserna stående dött träd (3), stående högstubbe (över 1,3 m men saknar topp) (4), lågor (5) och sågade lågor (7). Dödvedsklass 7 fanns ej i datat från 2005 då det var innan restaureringsbehandling utförts på provtytorna.
- Nedbrytningsgraden delades in i klasserna 1–5 där graden av nedbrytning ökar med ökat siffervärde. Den givna nedbrytningsgraden påverkades av ifall trädet var stående eller liggande och om det var barr eller lövträd. Grad 1: Stående nyligen döda träd och lågor med hård ved med barken kvar. Grad 2: Stående barrträd där barken helt eller delvis fallit av, lövträd med barken kvar men där grenar börjat falla av, lågor träd där veden fortfarande är hård, en kniv går inte djupare än 2 cm. Grad 3: Barrträd som är helt uttorkade, lövträd som står med stöd av kvarvarande bark samt lågor som är mjuka i veden där en kniv går nästan helt igenom veden. Grad 4: Stående hård död ved där barken fallit av fullständigt eller lågor där veden är helt mjuk, möjligen att en hård kärna kan hittas. Grad 5: Bränd, hård och stående dött träd eller låga täckt av mossor och lavar där veden kan sönderdelas för hand.

- Diameterklass delades in i klasserna <100 (mm) (1), $\geq 100 < 200$ (mm) (2), $\geq 200 < 300$ (mm) (3), $\geq 300 < 400$ (mm) (4) och $\geq 400 < 500$ (mm) (5). Utifrån den uppmätta datan tilldelades sedan varje enhet av död ved ett eget diversitetsindex i sifferform baserat på träslag, den döda vedens klass, nedbrytningsgrad och diameterklass.

Utifrån dessa data gjordes grupperingar som sedan behandlades som olika klasser av död ved där varje klass/individ fick en specifik sifferkod. Detta för att kunna beräkna hur diversifierad den döda veden var och vilka skillnader som uppkommit i klassrikedomen mellan de olika behandlingarna

Diversitetsindex

Genom att analysera antalet klasser går det med hjälp av diversitetsindex fås en uppfattning om diversiteten hos den döda veden både vad gäller mellan provtytor, mellan behandlingar och de olika åren vid mätning. I den här studien användes Berger-Parkers dominansindex (Ingram 2008) där den högst förekommande klassens antal av dödvedsobjekt jämfördes med det totala antalet förekomster av död ved, som sedan användes för att skapa en uppfattning om den högst förekommande klassens dominans i varje behandlingsyta. Detta dominansindex gjordes sedan om till ett diversitetsindex för att visa på att ett högre värde på dominansindex ger ett lägre diversitetsindex.

Dominansindexet beräknades för varje block i varje behandling som sedan ett medelvärde av dessa gjordes. Standardavvikelse mellan blocket beräknades också.

Berger-Parkers dominansindex beräknas enligt följande:

$$D_{BP} = \frac{N_{max}}{N}$$

Diversitetsindex beräknades enligt följande:

$$D = \frac{1}{D_{BP}}$$

Denna formel användes för att visa på att ökande klassdiversitet ger högre värde på diversitetsindex. Detta index beräknades för varje behandling där medelvärde och standardavvikelse för de fyra olika receptionerna per behandling gjordes.

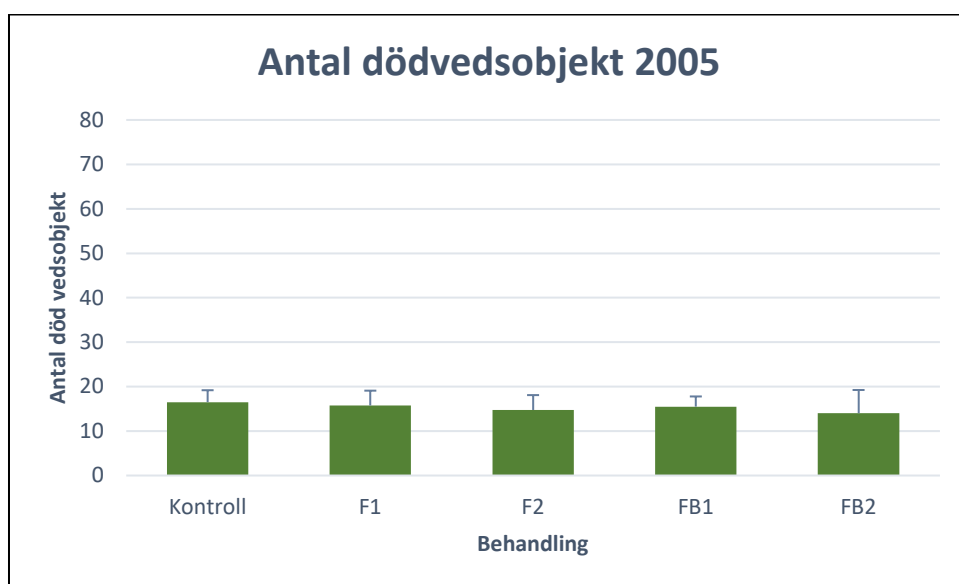
BACI-design

BACI-design står för before-after control-impact design och används för att jämföra rumsliga förändringar mellan olika tidpunkter. Denna typ av design kräver att det finns någon form av kontroll i de rumsliga mätningarna, vilket innebär att kontrollen ej utsatts för behandling (Smith 2002). Metoden tillät en jämförelse av data från år 2005 med data från år 2017 där klassrikedom och egenskaper hos den döda veden jämfördes.

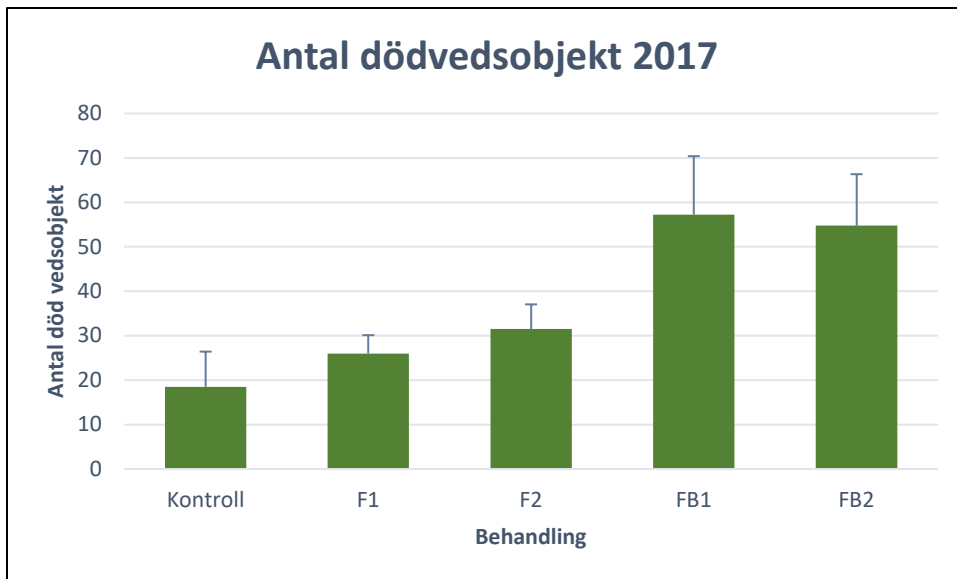
RESULTAT

Mängden död ved för respektive behandling och år

Innan behandling var antalet objekt av död ved i de olika behandlingsblocken jämnt fördelade (Figur 2). Elva år senare, år 2017, hade mängden död ved stigit för de olika behandlingarna. Behandling kontroll hade liknande värden år 2005 som år 2017. För de behandlingar utan bränning (F1 och F2) hade nivåerna av objekt av död ved stigit från 16 respektive 15 till 26 respektive 32 stycken. Störst ökning av antalet objekt syntes för behandlingarna med bränning (FB1 och FB2) där det år 2005 fanns 16 respektive 14 objekt av död ved, 2017 hade dessa siffror stigit till 57 respektive 55 stycken. Standardavvikelsen för behandlingarna med bränning var också högre än i övriga.



Figur 2. Antalet objekt av död ved innan behandling utförts. Medelvärde från blocken för respektive behandling samt tillhörande standardavvikelse.

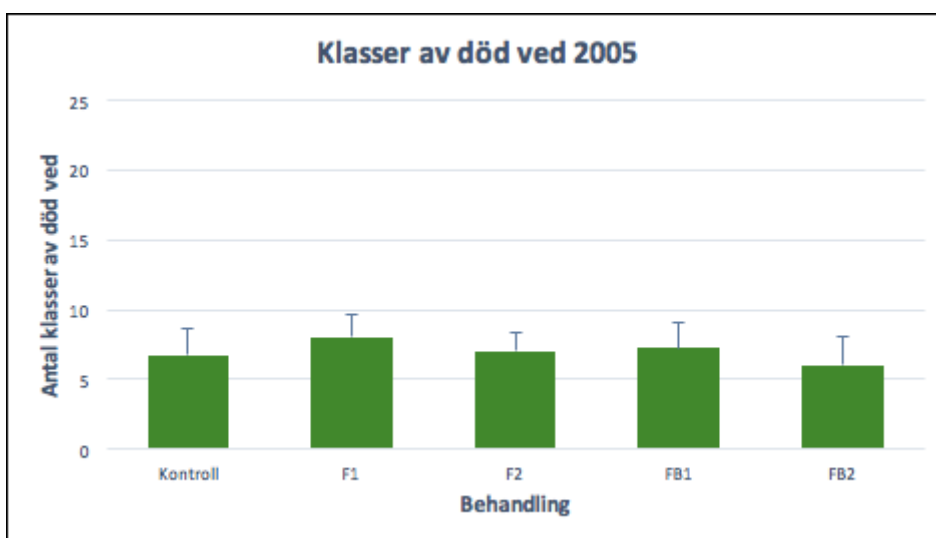


Figur 3. Antalet objekt av död ved elva år efter behandling har utförts. Medelvärde från blocken för respektive behandling samt tillhörande standardavvikelse.

Klassrikedom mellan behandlingarna

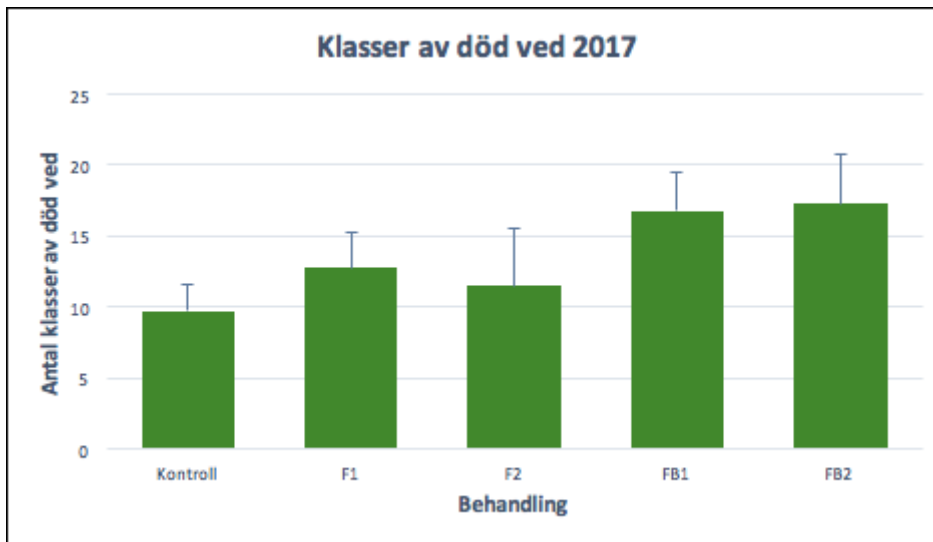
För att skatta klassrikedomen för de olika behandlingarna användes medelvärdet mellan blocken för tillhörande behandling.

Mätningarna 2005 visar på en relativt jämn fördelning i antalet klasser av död ved (Figur 4). Lägst antal klasser syns för de block som senare behandlades med FB2 (6 klasser) det går också att se att standardavvikelsen var störst för denna (2,1). Anledningen till den höga standardavvikelsen för FB2 är att i ett av blocken så uppmättes ett betydligt lägre värde än i övriga block.



Figur 4. Medelvärde av antalet klasser av död ved innan behandling för de olika behandlingstyperna med tillhörande standardavvikelse.

De antal arter som uppmättes år 2017 visar på en liten ökning i variationen mellan behandlingarna (Figur 5) där de behandlingarna med bränning visade på högst ökning. Kontrollen hade i medel lägst antal klasser av död ved (9,8). Behandling F2 stod för högsta värde på standardavvikelsen (4,1) vilket orsakas av ett högt avvikande värde i ett av blocken, antalet klasser uppmättes till 11,5. För FB2 uppmättes det högsta antalet klasser av död ved (17,3), standardavvikelsen var 3,5. FB1 låg tätt efter med 16,8 klasser av död ved och en standardavvikelse på 2,8. F1 stod för högsta antalet klasser efter behandlingarna med bränning (12,8) med en tillhörande standardavvikelse på 2,5.

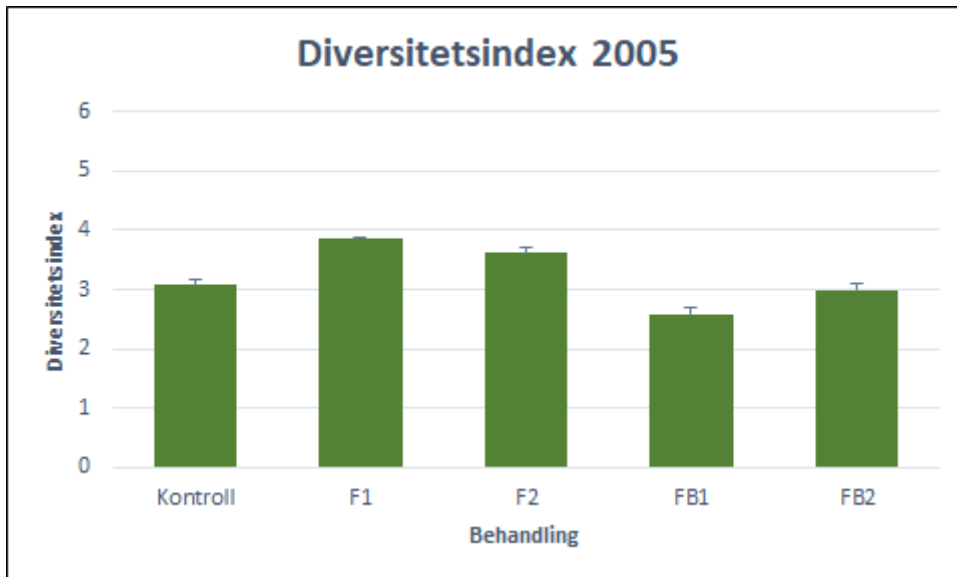


Figur 5. Medelvärde av antalet klasser av död ved elva år efter behandling utförts i de olika behandlingssystemerna med tillhörande standardavvikelse.

Diversitetsindex

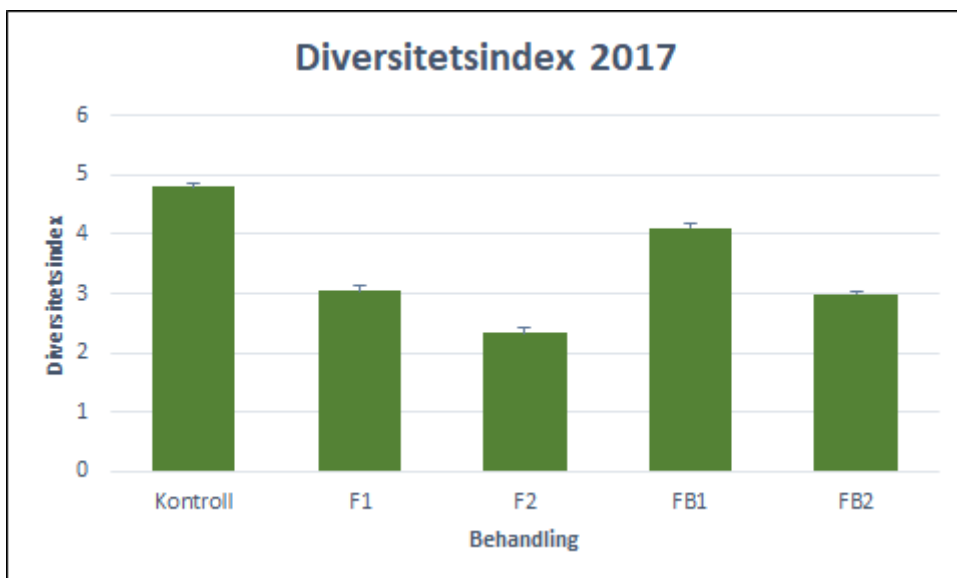
Samtliga värden bygger på medelvärden gjorda från tillhörande block för varje behandling.

Variationen innan behandling vad gäller diversitet av klasser av död ved ligger kring ett diversitetsindex på tre. För samtliga behandlingssystem år 2005 är standardavvikelsen låg (Figur 6).



Figur 6. Diversitetsindex framtaget från Berger-parkers dominansindex med tillhörande standardavvikelse för 2005. Ökat värde tyder på en högre diversitet av död ved.

År 2017 visar på en betydligt högre variation mellan behandlingarna vad gäller diversitetsindex. Kontrollen visade sig i detta fall ha högst diversitetsindex (4,8) trots att antalet klasser samma år var lägst. Inget tydligt samband mellan liknande behandlingar kunde ses. Näst högst diversitetsindex hade FB1 (4,1) följt av FB2 och F1 som båda hade ett värde på 3,0. F2 stod för det lägsta värdet på 2,3. Den visuella analysen visar på att behandlingar där högre mängd död ved skapats genom fällning tenderar till att ha ett lägre diversitetsindex (Figur 7).

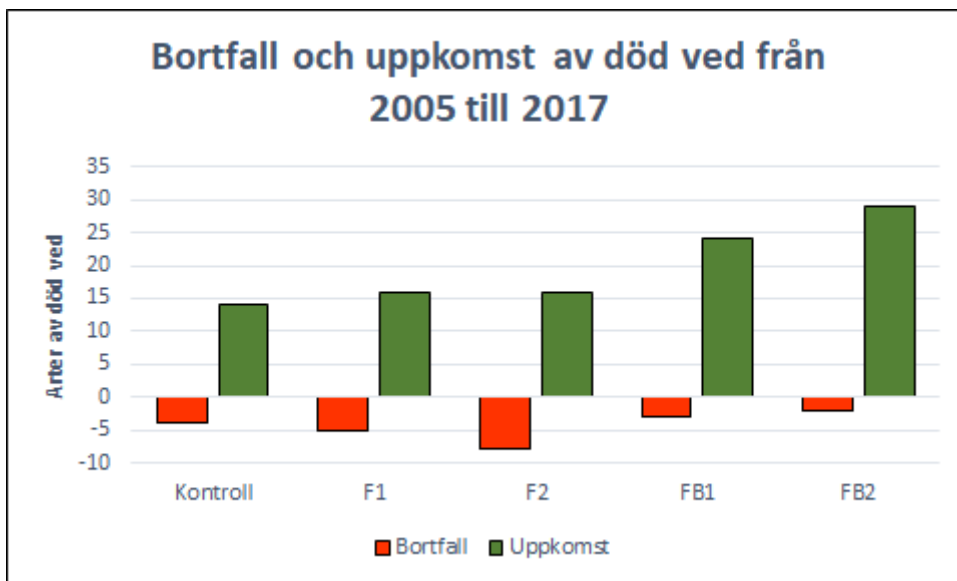


Figur 7. Diversitetsindex framtaget från Berger-parkers dominansindex med tillhörande standardavvikelse för 2017. Ökat värde tyder på en högre diversitet av död ved.

Diversitet mellan data år 2005 och 2017

Samtliga värden för bortfall och tillkomst mellan år 2005 och 2017 är summan för samtliga block för respektive behandling (Figur 8).

Högst uppkomst av nya klasser (29 stycken) hade behandling FB2 där också lägst antal arter av död ved föll bort (2 stycken) mellan år 2005 till 2017 (Figur 8). F2 förlorade högst antal klasser (8 stycken) men hade samma uppkomst av nya som F1 (16 stycken). Kontrollen visade sig ha lägst uppkomst av nya klasser (14 stycken) med ett bortfall på 4 klasser av död ved. Uppkomsten var i samtliga fall högre än bortfallet av klasser.



Figur 8. Bortfall och uppkomst av död ved för behandlingsytorna, ej medelvärde från de olika blocken. Rött visar det antal arter av död ved som bortfallit vid mätningen 2017 och grönt är det antal som uppkommit.

De vanligaste förekommande klasserna som användes för att ta fram diversitetsindex skilde sig mellan de olika mätningarna (Tabell 1). År 2005 var klass 25410 vanligast förekommande för samtliga. Elva år efter behandling skiljde sig detta och för kontrollen var klass 25110 den vanligaste, 27110 var vanligast för behandlingarna med bränning och 27210 för behandlingarna utan bränning, F1 och F2.

Tabell 1. Vanligast förekommande klass av död ved innan behandling år 2005 samt år 2017 elva år efter behandling.

	2005	2017
Kontroll	25410	25110
F1	25410	27110
F2	25410	27110
FB1	25410	27210
FB2	25410	27210

Den döda vedens klasstruktur

Den döda veden är uppbyggd av en rad egenskaper som sedan kallats klasser. Dessa olika egenskaper gav olika värden som sedan kunde visa på hur förändringar i klasstruktur skett mellan år 2005 och 2017. För dessa har medelvärden för de olika blocken tagits fram för respektive behandling med tillhörande standardavvikelse (Bilaga 1, Bilaga 2).

År 2005 innan behandling utförts i de olika blocken så är det framförallt naturliga lågor (klass 5) som dominerar, lägst förekomst har högstubbar. Vad gäller nedbrytningsgrad så var grad 4 dominerande i samtliga behandlingsytor, grad 5 och 1 hade lägst förekomst. För samtliga behandlingsytor så dominerade tall med visst inslag av björk. För diameterklasserna så dominerade de lägre klasserna, framförallt klass 2($\geq 100 < 200$ (mm)) (Bilaga 1).

Vid mätningar 2017 då behandling utförts har dels uppkomst av sågade lågor (klass 7) tillkommit vilket också i samtliga behandlingsytor är den dominerande formen av lågor, med undantag för kontrollenheten. För behandling FB1 och FB2 dominerade nedbrytningsgrad 1 följt av klass 2, för övriga behandlingar dominerade grad 2. En ökning i nedbrytningsgrad 5 kunde också ses, främst för FB2, följt av FB1 och kontrollen.

Tallen är det dominerande trädslaget för samtliga behandlingar men med låg förekomst av gran i behandling FB1 och FB2. Björkens förekomst är låg i samtliga behandlingsytor med undantag för F2 där den saknas. För samtliga behandlingar så är diameterklass 2($\geq 100 < 200$ (mm)) dominant med låg förekomst av både diameterklass 4 och 5 (Bilaga 2).

DISKUSSION

Ökande mängder och klasser av död ved

Efter samtliga behandlingsmetoder utförts och elva år passerat kunde det ses att för samtliga block så hade mängden död ved ökat. Detta gällde alltså även för kontrollen där en låg ökning kan ses men också en hög varians (Figur 2 och Figur 3), något som är en indikator på att tid är bidragande faktor för mängden av död ved även i orörd skog. För behandling F1 var mängden död ved lägre än för behandling F2, vilket kan vara en naturlig konsekvens av att mer död ved per hektar skapades för behandling F2. Det som därefter tillkommit naturligt mellan år 2006 och 2017 uppgår inte i mellanskillnaden på 20 m³ död ved mellan F1 och F2. Eftersom den skapade mängden död ved anges i m³ men den mängd död ved som fanns elva år efter behandlingarna anges i antal är det svårt att se samband mellan dessa. Efter bränning påverkas volymen negativt (Olsson & Jonsson 2010) vilket skulle kunna innebära att även om antalet objekt är fler för FB1 och FB2 så skulle volymen kunna vara lägre, vilket skulle kunna innebära att även om antalet objekt är fler för FB1 och FB2 så skulle volymen kunna vara lägre. Hekkala et al. 2016 har vid en studie av samma försöksytor som i detta arbete kunnat påvisa att volymen inte var lägre trots bränning vid skapandet av död ved. Mätningarna gjordes innan behandling år 2005, ett år efter behandling år 2007 respektive fem år efter behandling år 2011.

Sett på behandlingarna med bränning så är mängden död ved högre för behandling FB1 där 20 m³ ved skapades innan bränning än för FB2 där 40 m³ skapades innan bränning. Detta skulle kunna bero på det vid bränningen konsumerades mer av den döda veden i de båda behandlingarna. De träd som skadades i bränningen för att sedan dö mellan mätstillfällena var möjligen fler i ytorna med behandling FB1 då fler levande träd sannolikt lämnats. Då vi inte har någon statistik för de stående, levande mängderna vid de olika mätstillfällena går inte detta att bedöma. Detta skulle i sådana fall stämma med att brand kan få träd att dö över längre tid (Jonsson & Siitonen 2012b).

Tiden verkar också ha inverkan på antalet klasser av död ved då vi kan se att medelvärdet för antal klasser i kontrollen ökade efter elva år. Samtliga behandlingar verkar gynna antalet klasser i jämförelse med kontrollen. Samtidigt syns höga standardavvikelser, något som gör den visuella analysen mindre säker. För F1 och F2 som tillförts fällda lågor (7) är klasserna fler än för kontrollen, samtidigt har F2 som tillfördes 40 m³ död ved färre klasser än F1 som bara tillfördes 20 m³ död ved. Ställer vi detta mot antalet objekt död ved ser vi att F2 hade högre värden än F1. Att F2 fått färre antal klasser kan alltså bero på att urvalet av skapad död ved var lägre. Detta skulle kunna uppstå till exempel om skogen där blocken för behandling F2 var mer homogen, eller var en produkt av slumpen. För de block som behandlats med bränning, FB1 och FB2, är situationen densamma. FB1 har fler klasser än FB2 men färre objekt av död ved. Antalet klasser var högst för behandlingarna med bränning, något som stämmer med hypotesen om att bränningen skulle skapa högre diversitet hos den döda veden.

Antalet klasser av den döda veden är med och bidrar till att diversiteten ökar men samtidigt kan en hög närvaro av en klass sänka diversitetsindexet. Detta syns tydligt för 2017 där kontrollen har en högre diversitet än övriga behandlingar trots att antalet klasser av den döda veden är färre än för övriga behandlingar. Detta gäller även antalet objekt av den döda veden. Berger-Parkers diversitetsindex bygger på dominansen av den mest förekommande klassen och berättar därför inte så mycket om sammansättningen av diversiteten i övrigt. Det resulterar i att kontrollen i fråga om diversitet av död ved framstår som en mycket bra behandling, men skulle enbart kontrollen användas skulle istället många klasser av död ved försvinna.

Nedbrytningen

Den döda vedens nedbrytningsgrad undersöktes före behandling (2005) och elva år efter behandling (2017). Innan behandling utfördes var en betydande andel av den döda veden i nedbrytningsgrad 4 medan det bara observerades låga nivåer av klass 1 och 5. Elva år efter behandling kunde stora skillnader ses i fördelningen av nedbrytningsgraden, särskilt sett till FB1 och FB2 där nedbrytningsgrad 1 var den vanligast förekommande följt av nedbrytningsgrad 2. Då träden bara fällts utan att brännas var nedbrytningsgraden generellt högre (oftare grad 2). Att nedbrytningen var låg på de brända stammarna skulle kunna bero på mikroklimatet som bildas för saproxyler. Enligt Olsson & Jonsson (2010) så minskar kontakten med marken efter brand och ytan av veden blir förkolnad, något som gör lågor torrare. Med större mängd död ved och större öppningar i krontaket ökar också solinstrålningen, något som skulle kunna bidra ytterligare till ett torrt mikroklimat. Levande träd som utsatts för brand utvecklar skyddssubstanser, t ex. kåda hos tall om barken blir skadad (Jonsson & Stockland 2012). Då majoriteten av den döda veden var tallar skulle detta också kunna påverka nedbrytningsgraden hos de brända träd som dött efter branden.

Hos de träd som fälldes innan bränningen bör eventuella skyddssubstanser inte kunna påverka. Detta överensstämmer med vad som skrivs i en studie av Suominen et al. (2018). Ökningen av nedbrytningsgrad 5 hos behandlingarna som utsatts för bränning skulle kunna förklaras med ökad närvaro av stående död ved med brända ytor något som verkar sannolikt efter bränning. Detta skulle också förklara varför nivåerna av klass 5 (lågor) var låga i F1 och F2 där tillförda lågor inte hunnit nå den nedbrytningsgraden (täckt med mossor och lavar och veden är sönderdelningsbar med handen). Det förklarar dock inte varför kontrollen hade ett något högre värde för nedbrytningsgrad 5 än F1 och F2. Möjligen skulle mikroklimatet även här kunna vara med och påverka då öppnare krontak (som F1 och F2 får efter behandling) kan skapa större exponering av sol och vind vilket i sådana fall kan torka ut den döda veden och därigenom påverka nedbrytningen. Skillnaderna mellan F1, F2 och kontrollen var dock så pass låga att några slutsatser inte kan dras från resultatet (Bilaga 1 och Bilaga 2).

En fråga om kvalitet

Kvalitén på den döda veden har fått en större variation då fler klasser av död ved kunde urskiljas i de olika behandlingarna mellan år 2005 och 2017. De dominerande klasserna skiljde sig bland annat i fråga om nedbrytningsklass, något som visar på att kvalitén förändrades också i sammansättningen. Att lägga en värdering i vilken typ av kvalitet hos den döda veden som skulle vara bättre eller sämre är svår att göra och borde vara beroende av målet med restaureringen. En studie av Pasanen, Junninen & Kouki (2014) visade att kvalitén på den döda veden skiljde sig åt mellan restaurerade ytor och kontrolltytor, bland annat så var medeldiametern högre i de restaurerade ytorna. Detta resultat överensstämmer med vårt (Bilaga 1 & Bilaga 2).

Kvalitén kan också påverkas av den tidigare skötseln av skogen (Vaz et al 2011). De provtytor som använts i den här studien var redan avsatta som Natura-2000 områden vilket innebar att skötseln var låg. Kunskap om vad som hänt i skogen tidigare var även den låg. Skulle samma behandling utföras i en starkt brukad skog kan det tänkas att kvalitén på den döda veden skulle bli en annan, särskilt då det kommer till frågan om dimensionerna på den döda veden. Homogeniteten var hög i trädslagsfördelningen för de olika behandlingarna vilket också skulle kunna förväntas i en traditionellt brukad skog. För att öka mängden kvalitéer skulle fler metoder för att skapa död ved kunna användas.

Svårigheter i restaureringen

Svenska skogsägare begränsas idag av skogsvårdslagen om de vill lämna död ved (SFS 1979:429). Denna begränsning kan ha en försvarande inverkan för en skogsägare som vill skapa död ved till förmån för naturvården. Samtidigt uppmuntrar märkningar som FSC till att död ved skall lämnas och detta skall implementeras vid avverkning. För en driven skogsägare finns möjligheten att gå ut och skapa död ved i liten skala. Genom att göra detta årligen skulle kontinuitet i uppkomsten av död ved för saproxyler gynnas. Svårigheten i detta ligger dock i att som skogsägare gå ut och tillämpa de olika metoderna för att skapa död ved, och att göra det i liten skala. En metod som bränning där pyrofyler gynnas är väldigt svår att tillämpa i liten skala och metoden blir därför beroende av att större institutioner utför dessa.

Vill man som privat skogsägare i Sverige gynna den biologiska mångfalden genom att t ex lämna mycket död ved och lövinslag kan det resultera i att man då kan få sin mark nyckelbiotopsmärkt av skogsstyrelsen (Noren et al. 2014), om det visar sig att platsen innehåller höga naturvärden och rödlistade arter. Det gör också att platsen automatiskt kommer hamna under avsättning och skall sparas om det är av intresse att uppfylla de krav som FSC:s miljöcertifiering har. Detta kan skapa problem om markägaren vill välja att avverka eller utföra annan åtgärd på denna plats då de flesta sågverk idag är FSC-certifierade och ej tar emot eller hanterar nyckelbiotopsmärkt virke. Det gör bland annat att många privata markägare, som ofta ser sin skog som en alternativ inkomstkälla, får en negativ syn på att

skapa höga naturvärden och kanske även utför åtgärder för att undvika detta. Samtidigt som det är något positivt att skydda platser med höga naturvärden och rödlistade arter så verkar det behövas vissa justeringar för att olika märkningar och certifieringar skall kunna samverka bättre. Detta för att göra det möjligt för de som vill ha ekonomisk vinst och samtidigt skapa biologisk mångfald på sin skogsfastighet.

Andra alternativ

Den här studien såg närmare på skapandet av död ved genom fällning och fällning i kombination med bränning. Metoden fällning är en relativt enkel metod för att skapa mer död ved då det är möjligt för enskilda individer att gå ut och fälla träd motormanuellt. Bränningen utgör en komplexare metod där säkerheten är en viktig faktor att ta hänsyn till. Den kräver mer människor till utförandet och blir därför en dyrare metod, men det finns alternativ till fällning och bränning.

Genom att utföra stormsimulering (Hekkala, Tarvainen & Tolvanen 2014) kan träd dras omkull med hjälp av maskiner. Av denna åtgärd förloras stubbar vilka kan vara värdefulla men samtidigt återskapas en naturligare form av död ved än den avkapade stammen. Andra möjliga metoder skulle kunna tänkas vara fällning genom sprängning, inokulering med svampar och toppkapning (Jonsson & Siitonen 2012a). Sprängningen är en metod som till skillnad från fällning ger en naturligare yta i brottet men kräver liksom bränning speciell kompetens från utövarna. Inokulering med svampar låter träden dö över en längre tid, något som skapar en högre diversitet tack vare fler stadier av död ved, till följd av att det enskilda trädets motståndskraft får större inverkan på när trädet faktiskt dör. Toppkapningen gynnar skapandet av högstubbar.

Vilka metoder som är lämpliga att använda bör vara en fråga om vilka resultat som vill uppnås med restaureringen. För att uppnå naturlika tillstånd är sannolikt en kombination av de olika behandlingsmetoderna ett bra alternativ. Genom att använda dessa metoder men också att ta hänsyn till den tid (Pasanen, Junninen & Kouki 2014) det tar att utveckla hög diversitet av död ved skulle det kunna bli möjligt att uppnå goda resultat. Vikten av att använda rätt metod för det syfte som vill uppnås med restaurering bör alltid tas i beaktande i första hand. Handlar restaureringen till exempel om gynnande av lavar kan bränning vara en olämplig metod (Hekkala, Tarvainen & Tolvanen 2014).

Bristanalys

När det kommer till vilka diameterklasser hos den döda veden som uppkommer efter restaurering bör det tas i beaktande hur platsen sett ut initialt vad gäller höjd, ålder och diameter på de levande träden. Även platsens förmåga att generera viss storlek på träden är en bidragande faktor, med andra ord platsens bonitet och ståndortsindex. I den här studien

framgick ej information om detta vilket gör att bedömningen av vilken potential platsen hade att generera specifika diameterklasser hos den döda veden i viss mån blev bristfällig. Det som framgick var att platsen ingår i ett natura 2000-område vilket gör att det iallafall i framtiden kan räknas med gammal skog som har nått sin potential vad gäller grovlek. Datat visade att både år 2005 innan behandling och elva år efter behandling så var det den klenaste diameterklassen (klass 2) som dominerade (Bilaga 1 & Bilaga 2). Detta skulle i viss mån kunna betyda att strukturen av död ved blir homogen de första åren efter behandling eftersom det redan initialt inte fanns jämn fördelning av vedmateriealet vad gäller storlek och ålder.

Vid insamlingen av datat år 2017 visade det sig att av de dominerande klassegenskaperna hos den döda veden var det framförallt manuellt fällda träd av låga diameterklasser som dominerade (Tabell 1). Detta är såklart en konsekvens av att åtgärder i form av just manuell fällning gjordes i samtliga behandlingsytor förutom kontrollen. Det som dock verkar kunna hända är att en viss typ av död ved vad gäller storlek och nedbrytningsgrad blir dominerande, något som skulle kunna påverka sammansättningen av insektsarter och andra vedlevande organismer. Det syns dock tydligt att ytor behandlade med bränning erhåller ett större antal av olika klasser av död ved (Figur 5). Något som också bör tas i åtanke är att utgångsläget hos den befintliga döda veden också till egenskaper var relativt homogen. Det är dock något som är mer än vanligt i det industriella skogsbruket och innebär att det är något som bör tas hänsyn till vid restaurering och val av metod för att se till så att inte den döda veden får för homogen struktur.

Eftersom denna studie genomförts i talldominerade bestånd, där även andelen lövträd vid mätningarna både år 2005 och 2017 var mycket låga (Bilaga 1 & 2), blir implementeringen av resultatet svår i gran- och lövdominerade bestånd. Dessa typer av bestånd reagerar annorlunda på brand och det skulle även kunna vara så att nedbrytningshastigheten ser annorlunda ut. Gran- och lövträdsbestånd föredrar oftast fuktigare och/ eller bördigare ståndorter (Hallsby 2013 & Rytter et al. 2014), något som i allra högsta grad påverkar nedbrytningen av dött organiskt material som t ex döda träd och träddelar. Just nedbrytningspotentialen på platsen verkade i detta fall ha stor inverkan på de platserna behandlade med bränning. Detta eftersom bränning gör att stora delar av nedbrytarna som finns i humuslagret bränns bort. Det syns i resultatet (Bilaga 1 & 2) att den lägsta nedbrytningsgraden hos den döda veden dominerade för dessa behandlingar vilket styrker denna hypotes, det skulle också kunna vara en konsekvens av att mer ny död ved genererades i de brända ytorna (Figur 3).

Denna studie utfördes inte i bestånd som sköts enligt traditionellt trakthyggesbruk. Detta gör det svårt att bedöma vilken behandling från studien som är bäst lämpad i skötta skogar. Eftersom bristen på död ved och rödlistade arter framförallt återfinns i industriellt skötta skogar så är det också där behovet av restaurering är som störst. Studien bidrar med mycket kunskap i hur vida död ved skulle kunna återskapas på bästa sätt i talldominerade bestånd på magra marker där beståndet redan nått avverkningsmogen ålder. Ytterligare studier från bestånd med mer graninslag på bördigare marker skulle kunna bidra med ytterligare kunskap i tillämpningen av olika behandlingar beroende på ståndortens utseende och egenskaper. Även åtgärder som kan utföras redan i ungskogsbestånd borde vara av intresse för att under hela

omloppstiden kunna säkerställa att förlusten av biologisk mångfald går att göra så liten som möjligt.

Denna studie följer utvecklingen av fyra olika åtgärder varav två innefattar bränning, något som utöver att skapa död ved också gynnar pyrofila organismer. Pyrofila organismer är dock helt eller delvis beroende av brand för sin fortlevnad vilket innebär att denna studie bara undersöker två olika alternativ som gynnar dessa. I den här studien så undersöktes aldrig data om mängden pyrofila organismer som återfanns före och efter bränning på de olika behandlingsytorna. Det gör det svårt att säga vilken av behandlingarna FB1 och FB2 som gynnade pyrofiler bäst. Däremot så skulle det gå att dra slutsatser kring vilken behandling som skapade de bästa förutsättningarna för störst mängd pyrofila organismer. I en artikel av Hekkala et al. 2013 undersöktes liknande behandlingsmetoder för restaurering av bland annat död ved i Elimyssalo, Finland, nära Pahamailma. Platsen dominerades av 30-årig tallskog som man sedan under samma år som i denna studie (2006) fällde och brände. I denna artikel undersöktes det bland annat hur pyrofila skalbaggar reagerade på restaureringen. Det observerades en ökning av mängden pyrofila skalbaggar vid mätningarna under året bränningen genomfördes samt efterföljande året (2007). Däremot år 2011 så hade antalet skalbaggar åter sjunkit till sitt ursprungliga antal som år 2005 innan restaurering. Det diskuteras också att för att behålla artrikedomen av pyrofila skalbaggar så bör bränning ske även i omkringliggande områden vid andra tillfällen, detta för att säkerställa att attraktivt substrat finns att tillgå under en längre period.

Slutsats

Studien visar på att samtliga behandlingsmetoder där åtgärd utförts, alltså ej kontrollen, ökar mängden död ved på försöksytorna. Detta gäller även för klassrikedom och vi ser också en större variation av klasstrukturer. Restaureringen visade sig ge störst mängd död ved vars egenskaper är framförallt av de lägre nedbrytningsklassen där trädslaget av naturliga skäl dominerades av tall. Resultaten var som förväntade och uppfyllde de teorier vi hade. Med dessa resultat vore det intressant att gå vidare och använda resultaten från denna studie och implementera dem i planeringsprogram, t ex Heureka PlanVis. Utvecklingen av den brända döda veden ur ett längre tidsperspektiv vore också intressant att undersöka för vidare förståelse om nedbrytningen över tid.

REFERENSER

Anon, (1996). Natura 2000. *Natura 2000*.

Dahl, L. (2001). *FSC i praktiken – Del 1, Naturhänsyn i den svenska FSC-standard*. Stockholm. Birger Gustavsson AB. Tillgänglig:

http://www.wwf.se/source.php/1116932/Fscipraktiken_del1.pdf [2018-03-29]

Finnish Forest Institute. (2013). *Finnish statistical yearbook of forestry 2013*. Sastamala. ISBN 978-951-40-2450-4 (PDF). Available: <http://www.metla.fi/tiedotteet/2013/2013-12-31-statistical-yearbook.htm> [2018-02-26]

Finska Naturresursinstitutet. (2018). *Industrivirkets avverkningar och arbetskraft 12/2017*. Available: http://stat.luke.fi/sv/industrivirkets-avverkningar-och-arbetskraft-122017_sv [2018-02-25]

Fridman, J., Walheim, M. (2000) Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *Forest Ecology and Management*, vol 131, pp.23-36. Available: [https://slub-primo.hosted.exlibrisgroup.com/primo-explore/fulldisplay?docid=TN_sciversesciencedirect_elsevierS0378-1127\(99\)00208-X&context=PC&vid=SLUB_V1&search_scope=default_scope&tab=default_tab&lang=sv_SE](https://slub-primo.hosted.exlibrisgroup.com/primo-explore/fulldisplay?docid=TN_sciversesciencedirect_elsevierS0378-1127(99)00208-X&context=PC&vid=SLUB_V1&search_scope=default_scope&tab=default_tab&lang=sv_SE) [2018-02-22]

Granström, A. (2001). Fire Management for Biodiversity in the European Boreal Forest. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16, 62-69. Tillgänglig: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/028275801300090627> [2018-02-22]

Gossner, M., Floren, A., Weisser, W., Linsenmair, K. (2013). Effect of dead wood enrichment in the canopy and on the forest floor on beetle guild composition. *Forest Ecology and Management*, vol. 302, pp.404–413. Available:<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.03.039> [2018-02-22]

Gossner M., Wende B., Levick S., Schall P., Floren A., Linsenmair K., Steffan-Dewenter I., Schulze E-D., Weisser W. (2016). Deadwood enrichment in European forests – Which tree species should be used to promote saproxylic beetle diversity? *Biological Conservation*. vol. 201, pp 92-102. Available: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.032> [2018-02-23]

Hallsby, G. (2013). Plantering av barrträd. I: Skogsstyrelsen förlag. *Skogsskötselserien*. Del. 3. Ss. 12-13.

Hekkala, A-M. (2015). *Restoration of the naturalness of boreal forests*. Diss. Tampere: University of Oulu.

Hekkala, A.M., Päätaalo, M.L., Tarvainen, O., Tolvanen, A. (2013). Restoration of Young Forests in Eastern Finland: Benefits for Saproxyllic Beetles (Coleoptera). *Restoration Ecology*. Tillgänglig: doi: 10.1111/rec.12050

Hekkala, A.-M., Ahtikoski, A., Päätaalo, M.-L., Tarvainen, O., Siipilehto, J., Tolvanen, A. (2016). Restoring volume, diversity and continuity of deadwood in boreal forests. *Biodiversity and Conservation*, vol. 25(6), ss.1107–1132.

Hekkala, A.-M., Tarvainen, O., Tolvanen, A. (2014). Dynamics of understory vegetation after restoration of natural characteristics in the boreal forests in Finland. *Forest Ecology and Management*, vol. 330, ss.55–66. Tillgänglig: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.001> [2018-03-21]

Ingram, J.C. (2008). Berger-Parker Index. *Encyclopedia of ecology*. vol 2008, pp.332-334. Available: <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00091-4>[2018-03-07]

Institutionen för skoglig resurshushållning (2017). *Skogsdata 2017*, Uppsala: Publikationsservice. Available: https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/rt/dokument/skogsdata/skogsdata_2017.pdf [2018-02-22]

Jonsson, B.G., Ekström, M., Esseen, P.-A., Grafström, A., Ståhl, G., Westerlund, B. (2016). Dead wood availability in managed Swedish forests – Policy outcomes and implications for biodiversity. *Forest Ecology and Management*, vol. 376, pp.174–182. Available: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.017> [2018-03-05]

Jonsson, B.G., Siitonen, J. (2012a). Dead wood and sustainable forest management. I: Usher, M., Saunders, D., Peet, R., Dobson, A., (Red), *Biodiversity in dead wood*. Cambridge: Cambridge University Press.

Jonsson, B.G., Siitonen, J. (2012b). Natural forest dynamics. I: Usher, M., Saunders, D., Peet, R., Dobson, A., (Red), *Biodiversity in dead wood*. Cambridge: Cambridge University Press.

Jonsson, B.G., Siitonen, J., Stokland, J. (2012). The value and future of saproxyllic diversity. I: Usher, M., Saunders, D., Peet, R., Dobson, A., (Red), *Biodiversity in dead wood*. Cambridge: Cambridge University Press.

Jonsson, B.G., Stokland, J. (2012). The surrounding environment. I: Usher, M., Saunders, D., Peet, R., Dobson, A., (Red), *Biodiversity in dead wood*. Cambridge: Cambridge University Press.

Jonsson et al. (2006). Cost-effectiveness of silvicultural measures to increase substrate availability for red-listed wood-living organisms in Norway spruce forests. *Biological Conservation*, vol. 127(4), pp.443–462. Tillgänglig: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320705003551> [2018-03-07]

Jönsson, M.T., Jonsson, B.G. (2007). Assessing coarse woody debris in Swedish woodland key habitats: Implications for conservation and management. *Forest Ecology and Management*, vol 242(2), pp.363–373. DOI:10.1016/j.foreco.2007.01.054

MacArthur, R.H., Wilson, E.O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton, N.J: Princeton Univ. Press.

Noren, M., Nitare, J., Larsson, A., Hultgren, B. (2014). *Handbok för inventering av nyckelbiotoper*. 3 uppl. Jönköping: Skogsstyrelsen.

Olsson, J., Jonsson, B.G. (2010). Restoration fire and wood-inhabiting fungi in a Swedish *Pinus sylvestris* forest. *Forest Ecology and Management*, vol. 259 (10), ss.1971–1980. Tillgänglig: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.02.008> [2018-03-21]

Pasanen, H., Junninen, K., Kouki, J. (2014). Restoring dead wood in forests diversifies wood-decaying fungal assemblages but does not quickly benefit red-listed species. *Forest Ecology and Management*, vol. 312, pp.92–100. Available: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.018> [2018-03-07]

Pearson, M, Laiho, R., Penttilä, T. (2017). Decay of Scots pine coarse woody debris in boreal peatland forests: Mass loss and nutrient dynamics. *Forest Ecology and Management*, vol. 401, pp.304–318. Tillgänglig:<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.07.021> [2018-03-05]

Ranius, T., Caruso, A., Jonsell, M., Juutinen, A., Thor, G., Rudolphi, J. (2014). Dead wood creation to compensate for habitat loss from intensive forestry. *Biological Conservation*, vol. 169, pp.277–284. Tillgänglig: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.029> [2018-03-05]

Rytter, L., Karlsson, A., Karlsson, M., Stener, L-G. (2014). Skötsel av björk, al och asp. I: Skogsstyrelsen förlag. *Skogsskötselserien*. Del. 9. s. 10.

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

Seibold S., Bäessler C., Brandl R., Gossner M, Thorn S, Ulyshen M.D., Müller J. (2015). Experimental studies of dead-wood biodiversity — A review identifying global gaps in knowledge. *Biological Conservation*, vol. 191, pp.139–149. Tillgänglig: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.006> [2018-02-23]

Seibold, S., Bäessler, C., Baldrian, P., Reinhardb, L., Thorn, S., Ulyshen, M.D., Weiß, I., Müller, J. (2016). Dead-wood addition promotes non-saproxyllic epigeal arthropods but effects are mediated by canopy openness. *Biological Conservation*, vol. 204, pp.181–188. Tillgänglig: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.09.031> [2018-02-23]

SVL 1979:429. *Skogsvårdsлагstiftningen*. Stockholm. Näringslivsdepartementet.

Siitonen, J. (2001). Forest Management, Coarse Woody Debris and Saproxylic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example. *Ecological Bulletins*, vol (49), pp.11–41. Tillgänglig: <http://www.jstor.org/stable/20113262> [2018-03-07]

Smith, E.P. (2002). BACI design I: El-Shaarawi, A.H. & Piegorisch. W.W. (red), vol. 1. *Encyclopedia of Environmetrics*. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd, ss. 141-148. Tillgänglig: <http://people.stat.sfu.ca/~cschwarz/Stat-650/Notes/Handouts.readings/smith-2002-EES-baci.pdf> [2018-03-12]

Stokland, J.N., Siitonen, J. (2012). Mortality factors and decay succession. I: Usher, M., Saunders, D., Peet, R., Dobson, A., (Red), *Biodiversity in dead wood*. Cambridge: Cambridge University Press.

Suominen, M., Junninen, K., Heikkala, O., Kouki, J. (2018). Burning harvested sites enhances polypore diversity on stumps and slash. *Forest Ecology and Management*, vol. 414, ss.47–53. Tillgänglig: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.007> [2018-03-21]

Svensson, M., Johansson, V., Dahlberg, A., Frisch, A., Thor, G., Ranius, T. (2016). relative importance of stand and dead wood types for wood-dependent lichens in managed boreal forests. *Fungal ecology*, vol. 20, ss.166–174. Available: <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2015.12.010> [2018-03-07]

Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., Jeltsch, F. (2004). Animal Species Diversity Driven by Habitat Heterogeneity/Diversity: The Importance of Keystone Structures. *Journal of Biogeography*. Vol. 31(1), ss.79–92. Tillgänglig: <http://www.jstor.org/stable/3554692>

Vanha-Majamaa, I., Reinikainen, A. (2000). Muuttavan maankäytön vaikutus kasvillisuuteen. I: Reinikainen A, Mäkipää R, Vanha-Majamaa I & Hotanen J-P (red.) (2000) *Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa*. Helsinki, Tammi. ss. 304-306.

Vaz, P.G., Warren, D.R., Pinto, P., Merten, E.C., Robinson, C.T., Rego, F.C. (2011). Tree type and forest management effects on the structure of stream wood following wildfires. *Forest Ecology and Management*, vol. 262(3), ss.561–570. Tillgänglig: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.04.026> [2018-03-22]

Vergani, C., Werlen, M., Conedera, M., Cohen, D., Schwarz, M. (2017). Investigation of root reinforcement decay after a forest fire in a Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) protection forest. *Forest Ecology and Management*, vol. 400, pp.339–352. Tillgänglig: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.005> [2018-03-06]

Wikars, L.-O. (1997). *Effects of forest fire and the ecology of fire-adapted insects*. Diss. Uppsala Universitet. Uppsala. Uppsala Universitet

BILAGOR

Bilaga 1. Insamlad data från 2005 innan behandling utförts på samtliga behandlingsytor. Värdena är medelvärde ± standardavvikelsen av antal dött vedsubjekt från de fyra olika blocken för respektive behandling.

2005					
Kontroll		F1		F2	
	Medelvärde		Medelvärde		Medelvärde
Stående dött (3)	4,8±1,9	Stående dött (3)	6,5±3,8	Stående dött (3)	2,5±2,9
H-stubbe (4)	0,5±0,9	H-stubbe (4)	0,5±0,9	H-stubbe (4)	2,8±1,3
Låga (5)	11,3±2,7	Låga (5)	8,8±3,1	Låga (5)	9,5±2,3
Nedbrytning 1	3,0±2,2	Nedbrytning 1	1,0±1,0	Nedbrytning 1	0,3±0,4
Nedbrytning 2	2,8±2,3	Nedbrytning 2	2,5±1,8	Nedbrytning 2	1,5±2,1
Nedbrytning 3	3,3±0,8	Nedbrytning 3	4,5±1,1	Nedbrytning 3	2,8±1,5
Nedbrytning 4	7,5±2,6	Nedbrytning 4	7,3±3,1	Nedbrytning 4	9,3±1,9
Nedbrytning 5	0,0	Nedbrytning 5	0,5±0,9	Nedbrytning 5	1,0±1,7
Trädslag 1	16,3±2,4	Trädslag 1	15,3±3,1	Trädslag 1	14,8±3,3
Trädslag 2	0,0	Trädslag 2	0,0	Trädslag 2	0,0
Trädslag 3	0,3±0,4	Trädslag 3	0,5±0,5	Trädslag 3	0,0
Trädslag 4	0,0	Trädslag 4	0,0	Trädslag 4	0,0
Diam.klass 2	12,0±1,9	Diam.klass 2	10,3±2,6	Diam.klass 2	7,5±1,1
Diam.klass 3	4,3±2,4	Diam.klass 3	5,0±2,1	Diam.klass 3	5,8±3,6
Diam.klass 4	0,3±0,4	Diam.klass 4	0,0	Diam.klass 4	1,5±1,7
Diam.klass 5	0,0	Diam.klass 5	0,5±0,9	Diam.klass 5	1,0±1,7
FB1		FB2			
	Medelvärde		Medelvärde		
Stående dött (3)	3,0±2,2	Stående dött (3)	1,8±1,5		
H-stubbe (4)	2,0±1,4	H-stubbe (4)	1,5±1,7		
Låga (5)	10,5±0,5	Låga (5)	10,8±3,2		
Nedbrytning 1	0,8±1,3	Nedbrytning 1	1,5±1,7		
Nedbrytning 2	3,3±2,2	Nedbrytning 2	1,3±1,3		
Nedbrytning 3	1,5±0,5	Nedbrytning 3	2,8±1,8		
Nedbrytning 4	9,0±1,0	Nedbrytning 4	8,0±3,1		
Nedbrytning 5	0,5±0,9	Nedbrytning 5	0,5±0,9		
Trädslag 1	14,0±2,3	Trädslag 1	12,3±3,7		
Trädslag 2	0,0	Trädslag 2	0,0		
Trädslag 3	1,5±1,7	Trädslag 3	1,8±2,0		
Trädslag 4	0,0	Trädslag 4	0,0		
Diam.klass 2	12,8±2,5	Diam.klass 2	9,5±3,5		
Diam.klass 3	2,8±0,8	Diam.klass 3	4,5±2,2		
Diam.klass 4	0,0	Diam.klass 4	0,0		
Diam.klass 5	0,0	Diam.klass 5	0,0		

Bilaga 2. Insamlat data från 2017 elva år efter behandling utförts, från samtliga behandlingsytor. Värdena är medelvärde ± standardavvikelsen för antal dött vedsobjekt från de fyra olika blocken för respektive behandling.

2017					
Kontroll		F1		F2	
	Medelvärde		Medelvärde		Medelvärde
Stående dött (3)	2,5±1,1	Stående dött (3)	2,8±1,3	Stående dött (3)	1,0±1,2
H-stubbe (4)	4,8±3,8	H-stubbe (4)	2,5±2,1	H-stubbe (4)	2,3±1,1
Låga (5)	11,8±5,0	Låga (5)	7,0±0,7	Låga (5)	6,8±2,0
Låga (7)	0,0	Låga (7)	13,8±1,5	Låga (7)	21,5±2,1
Nedbrytning 1	4,3±2,8	Nedbrytning 1	7,0±3,5	Nedbrytning 1	11,3±3,9
Nedbrytning 2	5,5±4,0	Nedbrytning 2	10,5±4,0	Nedbrytning 2	12,3±5,7
Nedbrytning 3	3,8±2,2	Nedbrytning 3	4,5±1,1	Nedbrytning 3	3,0±1,6
Nedbrytning 4	3,8±1,5	Nedbrytning 4	3,5±2,1	Nedbrytning 4	4,0±1,6
Nedbrytning 5	1,8±2,5	Nedbrytning 5	0,5±0,9	Nedbrytning 5	1,0±1,0
Trädslag 1	18,3±7,8	Trädslag 1	25,0±3,7	Trädslag 1	31,5±5,5
Trädslag 2	0,0	Trädslag 2	0,0	Trädslag 2	0,0
Trädslag 3	0,3±0,4	Trädslag 3	1,5±1,7	Trädslag 3	0,0
Trädslag 4	0,0	Trädslag 4	0,0	Trädslag 4	0,0
Diam.klass 2	13,8±6,9	Diam.klass 2	21,3±4,0	Diam.klass 2	26,84±4,1
Diam.klass 3	4±1,4	Diam.klass 3	4,0±1,2	Diam.klass 3	3,5±2,7
Diam.klass 4	0,8±0,8	Diam.klass 4	0,5±0,9	Diam.klass 4	1,0±0,7
Diam.klass 5	0,0	Diam.klass 5	0,3±0,4	Diam.klass 5	0,3±0,4
FB1		FB2			
	Medelvärde		Medelvärde		
Stående dött (3)	12±8,6	Stående dött (3)	6,8±3,8		
H-stubbe (4)	4,0±2,5	H-stubbe (4)	3,8±1,5		
Låga (5)	19,5±6,6	Låga (5)	16,8±8,7		
Låga (7)	21,8±2,3	Låga (7)	27,5±1,5		
Nedbrytning 1	22,3±9,4	Nedbrytning 1	23,0±5,6		
Nedbrytning 2	17,5±6,6	Nedbrytning 2	15,3±3,8		
Nedbrytning 3	6,5±3,6	Nedbrytning 3	5,0±3,4		
Nedbrytning 4	6,8±7,9	Nedbrytning 4	5,5±3,4		
Nedbrytning 5	4,3±3,8	Nedbrytning 5	6,0±3,8		
Trädslag 1	51,8±11,9	Trädslag 1	49,8±9,9		
Trädslag 2	0,5±0,9	Trädslag 2	0,5±0,5		
Trädslag 3	5,0±3,4	Trädslag 3	4,5±2,1		
Trädslag 4	0,0	Trädslag 4	0,0		
Diam.klass 2	43,5±23,8	Diam.klass 2	47,5±9,8		
Diam.klass 3	5,8±2,8	Diam.klass 3	6,5±1,8		
Diam.klass 4	0,3±0,4	Diam.klass 4	0,8±0,8		
Diam.klass 5	0,3±0,4	Diam.klass 5	0,0		