

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra ochrany lesa a entomologie



**Fauna saproxylických druhů brouků
(Coleoptera) vázaných na smrkové porosty
v modelovém území Zábřehu na Moravě**

Diplomová práce

Autor: Bc. Jaromír Bartoš

Vedoucí práce: doc. Ing. Oto Nakládal, Ph.D.

Praha 2019

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta lesnická a dřevařská

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Jaromír Bartoš

Lesní inženýrství

Název práce

Fauna saproxylických druhů brouků (Coleoptera) vázaných na smrkové porosty v modelovém území Zábřehu na Moravě

Název anglicky

Fauna of saproxylic beetles associated to spruce stands in Zábřeh na Moravě model area

Cíle práce

1. Vypracovat literární rešerši na zvolené téma.
2. Zjistit jaké společenstvo saproxylických druhů se v zájmovém území vyskytuje.
3. Pro zájmové území navrhnout opatření pro zvýšení biodiverzity.

Metodika

Saproxyličtí brouci budou monitorováni v hospodářském lese pomocí pasivních nárazových pastí. V modelovém území bude vybráno 10-15 smrků z nichž část bude s vyvinutou dutinou, část bude představovat vysoké pařezy či torza, část bude v relativně dobrém zdravotním stavu. Pasti budou instalovány ve výčetní výšce u zdravých smrků, u vysokých pařezů a dutých smrků tak aby nárazová plocha překrývala řezy či vstupy do dutiny. Instalace pastí proběhne počátkem dubna a budou aktivní po celou sezónu. Fixační tekutina bude koncentrovaný roztok chloridu sodného s kapkou jaru pro odstranění povrchového napětí fixační tekutiny. Nachytaný entomologický materiál bude vybírán ve 14 denních intervalech. Mezi jednotlivými výběry student výběr zpracuje v laboratoři. Tzn., roztrídí všechny hmyz a spočítá zástupce jednotlivých řádů. U řádu brouci materiál roztrídí do čeledí. U vybraných saproxylických čeledí dojde k determinaci do druhu.

Doporučený rozsah práce

50-60 stran

Klíčová slova

Saproxyličtí brouci, smrk, biodiverzita

Doporučené zdroje informací

- Farkač J., Král D. & Škorpík M. (2005) Červený seznam ohrožených druhů České Republiky – Bezobratlí. (Red list of threatened species in the Czech Republic – Invertebrates). 758 pp., AOPK, Praha.
- Horák J. (2011) Response of saproxylic beetles to tree species composition in a secondary urban forest area. *Urban Forestry & Urban Greening* 10: 213–222.
- Horák J. (2013) Effect of site level environmental variables, spatial autocorrelation and sampling intensity on arthropod communities in an ancient temperate lowland woodland area. *PLoS ONE* 8: e81541.
- McNeely J. A. (2002) Forest biodiversity at the ecosystem level: Where do people fit in? *Unasylva* 53: 10–15.
- Oxbrough A., French V., Irwin S., et al. (2012) Can mixed species stands enhance arthropod diversity in plantation forests? *For Ecol Manage* 270: 11-18.
- Simberloff D. (1999) The role of science in the preservation of forest biodiversity. *For Ecol Manage* 115: 101–111.

Předběžný termín obhajoby

2018/19 LS – FLD

Vedoucí práce

doc. Ing. Oto Nakládal, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ochrany lesa a entomologie

Elektronicky schváleno dne 6. 2. 2019

prof. Ing. Jaroslav Holuša, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 8. 2. 2019

prof. Ing. Marek Turčáni, Ph.D.

Děkan

V Praze dne 13. 02. 2019

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma Fauna saproxylických druhů brouků (Coleoptera) vázaných na smrkové porosty v modelovém území Zábřehu na Moravě vypracoval samostatně a použil jen pramenů, které cituji a uvádím v přiložené bibliografii.

V Praze dne 15. 4. 2019

Bc. Jaromír Bartoš

Poděkování

Zvláště bych chtěl poděkovat doc. Ing. Otu Nakládalovi, Ph.D. za ochotnou pomoc při psaní mé diplomové práce a také Ing. Jiřímu Synkovi za pomoc v terénu. Tále bych chtěl poděkovat vlastníku lesa, což jsou Lesy ČR. Dále bych chtěl poděkovat rodičům, sourozencům, ostatním příbuzným a kamarádům za podporu při psaní této mé diplomové práce.

Abstrakt

Saproxyličtí brouci jsou významní rozkladači mrtvého dříví. Jejich význam spočívá zejména v tom, že rozkládají mrtvé dřevo a jsou ukazateli druhové rozrůzněnosti (biodiverzity). Odchyt probíhal ve Václavově u Zábřeha na Moravě a byl uskutečněn pomocí pasivních nárazových pastí. Celkem bylo umístěno 18 pastí. Z toho bylo 6 pastí na dutých smrcích, 6 na zdravých smrcích a 6 na zdravých bucích. Dále bylo odchyceno 8241 kusů hmyzu. Nejpočetnější skupiny hmyzu v celkovém odchytu tvořili mravenci. Celkový počet odchycených brouků byl 910. Na dutých smrcích bylo odchyceno 26 % brouků, na zdravých smrcích bylo odchyceno 31 % brouků a na zdravých bucích bylo odchyceno 43 % brouků. Celkový počet kovaříků byl 45. Z celkového počtu kovaříků bylo odchyceno 15 % na zdravých smrcích, 60 % na dutých smrcích a 25 % na zdravých bucích. Celkem bylo odchyceno 9 druhů kovaříků a 2 druhy saproxylických brouků. Ze vzácných saproxylických druhů, se nechytil žádný jedinec. Největší aktivita hmyzu byla zaznamenána na počátku května, kde byla hodně ovlivněna výskytem velkého počtu mravenců. Ze statistického hlediska v porovnání mezi počty kovaříků (duté smrky, zdravé smrky a zdravé buky), zde byl na dutých smrcích zaznamenán největší počet kovaříků a druhů kovaříků, což znamená, že byl tento rozdíl statisticky významný ($p=0,005$, $p=0,040$). V porovnání mezi čeledmi brouků a počty brouků (duté smrky, zdravé smrky a zdravé buky), zde byl na zdravých smrcích zaznamenán největší počet čeledí brouků a na zdravých bucích největší počet brouků, což znamená, že tento rozdíl nebyl statisticky významný ($p=0,452$ a $p=0,459$). Duté smrky v nižších polohách hostí obdobné nebo vyšší počty kovaříků a druhů kovaříků, než zdravé smrky a zdravé buky, a proto mají z hlediska biodiverzity význam a je dobré je v lesích ponechávat. Pro zvýšení biodiverzity by bylo dobré v lesích ponechávat více mrtvého dřeva a omezovat těžbu stromů s dutinou.

Klíčová slova: saproxylický brouk, pasivní nárazová past, druhová rozrůzněnost, mrtvé dřevo, druh, rozkladač.

Abstract

Saproxylic beetles are significant deadwood decomposers. Their importance lies in the fact that they decompose dead wood and are indicators of species diversity (biodiversity). The trapping took place in Václavov near Zábřeh na Moravě and using passive impact traps. A total of 18 traps were placed. There were 6 traps on hollow spruce, 6 on healthy spruce and 6 on healthy beech. A total of 8241 insects were captured. The largest group of insects in overall were ants. The total number of beetles captured was 910. 26 % beetles were captured on hollow spruces, 31 % beetles were captured on healthy spruces and 43 % beetles were captured on healthy beeches. The total number of click beetles was 45. Out of the total number of click beetles, 15 % were caught on healthy spruce, 60 % were on hollow spruce and 25 % were on a healthy beech. A total number of 9 species of click beetles were caught. In total, 2 species of saproxylic beetles were captured. None out of the rare saproxylic species were caught. The greatest activity of insects was recorded at the beginning of May, where it was greatly affected by the presence of a large number of ants. From the statistical point of view, compared to the number of click beetles (hollow spruce trees, healthy spruce trees and healthy beeches), the highest number of click beetles and click beetles species was recorded on hollow spruces, which means that this difference was statistically significant ($p=0,005$, $p=0,040$). Compared to the beetle family and the number of beetles (hollow spruce trees, healthy spruce trees and healthy beeches), the largest number of beetles families was recorded on healthy spruces and the largest number of beetles on healthy beeches, which means that this difference was not statistically significant ($p=0,452$, $p=0,459$). Hollow spruces at lower altitudes host similar or higher numbers of click beetles and their different species than healthy spruces and healthy beeches, so they are important for biodiversity and should be left in forests. To increase biodiversity, it would be good to leave more dead wood in the woods and reduce the extraction of trees.

Key words:

saproxylic beetle, capturing trap, biodiversity, dead wood, species, decomer.

Obsah

1. Cíl práce.....	11
2. Úvod	12
3. Literární rešerše.....	14
3.1. Saproxylická fauna.....	14
3.2. Saproxyličtí brouci ve vztahu ke stanovišti.....	15
3.3. Saproxyličtí brouci a dřevokazné houby	17
3.4. Mrtvé dříví a jeho význam	18
3.5. Dutiny stromů.....	19
3.6. Rozklad dříví	22
3.7. Popraška smrková - <i>Coniophora puteana</i> (Schumach.) P. Karst.....	24
3.8. Václavka smrková - <i>Armillaria species</i> L.....	25
3.9. Kořenovník vrstevnatý - <i>Heterobasidion annosum</i> (Fr.) Bref. 1888	25
3.10. Mravenci rodu <i>Camponotus</i>	27
3.11. Lýkožrout smrkový - <i>Ips typographus</i> L.	28
3.12. Odchytové pasti	28
3.13. Lokality Václavov u Zábřeha	30
4. Metodika	31
4.1. Metoda odchytu	31
4.2. Zjišťování proměnných.....	31
4.3. Umíst'ování pastí na jednotlivé lokality.....	32
4.4. Statistika	33
5. Výsledky.....	34
6. Diskuze	47
7. Závěr.....	50
8. Doporučení pro praxi	51
9. Použitá literatura	52
10. Fotopřílohy	69
11. Tabulkové přílohy.....	72

Seznam obrázků

Obr. č. 1 Ležící mrtvé dříví. Autor: Jaromír Bartoš

Obr. č. 2 Zobrazení jednotlivých pastí na mapě

Obr. č. 3 Množství odchyceného hmyzu na ZBK – zdravé buky (modrý sloupec), ZSM – zdravé smrky (zelený sloupec) a DSM – duté smrky (červený sloupec).

Obr. č. 4 Celkové počty bezobratlých odchycených na ZBK – zdravý buk (modrý sloupec), ZSM – zdravý smrk (zelený sloupec) a DSM – dutý smrk (červený sloupec).

Obr. č. 5 Celkové počty brouků odchycených na ZBK – zdravý buk (modrý sloupec), ZSM – zdravý smrk (zelený sloupec) a DSM – dutý smrk (červený sloupec).

Obr. č. 6 Počty kovaříků odchycených na ZBK – zdravý buk (modrý sloupec), ZSM – zdravý smrk (zelený sloupec) a DSM – dutý smrk (červený sloupec)

Obr. č. 7 Počty druhů kovaříků odchycených na ZBK – zdravé buky (modrý sloupec), ZSM – zdravé smrky (zelený sloupec) a DSM – duté smrky (červený sloupec).

Obr. č. 8 Jednotlivé podíly počtu brouků k počtu druhů kovaříků odchycených na ZBK – zdravé buky (modrý sloupec), ZSM – zdravé smrky (zelený sloupec) a DSM – duté smrky (červený sloupec).

Obr. č. 9 Počty tesaříků na jednotlivých skupinách stromů odchycených ZBK – zdravé buky (modrý sloupec), ZSM – zdravé smrky (zelený sloupec) a DSM – duté smrky (červený sloupec).

Obr. č. 10 Počty tesaříků na jednotlivých skupinách stromů odchycených ZBK – zdravé buky (modrý sloupec), ZSM – zdravé smrky (zelený sloupec) a DSM – duté smrky (červený sloupec).

Obr. č. 11 Vennův diagram představující překryv u druhového spektra v rámci jednotlivých druhů stromů.

Obr. č. 12 Srovnání čeledí brouků mezi skupinami stromů - duté smrky, zdravé smrky a zdravé buky (One-way Anova).

Obr. č. 13 Srovnání počtu brouků mezi skupinami stromů - duté smrky, zdravé smrky a zdravé buky (One-way Anova).

Obr. č. 14 Srovnání druhů kovaříků mezi skupinami stromů - duté smrky, zdravé smrky a zdravé buky (One-way Anova).

Obr. č. 15 Srovnání počtu kovaříků mezi skupinami stromů - duté smrky, zdravé smrky a zdravé buky (One-way Anova).

Obr. č. 16 Past na dutém smrku. Autor: Jaromír Bartoš

Obr. č. 17 Past na zdravém smrku. Autor: Jaromír Bartoš

Obr. č. 18 Nádobka s fixační tekutinou. Autor: Jaromír Bartoš

Tabulkové přílohy

Tabulka č. 1. Souhrnná tabulka s jednotlivými počty brouků, čeledi brouků, počty kovaříků a druhy kovaříků

Tabulka č. 2. Část přehledové tabulky s řády hmyzu z daného výběru

Tabulka č. 3. Souřadnice daných pastí v systému S-JTSK

1. Cíl práce

- Vypracovat literární rešerši na zvolené téma
- Zjistit jaké společenstvo saproxylických druhů se v zájmovém území vyskytuje
- Pro zájmové území navrhnout opatření pro zvýšení biodiverzity

2. Úvod

Biodiverzita je vnímána různými významy od různých lidí (Maclaurin & Sterelny, 2008, Gaston, 2010). Lesy na celosvětové úrovni zaznamenávají rostoucí míru úmrtnosti (Smith et al., 2015). Definice, kterou navrhuje úmluva o biologické rozmanitosti, říká, že biodiverzita je variabilita mezi živými organismy včetně suchozemských, mořských, jiných vodních ekosystémů a ekologických komplexů, jejichž součástí jsou rozmanitosti v rámci druhů (Purvis & Hector, 2000, Mayer, 2006, Odenbaugh, 2009). Biologická rozmanitost je komplexní a heterogenní koncept zahrnující více úrovní života (např. geny, druhy, ekosystémy), různé biologické vlastnosti (např. složení, struktura, funkce) a množství prostorové a časové dynamiky (Curran et al., 2011). Ztráta biologické rozmanitosti ovlivňuje poskytování základních ekosystémových služeb, jako je opylení, kontrola škůdců a cyklus živin (Cardinale et al., 2012). Jako spolehlivý ukazatel biologické rozmanitosti je také hmyz, jako jsou brouci. V České republice se vyskytují v počtu asi 7 000 druhů. Velký počet z nich je závislý na dřevinách v našich lesích (Hůrka, 1996, Horák & Rébl, 2013). Existují experimentální důkazy o tom, že saproxylické druhy (ty, které jsou závislé na mrtvém nebo rozkládajícím se dříví nebo jsou závislé na jiných organismech nebo které jsou samy závislé na mrtvém dřevu), jsou pozitivně ovlivněny rostoucím zásobováním mrtvého dřeva ve všech druzích lesů (Seibold et al., 2015). Základním principem tvorby struktury lesa je mrtvé dřevo, které podporuje ohromné části biodiverzity. Podle výzkumů se odhaduje, že 20 – 30% bezobratlých ze všech lesních druhů je saproxylických. Tito bezobratlí jsou závislí na mrtvém dřevu a to buď přímo, nebo nepřímo (Stokland et al., 2012). Hlavním cílem udržitelného obhospodařování lesů je snížení dopadů těžby dříví na životní prostředí a ponechávání mrtvého dříví (United Nations, 1992). Mnoho studií ukázalo, že intenzivní lesní management snižuje celkové množství mrtvého dříví (Siitonen, 2001). V porostech, které jsou vychovávány normálními pěstebními zásahy, je smrt stromů méně častá a nově vzniklé mrtvé dříví je ponecháváno (Gustafsson et al., 2012). Z hlediska biodiverzity vzniká při úmyslných mýtních

těžbách mnohem větší škoda na lesních porostech a to díky následnému úbytku mrtvého dříví (Lassauce et al., 2011).

3. Literární rešerše

3.1. Saproxylická fauna

Mrtvé dříví poskytuje jedinečné prostředí pro řadu specializovaných organismů (Harmon et al., 1986). Mezi velmi rozmanité organismy patří saproxylická fauna, která je závislá pouze na mrtvém dříví a je pravděpodobně jednou z nejohroženějších funkčních skupin v obhospodařovaných lesích v důsledku své zřetelné specializace (Siitonen, 2001, Grove, 2002). Například v Evropě je 27% druhů saproxylických brouků klasifikováno jako „ohroženo“ nebo „téměř ohroženo“ (Nieto & Alexander, 2010). Termín „saproxylický“, vytvořil Speight (1989) pro druhy závislé na mrtvém dříví nejméně v jedné fázi svého životního cyklu, a to buď přímo, nebo nepřímo (prostřednictvím dřevokazných hub nebo jiných saproxylických druhů). Saproxylické organismy přitahují velký zájem o ochranu kvůli jejich zranitelnosti při těžbě dříví a taky následné změně kvality stanovišť (Gibbons & Lindenmayer, 1996, Ranius, 2007).

Navzdory zásadní úloze fungování ekosystémů, intenzivní hospodaření vážně ohrožuje lokality saproxylických brouků tím, že dochází k odstraňování mrtvého dříví a starých stromů. Podle červeného seznamu IUCN je v Evropě téměř 18% saproxylických brouků v současné době klasifikováno jako ohrožení. Nejnovější hodnocení poukazuje na to, že 0,7% druhů je kriticky ohroženo, 7,4% ohroženo, 5,4% zranitelní a 13% druhů je téměř ohroženo (Cálix, 2018). Existují například důkazy, že průmyslové lesnictví a degradace lesů vede k poklesu saproxylické rozmanitosti a k místnímu vyhynutí některých druhů v severní Evropě (Siitonen, 2001, Seibold et al., 2015). Předpokládá se, že se saproxylická fauna mění v ekologické posloupnosti v procesu rozkladu dříví (Yatskov et al., 2003).

Proces rozkladu se obvykle liší mezi jehličnatými a listnatými druhy (Yatskov et al., 2003). Změny fyzikálních a chemických vlastností mrtvého dříví v průběhu času, mají významný dopad na hmyz (Grove, 2002). V raných stádiích rozpadu nejsou kolonizátoři hmyzu tak typičtí (Hammond et al., 2001,

Langor et al., 2006). Nicméně kolonizátoři se mezi jehličnatými a listnatými stromy vyskytují spíše v pozdějších fázích rozpadu (Ás, 1993). Mezi rané kolonizátory patří převážně brouci (Pawlowsky, 1961). Nedávný zájem o výzkum saproxylických brouků v několika zemích přinesl rostoucí počet studií, které se zabývali faktory, které ovlivňují rozmanitost těchto brouků (Buse et al., 2010). Saproxyličtí brouci představují výborné modely pro studium dopadů na lesnictví, protože jsou taxonomicky a funkčně rozmanití a citliví na lesnické praktiky (Siitonen, 2001, Grove, 2002, Bouget et al., 2014).

3.2. Saproxyličtí brouci ve vztahu ke stanovišti

Saproxyličtí brouci představují velký podíl lesní biodiverzity v pásu mírné Evropy a nedávné studie naznačují existenci více než tři tisíc druhů saproxylických brouků (Cálix, 2018). Obecně platí, že většina druhů saproxylických brouků se nachází v nížinných lesích (Brunet & Isacsson, 2010). Vzhledem k tomu, že jsou evropské lesy z velké části obhospodařovány, představují velké oblasti potenciálních biotopů pro saproxylické brouky. Proto je velmi důležité zkoumat parametry mikrostanovišť, které souvisejí s diverzitou saproxylických brouků v obhospodařovaných lesích. Saproxylické druhy jsou závislé nejen na mrtvém dřevu a na dřevokazných houbách spojených s mrtvým dřívím, ale také na mikrostanovištích, které souvisejí se stromy (Alexander, 2008). Tyto poznatky mohou pomoci při ochraně rozmanitosti saproxylických brouků (Väisänen et al., 1993).

Porostní zbytky jsou jedním z nejdůležitějších zdrojů mrtvého dříví pro saproxylické druhy (Väisänen et al., 1993). Další důležitou proměnlivostí pro mnoho saproxylických brouků je průměr kmene. I když je zachováno množství mrtvého dříví, druhové složení saproxylických brouků v mrtvém dříví se liší podle druhů stromů (Irmeler et al., 1996). Kromě toho, mrtvé dříví, které je zastíněno hustými, dobře vyvinutými korunami, může být méně vhodné pro některé druhy saproxylického hmyzu. Bylo prokázáno, že bohatost druhů je nižší ve stinných porostech, než v porostech vystavených slunečnímu záření

(Ranius & Jansson, 2000, Kappes & Topp, 2004). Mimo to se příliš neví o společenstvech saproxylických brouků ve stromových dutinách buků (*Fagus sylvatica*) ve srovnání s duby (Quinto et al., 2014). Saproxylické druhy žijí v ranách, mrtvých větvích nebo dutinách jinak zdravých stromů (Stokland et al., 2012).

Obvykle jsou saproxylické druhy zařazeny do následujících pěti trofických kategorií (Speight 1989, Bouget, 2005, Quinto et al., 2014): xylofágní, saproxylofágní / saprofágní, xylomycetofágní, dravci a komensálové. Saproxylické organismy zahrnují zástupce všech hlavních hmyzích řádů. Nejvíce zastoupeny jsou řády Coleoptera a Diptera (Quinto et al., 2014).

Mnoho kůrovců (Scolytinae), brouků (Cerambycidae) a brouků (Buprestidae) se živí pod kůrou. Tito brouci obvykle kolonizují stromy hned po jejich smrti, kdy ještě vnitřní kůra obsahuje živé buňky. Larvy jiných druhů brouků, jako jsou červotočovití (Anobiidae), roháčovití (Lucanidae), tesaříkovití (Cerambycidae) a krascovití (Buprestidae) se zavrtávají do dříví a typicky pohlcují velké množství celulózy a ligninu. Aby se dříví rozložilo, larvy mnoha druhů mají bakterie a kvasinky ve střevech, které zprostředkovávají trávení a pomocí nichž toto dříví rozloží (Bayon, 1981, Dajoz, 2000, Suh et al., 2005). Několik druhů si dokonce vyvinulo speciální orgány, ve kterých jsou mikroby, kterými inokulují dříví (Tanahashi et al., 2010).

Výsledkem této xylofágní hmyzí aktivity je mrtvý strom, ve kterém se nachází mnoho otvorů, které poskytují další přístupové body pro houby a mikroorganismy. Takovéto otvory vznikají například působením velikého tesaříka (*Cerambyx cerdo*), považovaného za ekosystémového inženýra. Larvy hloubí velké chodby, ve kterých probíhá vývoj mnoha dalších druhů (Buse et al., 2008). Také kůrovci, jsou mezi prvními bezobratlými, kteří kolonizují čerstvě spadlé nebo mrtvé dříví. Zdá se tedy, že i další ranní kolonizátoři mrtvého dříví, obzvláště velcí jako je *Aegosoma scabricorne*, jsou klíčovými druhy pro zahájení degradace mrtvého dříví, protože tento druh

vytváří otvory o průměru až 20 mm. V jejich dlouhých chodbách ve smrkových kmenech tak usnadňují vstup ostatním bezobratlým (Zuo et al., 2016). Jakmile je dříví kolonizováno houbami, množství saproxylického hmyzu, které žije v rozkládajícím se materiálu, se značně zvyšuje, jelikož mnoho druhů hmyzu se živí částečně rozpadlým dřívím a houbovým myceliem (Vanderwel et al., 2006).

Při rozpadu kmenů dochází ke změně složení druhů hmyzu s nimi spojených. Složení druhů se neustále mění v rozkladných třídách, přičemž xylofágové a dravci jsou nejvíce zastoupeni v čerstvém dříví, zatímco saprofágové, fungivoři, dravci a parazitoidi mají tendenci být nejvíce zastoupeni ve vyšších rozpadajících se vrtvách (Vanderwel et al., 2006). Také u mikroorganismů bylo zjištěno, že mrtvé dříví pro ně představuje komplexní a heterogenní prostředí, kde se v průběhu času mění hojnost, složení a činnost všech rozkladných složek a to v důsledku posloupnosti druhů doprovázejících rozklad dříví (Pastorelli et al., 2017).

3.3. Saproxyličtí brouci a dřevokazné houby

Houby obývající dříví a saproxyličtí brouci jsou druhově bohaté skupiny, které rozkládají organickou hmotu a významně přispívají k celosvětovému ukládání uhlíku a živin v lesích (Stokland et al., 2012). Obě skupiny po tisíce let soupeří s lidmi o zdroje mrtvého dříví (Grove, 2002). Rozmanitost hub a saproxylických brouků obývajících dříví je určována místními faktory, včetně množství a rozmanitosti mrtvého dříví (Seibold et al., 2016). Například taxonomická rozmanitost saproxylických brouků v experimentálně exponovaném mrtvém dříví byla převážně určena uzavřením korun stromů a stupněm rozpadu mrtvého dříví (Seibold et al., 2016). Většina studií zvažovala taxonomickou rozmanitost a soustředila se buď na houby obývající dříví nebo na saproxylické brouky s jasným důrazem na kvantifikaci vlivů lesního hospodářství na tyto taxony (Stokland et al., 2012). V extrémním případě by mohly být sníženy pozitivní účinky mrtvého dříví na biologickou rozmanitost saproxylických taxonů díky účinkům makroklimatu. Z důvodu zlepšování

konceptí potřebujeme lépe pochopit relativní význam makroklimatu a místních faktorů dřevokazných hub a saproxylických brouků (Thorn et al., 2018).

3.4. Mrtvé dříví a jeho význam

Mnoho studií ukázalo, že intenzivní lesní hospodaření obecně snižuje celkové množství mrtvého dříví v lesích (Siitonen, 2001, Hahn & Christensen, 2004). Pokud se zachovaná porostní střecha stane náchylnou vůči větrům, tak se začnou v porostu hromadit padlé stromy. Padlé stromy se brzy odklízí, během vstupů do porostů v rámci nahodilé těžby (v případě rozsáhlého poškození). Takové odstraňování stromů by mohlo vysvětlit, proč některé porosty mají velmi málo mrtvého dříví (Brunet et al., 2010).

Mrtvé dříví se přeměňuje různými stupni rozkladu, až do jeho konečného začlenění do půdy. Výsledné humusové formy spojené s mrtvým dřívím se nazývají lignoformy. Mrtvé dříví lze považovat za centrum intenzivních biogeochemických procesů, které ovlivní fungování půdy viz. obr. č. 1 (Stutz & Lang, 2017) a přispívá k posílení hojnosti a rozmanitosti mikrobiálního společenství s dalšími toky uhlíku (Magnússon et al., 2016). Z toho vyplývá, že obhospodařované lesy mají snížené množství živin v půdě, ve srovnání s přírodními lesy, což vede ke snížení množství uhlíku v půdě (Bengtsson & Wikström, 1993).

Nedávno bylo prokázáno, že účinky mrtvého dříví na půdu jsou závislé na druhu dříví a to díky složení kvality fenolické hmoty, která souvisí s rozkladnými procesy a organismy (Stutz et al., 2017). Tyto vysoce propojené potravní řetězce jsou velmi důležitou součástí lesní biodiverzity a z toho vyplývá, že těžba dříví z lesů má významné negativní dopady na biologickou rozmanitost (Stokland et al., 2012). Důležitost mrtvého dříví pro ekologii lesů je jednoznačná, pokud uvážíme, že přibližně 1/3 lesních druhů organismů je spojena s mrtvým dřívím (Müller et al., 2008). Když v lese uschne strom, buď spadne, nebo zůstane stát. Toto je velmi důležité pro druhy kolonizující mrtvé dříví. Stojící strom je více vystaven slunci, a proto dříví vysychá mnohem rychleji. Naproti tomu, ležící kmen je mnohem více zastíněný, je v kontaktu s

půdou, a proto je obecně mnohem vlhčí. Extrémní teploty a vlhkost dříví jsou důležitými faktory pro téměř všechny organismy, a proto druhy, které degradují dříví, silně korelují s těmito abiotickými faktory. Kmen stromu poskytuje biotop pro větší množství druhů na rozdíl od větví (Jonsell et al., 1998, Lemperiere & Marage, 2010). V období 20 měsíců ztrácí kmen s kůrou více hmoty, než kmen bez kůry. To také znamená, že daný druh je přednostně nalezen v určitém druhu dříví (Ulyshen et al., 2016).



Obr. č. 1. Ležící mrtvé dříví. Autor: Jaromír Bartoš.

3.5. Dutiny stromů

Dutiny stromů jsou rozhodujícím útočištěm pro mnoho druhů zvířat po celém světě (Blakely et al., 2008). U různých druhů živočichů jsou dutiny stromů součástí jejich základních požadavků. Zmenšení dutiny je spojeno se snížením výskytu, hojnosti a přežití mnoha různých druhů živočichů (Du Plessis, 1995). Stromové dutiny mohou být suché nebo naplněné vodou. Poskytují jak dočasné, tak trvalé sladkovodní stanoviště v lesním krytu, které využívá velké množství druhů hmyzu (Kitching, 1971, Greeney, 2001). Suché stromové dutiny slouží jako významný zdroj pro širokou škálu druhů volně žijících živočichů, včetně druhů ptáků (Elliott et al., 1996).

Široká škála faktorů může ovlivnit vývoj stromových dutin. Mezi hlavní faktory patří průměr kmene, věk, zdravotní a růstový potenciál. Dále zde patří funkce lokality, sklon, topografická poloha a srážky (Bennett et al., 1994, Lindenmayer et al., 2000, Whitford, 2002, Fan et al., 2003). Vlastnosti jednotlivých druhů stromů uvnitř hrají důležitou roli při ovlivňování distribuce a hojnosti stromových dutin. Například hustota dříví je důležitým faktorem určující mechanickou pevnost dříví. Velikost a věková struktura lesa, praktiky těžby dříví a fragmentace stanovišť mohou také ovlivnit rozložení a hojnost stromových dutin (Persson et al., 1995, Beets et al., 2001). Kromě toho je hojnost a rozdělení stromových dutin ovlivněno mnoha abiotickými a biotickými faktory, které se liší mezi biogeografickými oblastmi. Například v mnoha lesích severní polokoule jsou stromové dutiny z velké části tvořeny primárními druhy dutin, které vytvářejí například datlové. Velké stromové dutiny jsou vhodné pro faunu obratlovců, kteří ve stromu přetrvávají více než 200 let. Oheň je také důležitým faktorem při vytváření stromových dutin. Stromové dutiny se tvoří při rozpadu jádra stromu a zároveň, když je strom vystaven nějakému fyziologickému nebo fyzickému stresu, jako je oheň. S rostoucím věkem a poškozením stromu vlivem hmyzu vznikají také dutiny (Gibbons & Lindenmayer, 2002).

Druhy závislé na dutinách stromů, čelí klesající dostupnosti biotopů, protože přestálé stromy ubývají jak v lese, tak v zemědělské krajině (Kirby & Watkins, 1998, Nilsson, 1997). Z tohoto důvodu je naléhavým úkolem ochránců přírody zajistit, aby v budoucnu bylo stále udržováno dostatečné množství dutých stromů (Ranius et al., 2005).

Vzhledem k tomu, že duté stromy nežijí věčně, je nezbytné zajistit, aby byly vytvořeny nové duté stromy, pokud má být zachován určitý počet těchto dutých stromů. Vzniká tak problém s nedostatkem dutých stromů. Mnoho lokalit má tak málo dutých stromů, že na těchto stanovištích existuje značné riziko vyhynutí několika vzácných, ohrožených druhů (Ranius et al., 2005). Na takových místech by měl být počet dutých stromů nejen zachován, ale také co

nejrychleji navýšen. Pro dlouhodobé plánování ochrany je proto zapotřebí znalostí, které se zabývají poškozením dutých stromů (Ball et al., 1999, Fan et al., 2004).

Stromové dutiny poskytují bezpečné místo před dravci a nepříznivým počasím a jejich dostupnost a distribuce je považována za způsob, který ovlivní životnost a strukturu jednotlivých skupin (Martin, 1993, Martin et al., 2004, Wiebe et al., 2006). Nevyklované dutiny vznikají odlomením stromové větve, trhlinou v kůře nebo vytlením pařezu. Dutiny se vytvářejí vlivem houbových nebo jiných rozkladných procesů. Otvory mohou přetrvat ve stromu po dobu několika desítek let, což představuje prostor pro hnízdění a možnost opětovně využívat stávající dutiny (Aitken et al., 2002, Wiebe et al., 2006). Vědci nedávno začali zkoumat relativní důležitost dutin vyhloubených a nevyhloubených (Daily et al., 1993, Martin & Eadie, 1999).

Šplhavci jako jsou datli, vytvářejí dutiny v umírajícím nebo mrtvém stromu. Datli jsou považováni za klíčové druhy v mnoha ekosystémech. Tím, že klovaří dutiny tak poskytují prostor pro hnízda ostatním druhům. Datli mohou také ovlivnit hojnost a distribuci ostatních druhů jedinců v přírodě. V mnoha studiích u vyklovaných dutin není znám jejich původ. Porovnání jednotlivých dutin, jejich využití a dostupnost může poskytnout přehled o významu datlů jako o klíčových druzích (Daily et al., 1993, Martin & Eadie, 1999).

Mikroklima v dutinách je důležité pro živočišné druhy, které v nich přebývají. Vyrovnávací teplota ve stromových dutinách je ovlivněna výškou dutiny, šířkou dutiny a velikostí kmene. Dutiny stromů mohou snížit maximální denní teplotu o 1,6 – 2,9 °C a zvýšit minimální teploty v noci přibližně o 2,3 °C (Isaac et al., 2008). Tato schopnost vyrovnávat teplotu okolního prostředí bude obzvláště důležitá při předpokládaném zvyšování teploty v důsledku antropogenní změny klimatu s tím, že extrémní teplotní změny by se měly dostavit (IPCC, 2013). Zatím je známo, že dutiny stromů poskytují mikroklima, které je stabilnější než okolní podmínky, ale na druhou stranu je málo známo

o jejich pufrovací kapacitě při extrémních teplotách (Sedgeley, 2001). Mnoho druhů využívajících dutiny ve stromech, je ohrožováno těžbou a patří k nejvíce ohroženým živočichům (McIlroy, 1978). Je to proto, že dutiny vhodné pro obsazení volně žijícími druhy mohou přetrvávat ve stromu několik set let (Ambrose, 1982). Rozhodující může být i metoda těžby a interval mezi těžebními periodami, které mohou ovlivnit ponechávání takových stromů (Lindenmayer et al., 1990b). Takové odstraňování stromů bude mít negativní vliv na velký počet taxonů obratlovců a bezobratlých, kteří jsou závislí na dutých stromech. Stromy s dutinami jsou charakteristickou složkou lesního ekosystému (Gibbons & Lindenmayer, 1996).

3.6. Rozklad dříví

Jednou z důležitých hrozeb pro mnoho stromů je rozklad dříví způsobený houbami. Většina hub rozkládající dříví je součástí skupiny Basidiomycota. Jsou to houby, které metabolizují sacharidy a rozkládají lignifikované stěny buněk, což způsobuje bílou nebo hnědou hnilobu (Lonsdale, 1999). Využívání uhlíku v lesních ekosystémech se provádí převážně přes saprofyty dříví (Rayner & Boddy, 1988, Aghajani, 2017). Během procesu rozkladu jsou sacharidy rozkládány na jednoduché cukry pomocí enzymů, které produkují houby (Schmidt, 2006). Rozklad velkých stromů je dlouhodobý proces oběhu živin, který trvá řadu desetiletí. Zahrnuje složité společenství bezobratlých a mikroorganismů v jejich postupné části vývoje (Stokland et al., 2012).

Jednou z hlavních složek dříví je lignin, který tvoří integrovanou strukturu s hemicelulózou a je velmi špatně rozložitelný (Stokland et al., 2012). Také přítomnost nebo nepřítomnost kůry má vliv na rozklad dříví. Klíčem k zahájení rozkladu dříví jsou brouci, kteří kolonizují stromy, protože pronikají do kůry a poskytují přístup k bohatým sacharidovým rezervám uvnitř. Kromě toho, že poskytují vstupní místa pro nesčetné bezobratlé a mikroorganismy, tyto brouci přímo očkují dříví různorodou, charakteristickou komunitou hub a bakterií. Tento hmyz aktivně přispívá k rozvoji rané houbové infekce v mrtvém

dříví (Strid et al., 2014). Navíc, vytváření chodeb ve dříví pravděpodobně ovlivní rozklad dříví a to lepším provzdušněním a podporou fragmentace (Ulyshen, 2016). Biologické faktory, které ovlivňují kolonizaci a hloubení chodeb v padlých kmenech, určují následné rozložení dříví (Zhong & Schowalter, 1989).

Specifické basidiomycety, houby bílé hniloby, mají rozhodující úlohu při rozpadu dříví. Tyto houby jsou jedinečné organismy, protože mohou dekonstruovat přírodní polymery, jako je lignin (Hatakka & Hammel, 2010). Rychlost rozpadu mrtvého dříví jako kombinace biologického dýchání, loužení, fragmentace je hlavně důsledkem organismů (například houby, hmyz), které určují vnitřní vlastnosti (např. druhy stromů) a faktory prostředí (např. teplota, vlhkost), (Kahl et al., 2017).

Houby degradující dříví používají enzymatické a neenzymatické mechanismy k degradaci vrstvy buněčné stěny (Schmidt, 2006). Je zřejmé, že tyto houby mají kompletní sadu genů sloužící při rozkladu buněčných stěn dřevin (Stokland et al., 2012). Rozklad dřeviny je jednou z hlavních částí koloběhu živin, který má velký vliv na globální uhlíkový cyklus (Cornwell et al., 2009). Během první fáze rozkladu jsou důležité znaky na kůře, neboť určují kvalitu dříví jako místa úkrytu a zdroje pro makro-detritivory (Franceschi et al., 2005, Stokland et al., 2012). Způsob rozkladu mrtvého dříví lze klasifikovat na bílou a hnědou hnilobu. Hnědá hniloba napadá celulózu, ale významně neovlivňuje lignin (Worrall et al., 1997), což má za následek hnědavý zbytek, který se rozpadá na krychlové fragmenty. Houby bílé hniloby degradují jak celulózu, tak lignin (Blanchette, 1991). Hemicelulóza může být rozložena jak hnědými, tak bílými hnilobami (Lundell et al., 2014). Zatímco mrtvé dříví je převážně rozkládáno pomocí Agaricomycetes, v rozkladu rostlinných zbytků hraje významnou roli Ascomycota spolu s agarico-mycety (Lundell et al., 2014; Schneider et al., 2012). Ostatní druhy hnilob jsou také přítomny. Například „měkká hniloba“ u některých druhů Ascomycota a „šedá hniloba“ u některých druhů Basidiomycota (Riley, 2014). Ačkoli mnohé ektomykorhizní houby jsou částečně saprotrofické, jejich schopnost způsobující rozpad se považuje za

marginalní ve srovnání s houbami rozkládající dříví (Rineau et al., 2013, Majjala et al., 1991).

Některé houby rozkládající dříví jsou agresivními patogeny, kteří způsobují odumření stromu, nicméně mnoho hub je tzv. nepatogenních saprofytů. Tyto saprofytické houby mohou postupně rozkládat jádro, což vede k tvorbě dutin u velkých živých stromů. Rozklad dříví snižuje jeho pevnost a může vést k vyvrácení stromů (Ciftci et al., 2014). Různé druhy dřevokazných hub mají různé kolonizační strategie, růstové charakteristiky, kapacitu rozpadu a selektivitu hostitele (Schwarze et al., 2000). Zjištění stupně rozpadu a identifikace druhů hub je důležité pro posouzení pevnosti a stability struktury dříví (Glaeser & Lindner, 2011, Schmidt et al., 2012).

3.7. Popraška smrková - *Coniophora puteana* (Schumach.) P. Karst.

Dřevokazná houba způsobující hnědou hnilobu a rozklad buněčné stěny. Mikroskopické a enzymatické studie poskytly důkazy o tom, že rozklad dříví houbou *Coniophora puteana* je jedinečný jak z hlediska mikromorfologických, tak z hlediska enzymatických modelů degradace buněčné stěny. Během rozpadu vlivem hnědé hniloby se celulóza a hemicelulóza rychle a značně depolymerizuje, ale degradace ligninu je omezená. Ve srovnání s houbami tvořící bílou hnilobu je známo jen málo o schopnosti hub odbourávající lignin, s výjimkou několika málo zpráv o přítomnosti ligninolytických enzymů v houbách způsobujících hnědou hnilobu (Szklarz, 1989).

V dřívější práci Kim a kol. (2000) poznamenali, že *Coniophora puteana* rozkládá buněčné stěny tvrdého dříví, včetně středních lamel, způsobem charakterizujícím rozklad vlivem bílé hniloby. Tyto způsoby degradace se liší od vzorku, o kterém je známo, že je typický pro hnědou hnilobu. Toto naznačuje, že některé hnědé hniloby mohou také podstatně degradovat lignin (Kleist & Schmitt, 2001). *Coniophora puteana* degraduje tracheidy a dřevní vlákna, zatímco dřevní stěny zůstávají nedotčené. V hnědé hnilobě existují dva fyziologické typy hyf. Některé z těchto hyf mají schopnost degradovat a

metabolizovat všechny sloučeniny buněčných stěn, včetně ligninu, zatímco jiné hyfy pouze lignin modifikují. Degradace středních lamel a sekundárních buněčných stěn naznačují, že enzymy nebo činidla odpovědné za degradaci ligninu musí být přítomny v hnilobě *Coniophora puteana* (Kleist & Schmitt, 2001).

3.8. Václavka smrková - *Armillaria species* L.

Napadení houbou *Armillaria species* vede k jednomu z největších problémů a následným rozpadům jehličnatých porostů nejen v lesních porostech, ale také v ovocných sadech nebo u dřevin pěstovaných na plantážích (Wargo & Shaw, 1985). Při výzkumu různých druhů *Armillaria species* je důležité brát v potaz místo výskytu, které je ovlivňováno zeměpisnou šířkou i délkou (Guillaumin et al., 2005).

Ekologie výskytu různých druhů *Armillaria species* jsou také publikována v různých evropských zemích (Guillaumin et al., 2005). Různé druhy hub napadající nebo poškozující dřevní hmotu tvoří seskupení hyf. Tyto hyfy můžeme pozorovat především v části mezi bělí a kambiem. Hyfy *Armillaria species* jsou v životním vývoji hub diferencovány do mnoha skupin s rozčleněním biologických funkcí, jako jsou plodnice, provazce mycelia, pláty mycelia a sklerocia (Guillaumin et al., 2005).

3.9. Kořenovník vrstevnatý - *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref. 1888

Smrk ztepilý (*Picea abies*, (L.) Karst.) je jedním z nejdůležitějších druhů jehličnanů v Evropě. Je široce využíván na výrobu z masivního dříví a pro výrobu buničiny a papíru. Dříví je využíváno především ke stavebním účelům a musí splňovat určité požadavky na kvalitu z hlediska stability, pevnosti a tvrdosti (Hannrup et al., 2004). Infekce houbou *Heterobasidion annosum*, snižuje přírůst stromů a znehodnocuje smrkové dříví, protože rozpadlé dříví nesplňuje potřebné požadavky na kvalitu řeziva. Infekce je také problematická pro průmysl kde se vyrábí buničina a papír, protože dříví je zničeno (což představuje ztrátu biomasy) a s hnilobou se mění i barva. Dříví napadené

houbou *Heterobasidion annosum* způsobuje velkou škodu i z ekonomického hlediska (Bendz-Hellgren & Stenlid, 1997). *Heterobasidion annosum* je druhový komplex, se třemi zástupci nacházející se v Evropě. *Heterobasidion parviporum* má jako svého hlavního hostitele smrk ztepilý (*Picea abies*), (Dalman et al., 2010, Niemelä & Korhonen, 1998). V polovině osmdesátých let bylo průměrné napadení houbovou infekcí *Heterobasidion annosum* ve smrkových porostech odhadnuto na 15% (Stenlid & Wästerlund, 1986).

Výskyt napadení houbou *Heterobasidion annosum* se podle odhadů v obhospodařovaných lesích za jedno desetiletí zvýšil o 23% (Thor et al., 2005). Při inventarizaci houbové hniloby v jehličnatých porostech v jižním Finsku Tamminen (1985) zjistil, že 90% z celkového objemu hniloby neboli 60% těchto zaznamenaných případů bylo způsobeno houbou *Heterobasidion spp.* Ve Finsku napadá *Heterobasidion annosum* převážně borovici lesní (*Pinus sylvestris* L.), ale napadá také smrk ztepilý (*Picea abies*, (L.) H. Karst.), Jalovec obecný (*Juniperus communis*, L.) a několik listnatých druhů stromů (Korhonen et al., 1998a). Oba druhy kořenovíků (*Heterobasidion annosum*, *Heterobasidion parviporum*) se vyskytují po celém jižním Finsku, ale podle předchozí literatury se *Heterobasidion annosum* nerozšířil do severního Finska (Korhonen & Piri, 1994). *Heterobasidion parviporum* má užší rozsah hostitelů než *Heterobasidion annosum*. Napadá výhradně smrk ztepilý a vyskytuje se běžně ve smrkových porostech po celém jižním Finsku (Korhonen & Piri, 1994). V Evropě je *Heterobasidion annosum* nejčastěji nalézán v borových lesích, ale je schopen napadnout i ostatní jehličnany a listnaté stromy (Korhonen, 1978).

Zástupci komplexu *Heterobasidion annosum* jsou nejničivějšími choroboplodnými činiteli jehličnanů v severních a mírných oblastech světa, zejména v Evropě, které způsobují hnilobu kořenů a kmene. Působí také odumírání jehličnanů. Ekonomické ztráty vyplývající z infekce druhu *Heterobasidion spp.* v lesích evropské unie byly v roce 1997 odhadovány na 800 milionů EUR (Woodward et al., 1998). U borovice napadá kořenovíček běl

a ničí vaskulární kambium, což vede k uhynutí jedince. Naproti tomu u druhu *Picea abies* způsobuje druh *Heterobasidion spp.* rozsáhlou jádrovou hnilobu, umožňující infikovaným stromům udržet energii po celá desetiletí (Garbelotto & Gonthier, 2013). Při inokulačních experimentech však infekce snadno kolonizuje a rozšiřuje se v rámci zdravého dříví. U mladých porostů *Picea abies* dochází k hynutí jednotlivých stromů (Swedjemark et al., 1999). Poškození způsobené hnilobou *Heterobasidion spp.* je silně spojeno s činností lesního hospodářství (Stenlid & Redfern, 1998).

Čerstvé pařezy jsou náchylné k infekci vzdušnými spóry, které klíčí a prorůstají do kořenového systému (Stenlid & Redfern, 1998). Nakonec zůstává *Heterobasidion spp.* v pahýlech, odkud se opět přenáší infekcí na nově vysazené jedince (Stenlid, 1987). Pařezy hrají klíčovou roli v šíření epidemie *Heterobasidion spp.*, nicméně je málo známo o vlastnostech jednotlivých pařezů, jenž určují úspěšný přenos infekce patogenu na ostatní stromy. Jedná se o několik různých kroků šíření kořenovníku. Patří mezi ně infekce pařezů, kolonizace v pařezech a infekce kořenů stromů. Všechny tyto kroky znamenají, že houba roste skrze různá rostlinná pletiva, jako je jádro, běl a kůra, jenž mají různé fyzikální a chemické vlastnosti. Růst skrze tyto pletiva také představuje kompetici s dalšími různými mikroorganismy (Woods et al., 2006). Pařezy jsou také ovlivněny faktory, které působí na stanoviště, mezi něž patří historické využívání půdy a charakteristika půdy. Množení infekcí je mnohem rychlejší v lesích vysazených na bývalé zemědělské půdě, než v sekundárních lesích, které byly založeny na bývalé lesní půdě (Oliva et al., 2010a). Konkrétněji, riziko infekce je největší na písčinych půdách s vysokým pH a nejmenší na špatně odvodněných rašelinách (Stenlid & Redfern, 1998).

3.10. Mravenci rodu *Camponotus*

Mezi nejznámější mravence osídlující smrky napadené dřevokaznou houbou patří mravenci z rodu *Camponotus* a to především *Camponotus ligniperda* (Latr.), kteří si vytváří dlouhé chodby v tlejícím kmenu živých smrků, ale mohou osídlovat i poražené smrky (Powell, 2008). Mravenci rodu

Camponotus se zaměřují především na smrky napadené houbou popraškou smrkovou (*Coniophora puteana*, Schumach.) V jednotlivých populacích se vyskytuje určitý počet královen. Mravenec dřevokaz se obvykle nevyskytuje v polygamii. Ve dříví vytváří tzv. lamelovou strukturu (Hagara, 2014).

3.11. Lýkožrout smrkový - *Ips typographus* L.

Jedná se především o škodlivého brouka, který napadá oslabené smrkové porosty. Tento primární škůdce usmrcuje zelené, smrkové porosty. Jedná se o podkorního škůdce, který do dříví zatahuje spóry hub, které pak způsobují tlení dřava. Tento brouk toto mrtvé dříví připravuje pro další kolonizátory (např. saproxylicí brouci). Mezi nejnebezpečnější patří zralostní žír, který provádí mladí, oranžově zbarvení brouci a to jak přímo v požerku nebo na jiných stromech na které naletí a zavrtají se do nich. Rojení druhé generace probíhá v měsících od června do srpna. Může nastat ještě třetí rojení a to na přelomu srpna a září. Toto třetí rojení je velice závislé na teplotě, protože může být delší nebo kratší. Upřednostňuje stromy ne-příliš vitální, ale naopak oslabené. Mezi takové stromy patří např. vývraty, stromy poškozené dřevokaznou houbou, stromy oslabené suchem atd. Podle vyhlášky MZE ČR č. 101/1996, se jedná o kalamitního škůdce. V této vyhlášce je stanoven také základní stav, zvýšený stav a kalamitní stav tohoto škůdce (Křístek, 2013).

3.12. Odchyťové pasti

Velká část druhů hmyzu v boreálních lesích je saproxylická (Siitonen, 2001). Tyto druhy jsou buď přímo závislé na mrtvém dříví, nebo žijí s ostatními saproxylickými druhy v průběhu určité části svého životního cyklu (Speight, 1989). Je nutné získat informace o tom, jak různé pěstební postupy ovlivňují saproxylické organismy a jak by měla být tato fauna a flóra zkoumána. Mezi největší saproxylické taxony patří řád brouci (Coleoptera), (Berg et al., 1994). Bylo použito několik metod odchyty, které zkoumají saproxylické druhy brouků. Jedna z metod je okenní past, v níž je umístěno mrtvé dříví. Funguje tak, že se drobní brouci a larvy shromáždí pod kůrou mrtvého dříví umístěného v pasti a poté vypadávají do trychtýře, který je umístěn pod dřívím

zavěšeným v pasti (Väisänen et al., 1993) nebo se brouci odebírají z kůry až v laboratoři do Tullgrenovy nálevky (Jonsell & Weslien, 2003).

Další metodou je odchyt pomocí pasti, která je umístěna na mrtvém dřevu. Past má síto, kam padají brouci (Okland, 1996). Tato past odchyťává hmyz, který je přítomný kdekoli v tomto dřevu nebo na kůře. Pro odchyt saproxylických brouků kteří létají, se používá další metoda, která má název pasivní nárazová past. Tato past se umísťuje přímo na strom. Nejen, že tyto pasivní nárazové pasti shromažďují hmyz ze specifických míst daného stromu, Shromažďují také létající hmyz asociovaný v substrátu (Okland, 1996). Byly zjištěny velké rozdíly v počtu odchycených brouků těmito metodami a také ve schopnostech speciálně testovat saproxylické brouky (Siitonen, 1994, Okland, 1996).

Všechny metody mají své výhody a nevýhody a upřednostňovaná metoda závisí na dostupnosti zdrojů a na cíli studie. Pasivní nárazová past, v níž je umístěno mrtvé dřevo, je pravděpodobně nejspolehlivější a nejkompletnější metodou při studiu jediného mrtvého dříví, ale je náročná na zhotovení. Pasivní nárazové pasti slouží ke shromažďování velkého množství hmyzu (Siitonen, 1994). Podle (Wikars et al., 2005), pasivní nárazové pasti na smrcích odchyťly několik druhů hmyzu, který se vyvíjí hlavně na listnatých stromech. To je pravděpodobně jeden z důvodů nízkého počtu saproxylického hmyzu v našem případě. Velký počet druhů ulovených pomocí pasivních nárazových pastí, může být problém při zpracování odchycených vzorků hmyzu, protože více druhů hmyzu znamená více práce při determinaci hmyzu. Determinace druhů je mnohem snazší u vzorků hmyzu z pastí se sítem, protože tato metoda odchyty poskytuje menší počty hmyzu a je zde zajímavý vyšší podíl druhů. Mnoho druhů hmyzu se k letu připravuje během prvního teplého období sezóny. Tento fakt se projevuje v nárůstu počtu odchycených druhů ve vzorcích v jednotlivých pastech. Větší odchyty bývají během června až července (Wikars et al., 2005).

3.13. Lokality Václavov u Zábřeha

Tyto lokality se vyskytují v mírné oblasti MT10. V měsíci lednu je průměrná teplota -3°C , v měsíci dubnu $7 - 8^{\circ}\text{C}$, v měsíci červenci $17 - 18^{\circ}\text{C}$, v měsíci říjnu $7 - 8^{\circ}\text{C}$. Počet dnů letních je $40 - 50$, zimních dnů $110 - 130$, ledových dnů $30 - 40$. Srážky během vegetačního období jsou $400 - 450$ mm, v období zimy $200 - 250$. Počet dnů jasných je $120 - 150$, dnů pod mrakem $40 - 50$. Sněhový kryt se může vyskytovat po dobu $50 - 60$ dní. (Quitt, 1971).

4. Metodika

4.1. Metoda odchytu

Byly použity pasivní nárazové pasti. Jednotlivé pasti byly zavěšeny na stromech v 1,3 m nad zemí, u dutých smrků byly pasti umístěny před dutinou. Celkem bylo vybráno 18 stromů. 6 smrků s dutinou, 6 smrků zdravých a 6 buků. Uchycení pastí bylo pomocí ocelového drátu. Drátem byla upnuta jak horní tak spodní část pasti. Jednotlivé pasti jsou složeny z dvou plastových skel. Velikost většího skla je 400 × 500 mm a velikost menšího skla je 200 mm × 500 mm. Tyto dvě plastová skla jsou do sebe zapuštěna a upevněna pomocí ocelového drátu. Jako stříška byl použit kruhovitý plast. Ve spodní části pasti se nachází trychtýř, který je upevněn ke dvěma plexisklům. Pod trychtýřem se nachází nádobka se slanou vodou s detergentem. Princip je takový, že kolem poletující hmyz naráží do plastových skel pasti a nárazem padá do trychtýře, který vyúsťuje do plastové nádoby. Jednotlivé druhy hmyzu jsou pak zakonzervovány ve slané vodě s detergentem. Detergent ruší povrchové napětí. Slanou vodu musí tvořit koncentrovaný roztok NaCl. Pasti by se měly vybírat při vyšších okolních teplotách častěji, aby se zabránilo případnému zahnívání. Na našem území se nacházelo celkově 18 pastí. Opakování výběrů probíhalo po 14 dnech. Počátek umísťování pastí byl na začátku dubna a odchyt ukončen na konci září. Odchycený materiál se poté odvážel na fakultu, kde probíhala determinace a třídění druhů do čeledí.

Předmětem zkoumání bylo především zjistit celkové počty bezobratlých. Dále to byly celkové počty brouků, celkové počty kovaříků, celkové počty saproxylických druhů kovaříků, zastoupení kovaříků v celkovém počtu brouků a celkové počty tesaříků.

4.2 Zjišťování proměnných

Při zjišťování proměnných se hodnotily dendrometrické veličiny a to: objem mrtvého dřeva listnáčů, objem mrtvého dříví jehličnanů a to jak ležícího, tak stojícího, zastoupení dřevin v procentech s minimální výškou 1,3 m, zápoj jednotlivých korun porostu, počet daných stromů s průměrem kmene v 1,3 m

tlustší jak 50 cm, zastoupení dřevin v procentech s minimální výškou 1,3 m. Zjišťoval se počet dutých smrků a to i dutého smrku, na kterém vysela past. Dále věk porostu a tloušťka kmene. Zakmenění se odhadovalo. Zjišťovaly se počty dřevin v kruzích o poloměrech 10 m, 20 m a 40 m. Hustota podrostu hrála taky svou roli a to především v tom, že podrost by past překrýval a nebyla by vidět. Proto bylo nutné okolo pasti udělat prostor tím, že se podrost vyřezal do vzdálenosti alespoň 2 m od pasti. Na jednotlivých stanovištích byla hustota podrostu vysoká. Zapojení korun bylo zjišťováno pomocí fotek ve středu každé zkusné plochy. Pro pořízení fotek byl použit fotoaparát Nikon. Vyhodnocování fotek probíhalo pomocí programu Gap Light Analyzer 2.0. U smrků, které byly duté, se zjišťovala hloubka dutin, plocha dutiny a výška měřená od paty kmene k vrcholu dutiny. Dále se u dutin hodnotil stupeň rozkladu trouchu. Stupeň rozkladu se zjišťuje pomocí kovového bodce, kterým se do dutiny provádí vpichy. Jednotlivé stupně rozkladu byly hodnoceny podle tvrdosti hniloby. Stupeň číslo 4 představuje dřevo zdravé, nenapadené hnilobou. Stupeň číslo 3 představuje dřevo stále tvrdé, nerozpadavé v ruce a na jeho rozštípnutí by bylo potřeba mechanického nástroje. Stupeň číslo 2 představuje dřevo hnilobou napadené, měkké tak, že se v ruce rozpadalo. Stupeň číslo 1 představuje dřevo z velké části rozložené, měkké, v některých případech rozložené na kostky nebo sypké.

4.3. Umíst'ování pastí na jednotlivé lokality

Pro výběr lokalit bylo potřeba, aby se na daných stanovištích nacházelo dostatečné množství dutých, zdravých smrků a aby rozloha jednotlivých porostů byla větší. Pasti se musely nacházet alespoň 40 m od louky. Dále se hodnotili stromy pro umístění pastí. Stáří porostu alespoň 80 let. V každém porostu muselo být minimální zastoupení smrku. Jednotlivé vzdálenosti pastí od sebe měli být minimálně 40 m. U každé pasti se zjišťovaly GPS souřadnice. Pasti byly zaznačeny v mapě. Pasti se umísťovali na duté smrky, zdravé smrky a na zdravé buky.



Obr. č. 2. Zobrazení jednotlivých pastí na mapě.

Převzato z:

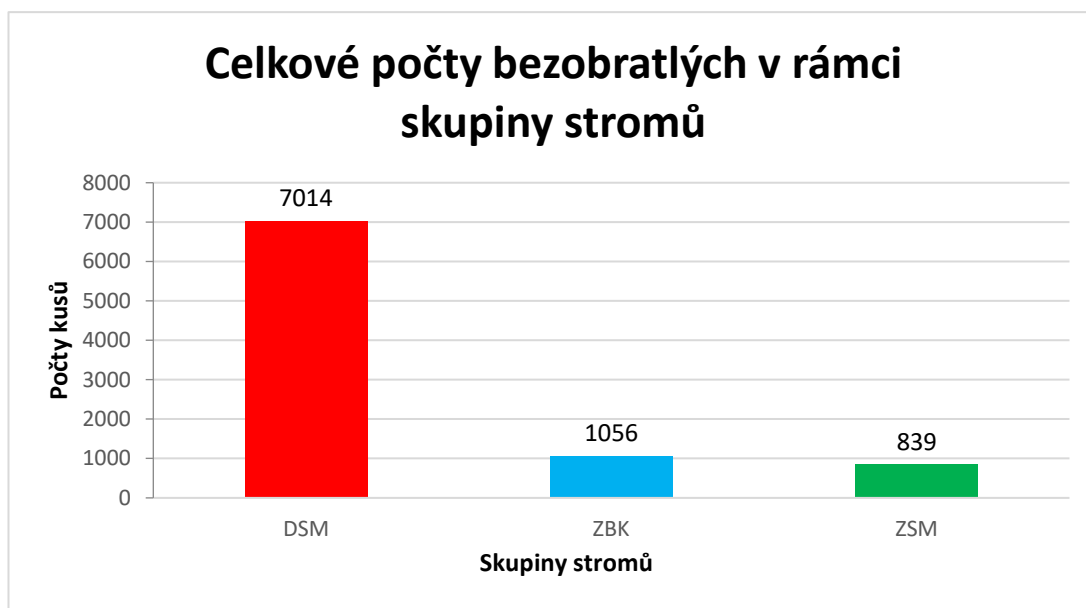
<https://mapy.cz/letecka?vlastni-body&x=16.8141492&y=49.9207101&z=15>
dne 23.1. 2019

4.4. Statistické analýzy

Byla použita jednoduchá metoda statistiky pomocí grafů vytvořených v programu excel. Pro vyhodnocení druhových spekter byl použit Vennův diagram. Při statistických výpočtech byl použit program Stacistika 13.4.0.14. Byla testována normalita dat. K otestování normality dat, byl použit Kolmogorovův Smirnovův test. Pro testování rozdílů v počtech brouků, čeledích brouků, počtech kovaříků a druhích kovaříků mezi dutými smrky, zdravými smrky a zdravými buky byla použita One-Way Anova.

5. Výsledky

Celkově bylo odchyceno 8909 kusů hmyzu. Dále bylo odchyceno 910 kusů brouků. Počty kovaříků jsou zaznamenány v tabulce č. 1. Na následujících obrázcích je uvedeno grafické znázornění.



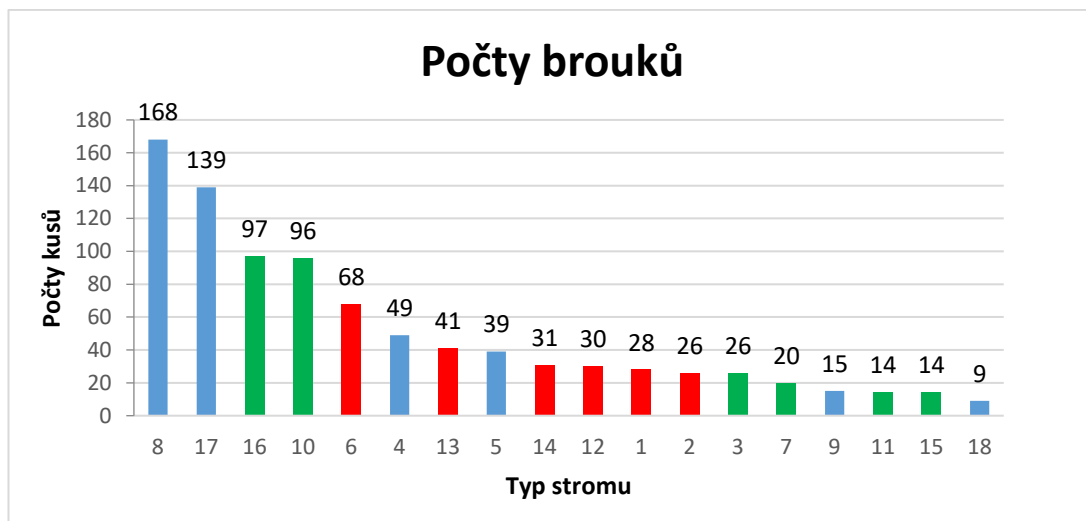
Obr. č. 3. Množství odchyceného hmyzu na ZBK – zdravé buky (modrý sloupec), ZSM – zdravé smrky (zelený sloupec) a DSM – duté smrky (červený sloupec).

Na obr. č. 3. je patrné, že největší počet druhů byl zaznamenán na dutých smrcích. Za to nejmenší počet byl zaznamenán na zdravých smrcích. Je vidět, že duté smrky mají opět z hlediska biodiverzity největší význam. Na zdravých smrcích je vidět, že je biodiverzita menší. Mezi dutými smrkami a zdravými smrkami je obrovský nepoměr, z toho hlediska, že na dutých smrcích se chytalo velké množství mravenců, kteří tyto počty bezobratlých nesmírně ovlivnili. Tím, že se na dutých smrcích vyskytuje dutina, tak v této dutině se v mnoha případech vyskytují hnízda těchto mravenců. Naproti tomu, na zdravých bucích a zdravých smrcích se tyto mravenci mohou vyskytovat jen poblíž, například v nadzemních kupách z jehličí.



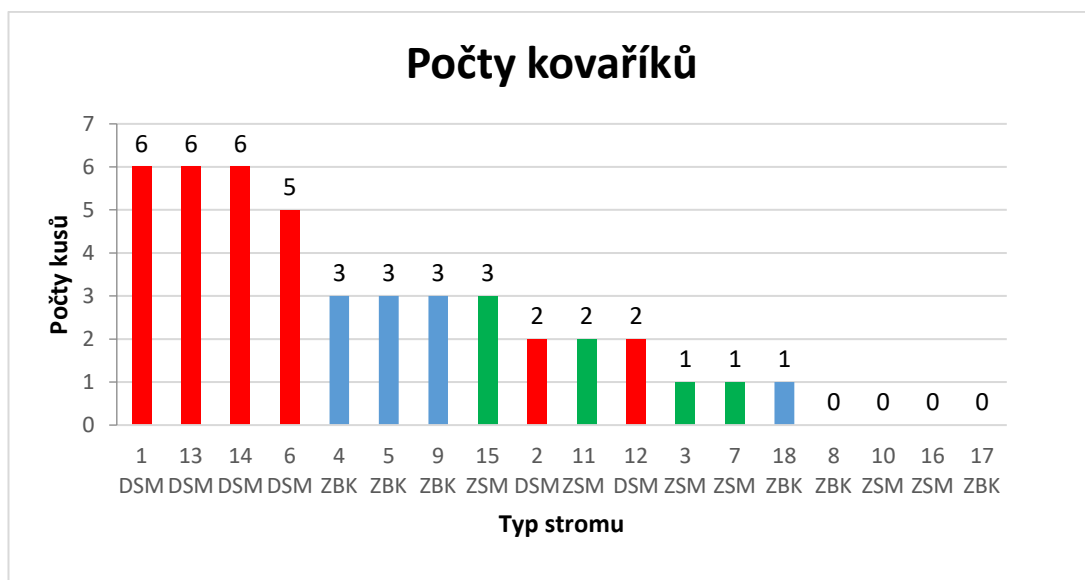
Obr. č. 4. Celkové počty bezobratlých odchycených na ZBK – zdravý buk (modrý sloupec), ZSM – zdravý smrk (zelený sloupec) a DSM – dutý smrk (červený sloupec).

Z obr. č. 4. je patrné, že největší počty odchyceného hmyzu byly na DSM č. 14, nejmenší počty byly zaznamenány na ZBK č. 18. Je vidět velký nepoměr mezi DSM č. 14 a ostatními pastmi. Na ZBK se chytalo menší množství hmyzu a na ZSM také menší množství. Jinak kromě pasti č. 14, byly všechny ostatní výběry rovnoměrně vyrovnané, žádné velké extrémy. Tři ZBK jsou hned za DSM č. 14, což naznačuje, že mají svůj význam i tady v těchto lokalitách.



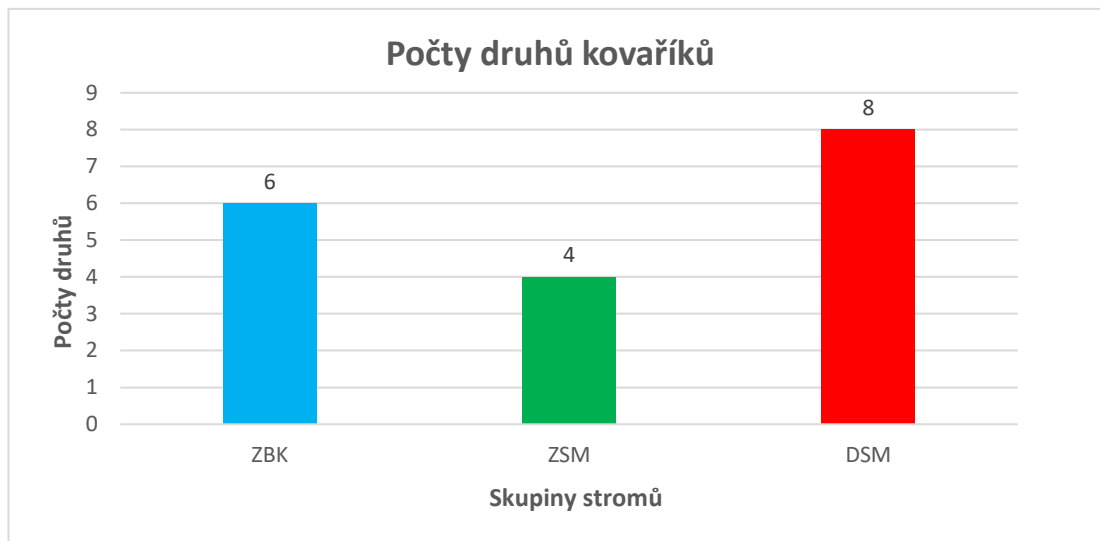
Obr. č. 5. Celkové počty brouků odchytených na ZBK – zdravý buk (modrý sloupec), ZSM – zdravý smrk (zelený sloupec) a DSM – dutý smrk (červený sloupec).

Na obr. č. 5. jsou vidět celkové počty brouků odchytených na jednotlivých stromech. Vidíme, že největší množství brouků bylo odchyteno na pasti č. 8, kde se jedná o ZBK. Nejmenší množství brouků bylo odchyteno na ZBK č. 18. Jinak tendence odchyty na jednotlivých pastech je ve srovnání s obr. č. 4 rovnoměrněji klesající. To je zapříčiněno tím, že počty brouků jsou oproti celkovému počtu bezobratlých rapidně nízké a tím jsou hodnoty jednotlivých odchytů u brouků vyrovnanější.



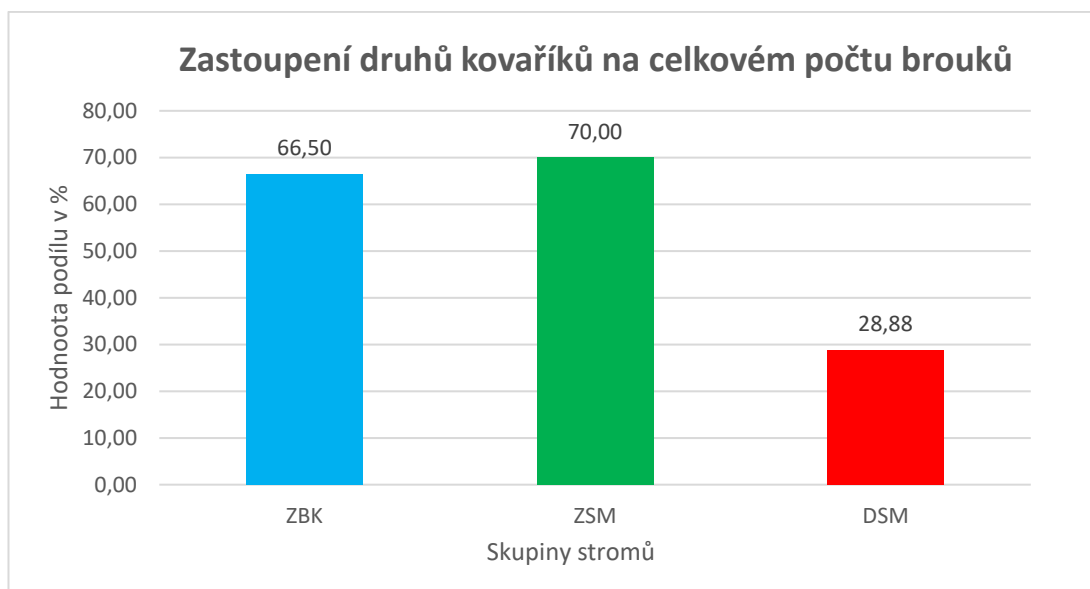
Obr. č. 6. Počty kovaříků odchytených na ZBK – zdravý buk (modrý sloupec), ZSM – zdravý smrk (zelený sloupec) a DSM – dutý smrk (červený sloupec).

Graf na obr. č. 6. nám zobrazuje počty kovaříků odchytených na jednotlivých stromech. Vidíme, že největší počet odchytených kovaříků byl na DSM č. 1, 13, 14. Z toho vyplývá, že DSM má z hlediska biodiverzity největší význam. Na stromech č. 8, 10, 16 a 17 nebyl odchyten žádný kovařík. Je možné, že je to zapříčiněno tím, že se les vyskytuje na bývalých zemědělských plochách. ZBK se jeví z hlediska výskytu kovaříků také jako pozitivní. Celkové počty jsou velmi malé a pro vyhodnocení velmi zkreslující.



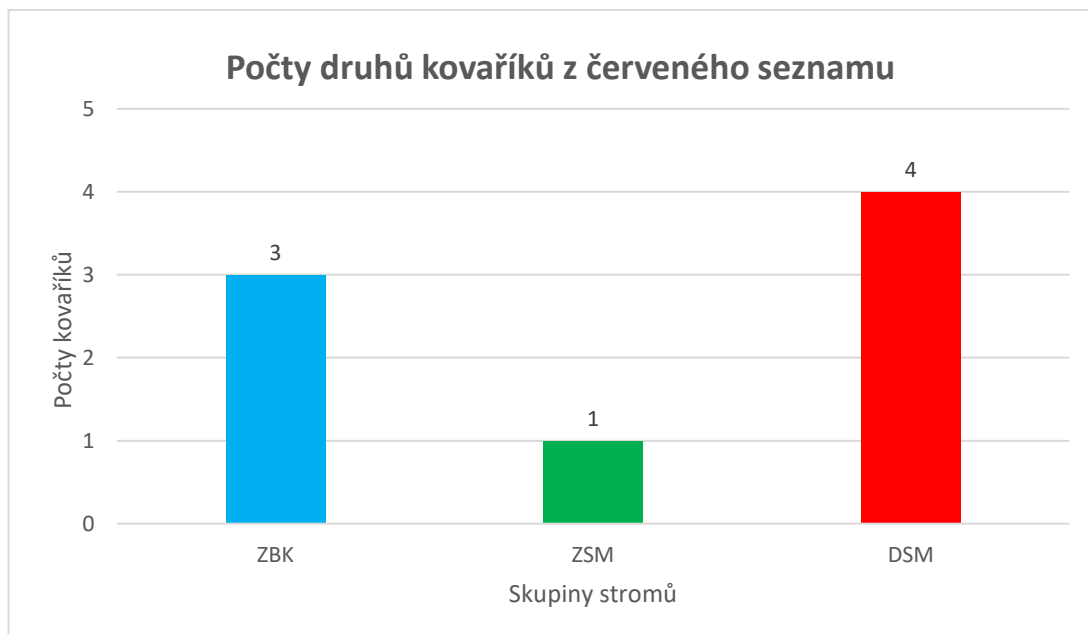
Obr. č. 7. Počty druhů kovaříků odchycených na ZBK – zdravé buky (modrý sloupec), ZSM – zdravé smrky (zelený sloupec) a DSM – duté smrky (červený sloupec).

Na obr. č. 7. vidíme počty druhů vyskytujících se na jednotlivých skupinách stromů. Je vidět, že největší počet druhů se vyskytuje na dutých smrcích. Duté smrky jsou z hlediska výskytu druhů nejvíce bohaté na biodiverzitu kovaříků. Za to zdravé smrky jsou z hlediska druhů nejméně bohaté na biodiverzitu.



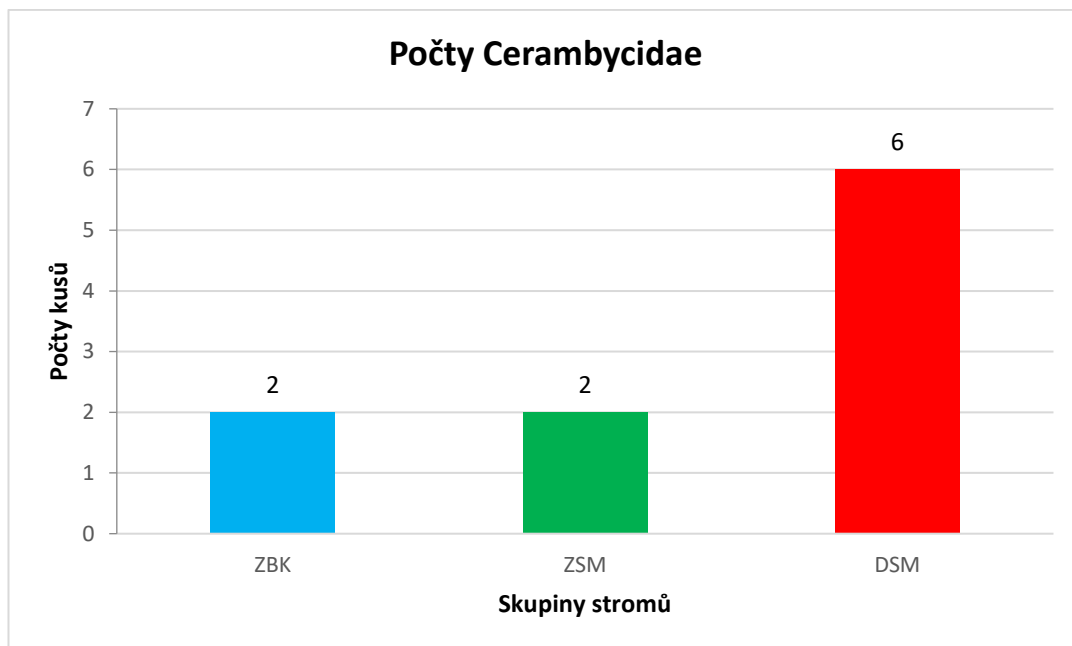
Obr. č. 8. Jednotlivé podíly počtu brouků k počtu druhů kovaříků odchycených na ZBK – zdravé buky (modrý sloupec), ZSM – zdravé smrky (zelený sloupec) a DSM – duté smrky (červený sloupec).

Koeficienty podílů počtu brouků k počtu druhů kovaříků. Obr. č. 8. nám představuje koeficienty jednotlivých podílů v rámci každého druhu zvlášť. Graf nám představuje hodnoty podílů v %. Tohle % nám představuje jaké množství druhů kovaříků je zastoupeno v celkovém počtu brouků na jednotlivých skupinách stromů. Čím je procento vyšší, tím je počet druhů v celkovém počtu brouků nižší. Z grafu je patrné, že největší počet druhů a tím nejvyšší biodiverzita je na dutých smrcích. Naopak nejmenší počet druhů a tím nejmenší biodiverzitu mají zdravé smrky.



Obr. č. 9. Počty druhů kovaříků z červeného seznamu odchycených na ZBK – zdravé buky (modrý sloupec), ZSM – zdravé smrky (zelený sloupec) a DSM – duté smrky (červený sloupec).

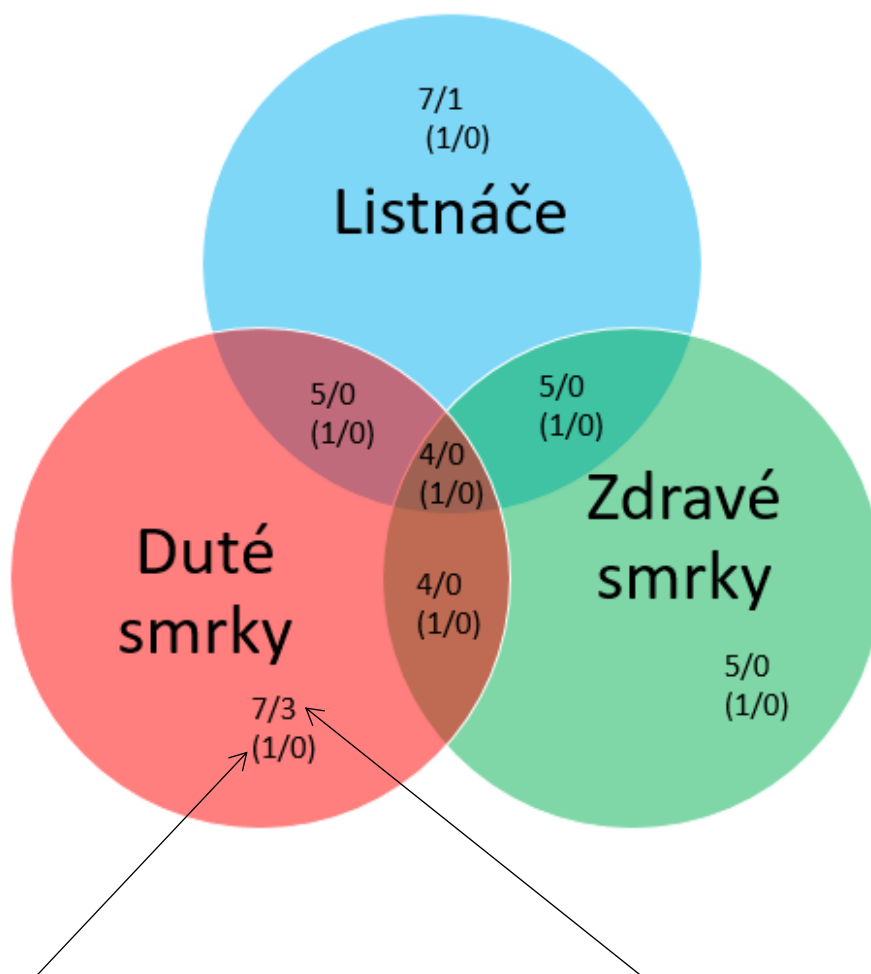
Na obr. č. 9. vidíme, že se nejvíce kovaříků z červeného seznamu vyskytuje na dutých smrcích. Jedná se především o saproxylické druhy, které jsou závislé na mrtvém nebo odumírajícím dřevu. Duté smrky jsou specifické především tím, že v jejich dutině se nachází část odumřelého dříví, které může vystupovat až do několika metrů. Tím, že saproxylické druhy jsou závislé na mrtvém dřevu, tak to byl jeden z hlavních důvodů toho, že byl odchyt největší na dutých smrcích. Dále vidíme, že na zdravých smrcích byl odchyt největší, což může být způsobeno tím, že na zdravých smrcích není dutina, ve které je mrtvé dřevo, v které by se mohli tyto brouci vyskytovat. Na zdravých bucích se vyskytovalo o něco větší množství těchto kovaříků, ale jejich počet nebyl tak velký jak na dutých smrcích. Celkové počty odchycených kovaříků z červeného seznamu byly malé, a proto jsou kvůli tomuto stavu velmi zavádějící.



Obr. č. 10. Počty tesaříků na jednotlivých skupinách stromů odchycených ZBK – zdravé buky (modrý sloupec), ZSM – zdravé smrky (zelený sloupec) a DSM – duté smrky (červený sloupec).

Obr. č. 10. nám zobrazuje výskyt tesaříků na jednotlivých skupinách stromů. Pozorujeme, že největší odchyt tesaříků byl na dutých smrcích. Tento výsledek, je velmi pozitivní z toho hlediska, že duté smrky dokáží hostit i technické škůdce dřeva jako jsou tesaříci. Tito škůdci předpřipravují cestu pro saproxylické druhy tím, že narušují dřevo a vytváří klikaté cesty ve dříví. Na zdravých bucích a zdravých smrcích jsou tyto počty menší, jelikož nejsou pravděpodobně poškozeny dřevokaznými houbami.

Vennův diagram



Suma daných druhů kovařikovitých z červeného seznamu / daný počet saproxylických kovařiků z červeného seznamu

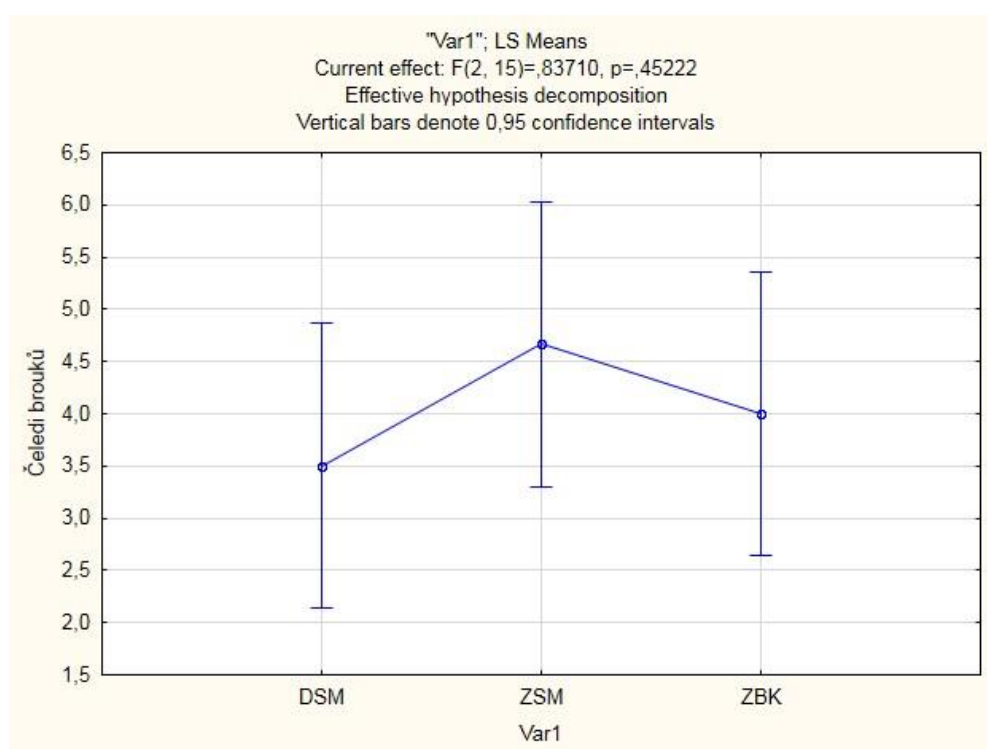
Suma daných druhů kovařiků odhycených na dutých smrcích / celkový počet saproxylických druhů kovařiků

Obr. č. 11. Vennův diagram představující překryv u druhového spektra v rámci jednotlivých druhů stromů.

Na obr. č. 11. vidíme, že na dutých smrcích se vyskytují největší počty druhů kovařiků, které se na zdravých smrcích ani zdravých bucích nevyskytují. První skupina čísel nám udává počet druhů / počet saproxylických druhů. Číslo v závorce nám udává počet redlistovaných druhů / počet saproxylicky

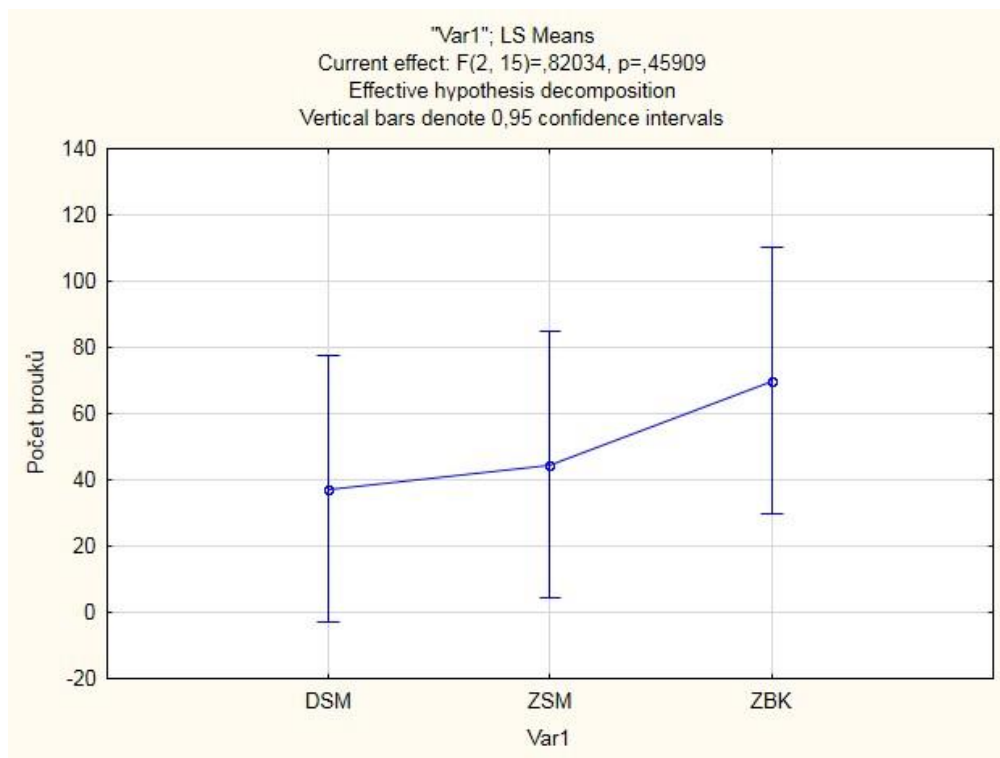
redlistovaných druhů. Z redlistovaných druhů zde byl odchycen pouze *Athous zebei*. Ze saproxylicky redlistovaných druhů nebyl odchycen žádný kovařík. Celkové počty jsou velmi nízké, a proto je taková statistika velmi nepřesná, neboli spíše zavádějící.

Celkově byly odchyceny následující druhy: *Agriotes pilosellus*, *Ampedus erythrogonus*, *Ampedus nigroflavus*, *Athous subfuscus*, *Athous vittatus*, *Athous zebei*, *Dalopius marginatus*, *Melanotus castanipes*, *Melanotus villosus*



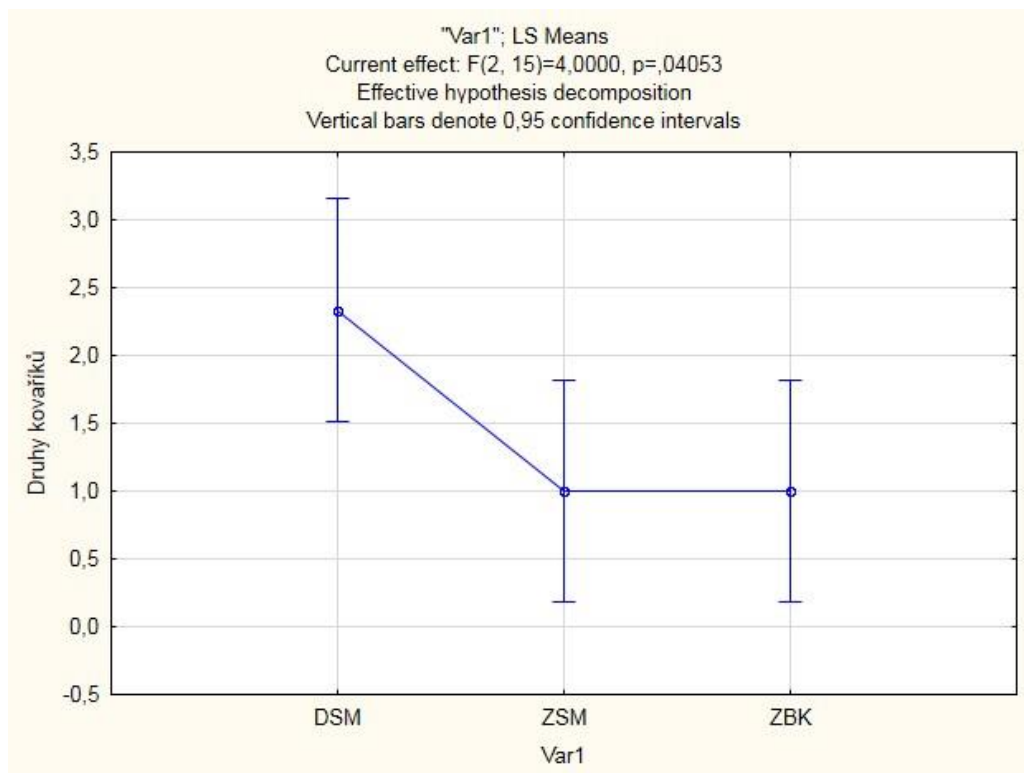
Obr. č. 12. Srovnání čeledí brouků mezi skupinami stromů - duté smrky, zdravé smrky a zdravé buky (One-way Anova).

Na obr. č. 12. vidíme, že byl na zdravých smrcích zaznamenán největší počet čeledí brouků, což znamená, že tento rozdíl nebyl statisticky významný ($p=0,452$).



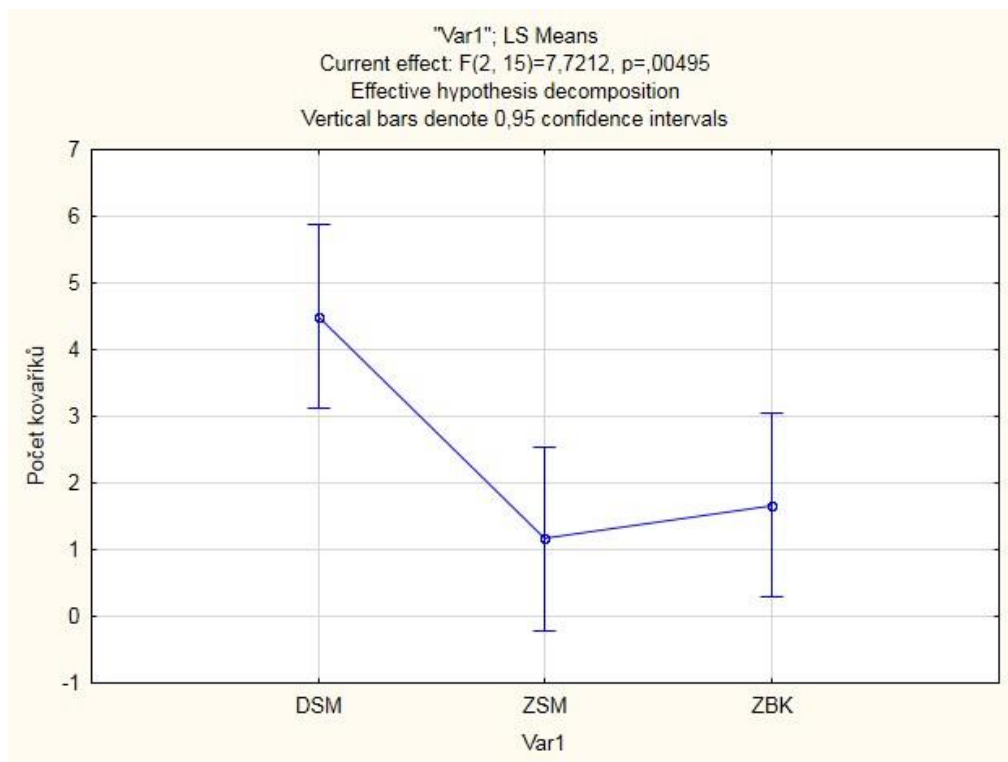
Obr. č. 13. Srovnání počtu brouků mezi skupinami stromů - duté smrky, zdravé smrky a zdravé buky (One-way Anova).

Na obr. č. 13. vidíme, že byl na zdravých bucích zaznamenán největší počet brouků, což znamená, že tento rozdíl nebyl statisticky významný ($p=0,459$).



Obr. č. 14. Srovnání druhů kovaříků mezi skupinami stromů - duté smrky, zdravé smrky a zdravé buky (One-way Anova).

Na obr. č. 14. vidíme, že byl na dutých smrcích zaznamenán největší počet druhů kovaříků, což znamená, že je tento rozdíl statisticky významný ($p=0,040$).



Obr. č. 15. Srovnání počtu kovaříků mezi skupinami stromů - duté smrky, zdravé smrky a zdravé buky (One-way Anova).

Na obr. č. 15. vidíme, že byl na dutých smrcích zaznamenán největší počet kovaříků, což znamená, že je tento rozdíl statisticky významný ($p=0,005$).

6. Diskuze

Celkové počty odchycených druhů bezobratlých v sezóně 2017 vykazují menší počty než v sezóně 2016. Mírný nárůst je vidět akorát u počtu odchycených kovaříků, ale celkové počty odchycených kovaříků jsou velmi nízké. Dále je zaznamenán rapidně vyšší odchyt u celkového počtu brouků. Počet odchycených brouků vzrostl o cca 1/3 z původních 384 kusů na 910 kusů brouků. Tento nárůst byl sice zaznamenán, ale ve srovnání s ostatními lokalitami, jako je např. Litovelské Pomoraví, tak je tento počet rapidně nízký. Tyto velmi nízké počty odchytu, které se potvrdily i v sezóně 2017, naznačují, že lokalita trpí nedostatkem výskytu bezobratlých. K dalším příčinám malého odchytu může patřit to, že zdejší lesy patří k lesům, které jsou pravidelně obhospodařovány. Těžby zde probíhají pravidelně a množství mrtvého dřeva, které se zde vyskytuje, tak je rapidně málo, protože je většinou odvezeno a spotřebováno ve výrobě. Další podstatnou věcí, která by mohla ovlivnit tyto nízké počty je ta, že se na většině lokalitách vyskytovalo husté zmlazení. Toto zmlazení by mohlo zabránit tomu, že se kolem poletující druhy třeba vůbec k pasti nedostanou nebo se v tomto zmlazení ani nevyskytují. Velká část pastí se vyskytovala na stinných lokalitách. Možnou příčinou určité změny v počtech odchycených druhů je, že se zaměnil dutý smrk za zdravý buk, z důvodu zlomení dutého smrku v dolní části, kde byla velká dutina. To, že se většina pastí vyskytovala na stinných lokalitách, mohlo také určitě způsobit to, že počty odchyceného množství brouků byly tak nízké, protože jak uvádí (Bengtsson et al., 2000), tak saproxyličtí brouci potřebují k svému celkovému vývoji osluněné, otevřené prostředí a dobře provzdušněné prostředí s dostatkem mrtvého dřeva. Jakmile jeden z těchto parametrů chybí, tak dochází k tomu, že se na daných stanovištích některé druhy vůbec nevyskytují, nebo jen v omezeném množství. Zároveň je také možné, že takové malé množství odchycených druhů má co dočinění se suchem, se kterým má Severní Morava velké problémy. Sucho velmi působí na saproxylické organismy (Stokland et al., 2012).

Lokality byly vybírány podle zastoupení smrku ztepilého. Je zajímavé, že největší množství hmyzu bylo odchyceno spíše na lokalitách se zastoupením dutých smrků. Tento fakt potvrzuje i sezóna 2016, kdy největší množství bylo také odchyceno na dutých smrcích (Bartoš, 2017). To znamená, že duté smrky mají svůj potenciál i v nižších oblastech. Na určitých lokalitách se také nacházelo čerstvě pokácené dříví, což mohlo vést také ke zlepšení biodiverzity. Čerstvě pokácené dříví osídlují napřed podkorní škůdci dřeva jako jsou například kůrovci a následně techničtí škůdci dřeva jako jsou například tesařici. Při rozkladu se do dřeva mohou dostávat i saproxylické druhy (Seibold et al., 2016).

Duté smrky poskytují mikrostanoviště pro různé druhy obratlovců a hmyzu (Seibold et al., 2016). Tyto smrky, které jsou převážně v nižších polohách, tak mají svůj význam z hlediska toho, že se na nich mohou vyskytovat vzácné druhy, což dokazuje odchyt v sezóně 2017, kdy se zde vyskytl kovařík z červeného seznamu. Tím, že se tyto duté smrky těží, tím dochází k ochuzování stanovišť, a proto se zde tyto brouci nevyskytují. Saproxylické druhy dokáže negativně ovlivnit těžba, a proto se při odstraňování oslabených smrků napadených hnilobou jejich počet rapidně zmenšuje (Siitonen, 2001; Stokland et al., 2012). Pro zachování této biologické rozmanitosti je potřeba duté smrky v lesích zachovávat. Největším problémem pro zachování těchto smrků je to, že se tato hniloba do smrků dostává až ve stádiu mýtního lesa, kdy je potřeba toto dříví těžít. Tím, že je dřevo napadeno hnilobou, tak dochází k velké ztrátě na kvalitě oddenku, protože oddenky patří k nejvíce ceněným. Hniloba může vlivem jejího postupného rozšiřování vystoupat až do výšky 12 m (Balabán & Kotlaba, 1970).

Odchytné pasti se jeví z hlediska jejich použitelnosti jako vhodné, ale celkové počty druhů hmyzu v těchto pastích jsou v sezóně 2017 velmi nízké. Je možné, že kdyby pasti měly větší plochu skel, tak by odchyt byl větší, ale to je už otázka pravděpodobnosti. Pro správnou funkci pasti je také moc důležitá

její čistota. Důležité je taky, aby v trychtýři, kam padá hmyz, nebyla žádná pavučina nebo listí, které zamezí propadávání hmyzu. Dobré je zmínit, že pasti byly poškozovány akorát zvěří, což je pochopitelné, protože při dlouhotrvajících vedrech docházelo k velkému deficitu vody, při němž některé vodní toky poblíž pasti vysychaly jako v sezóně 2016 (Bartoš, 2017).

Co se týče teorie ostrovní biogeografie, tak je pravděpodobné, že se na našich lokalitách vyskytovalo malé množství druhů. Díky tomu, že jsou tyto porosty vysazovány na zemědělské půdě, tak zde mohlo dojít k extinkčnímu efektu a to díky tomu, že se zde mohlo vyskytovat větší množství predátorů. Mohlo se jednat o větší konkurenci mezi většími druhy a malou populaci (Begon et. al., 1997). Pro volný pohyb jednotlivých druhů by bylo dobré zřízovat biocentra a biokoridory.

7. Závěr

Na závěr by bylo dobré zmínit, že výskyt saproxylických druhů brouků na území Václavova je velmi malý. Bylo odchyceno celkově 8909 kusů hmyzu. Hlavní část tvořili mravenci a to v počtu několika tisíc. Dále bylo odchyceno celkem 9 druhů kovaříků. Pouze jeden druh kovaříka z červeného seznamu. Celkové množství odchyceného hmyzu je v sezóně 2017 menší, ale za to celkový počet odchycených brouků v sezóně 2017 byl o 2/3 vyšší jak v sezóně 2016. Pasti se jeví z hlediska odchyty saproxylického hmyzu dobré (Schlaghamerský, 2000). Mezi nevýhody při odchytu patří například to, že při vyšších teplotách docházelo k zahnívání odchyceného hmyzu přímo v nádobkách. Další problém je, že slaná voda s detergentem často přitahuje okolní zvěř a dochází k poškozování pastí a k úbytku této vody. Proto je velmi důležité, aby byly pasti pravidelně kontrolovány. Problém u dutých smrků může být takový, že při dlouho trvajících vyšších větrech dochází ke zlomení stromu a poškození pastí. U dutých smrků je také velká pravděpodobnost toho, že se v odchycích vyskytuje u hodně případů velké množství mravenců. Tyto data potom hodně zkreslují celkové výsledky. Mravenců se v některých výběrech vyskytovalo i přes 3000 kusů. Jednalo se především o druhy z rodu *Lasius*. Dále se na některých druhích smrků chytalo velké množství ploskohřbetek. U některých zdravých smrků, které se vyskytovaly na daných lokalitách, na kterých byly umístěny pasti, hrozilo během léta, že budou napadeny lýkožroutem smrkovým (*Ips typographus* L.). Standardně se na všech lokalitách chytali brouci rodu Silphidae. Co se týče obratlovců, tak v některých pastech se opět nacházeli utopené myši a myšice. Tito obratlovci poté zahnívali a z pastí vycházel nepříjemný zápach. Podle možného domnívání, by mohli zahnívajícím obratlovcům přitahovat i černou zvěř, která se zde v hojně míře vyskytuje. Zase na druhou stranu, černá zvěř svým buchtováním rozrušuje půdu a hledá larvy různých bezobratlých, kteří v půdě hibernují a nebo se vyvíjí.

8. Doporučení pro praxi

- Při umístění pasti na duté smrky, umísťovat past pokud možno před dutinu, aby zabírala co největší plochu
- Pasti pravidelně kontrolovat, především aby nedocházelo k zahnívání a rozkladu odchyceného hmyzu
- Pravidelně čistit. Past je zanešená například od pilu a hmyz se jí většinou vyhýbá
- Aplikaci pastí směřovat na počátek dubna, kdy se začíná hmyz projevovat a letová aktivita je větší
- Poslední odchyt směřovat na konec září, protože dochází k ochlazení a zpomalování aktivity hmyzu
- Pokud možno nevybírat stromy pro odchyt u ochozů kde hrozí, že past bude poškozována od zvěře
- Význam smrku je velký i v nížinách, protože slouží jako biotop pro saproxylické druhy
- Nevolit jako pěstební cíl smrkovou monokulturu, protože by mohla ovlivnit biologickou rozmanitost druhů
- Smrk volit spíše jako dřevinu přimíšenou, aby nedocházelo k ovlivnění biotopu a biodiverzity
- Pro zvýšení biodiverzity ponechávat v lese dostatečné množství mrtvého dříví

9. Použitá literatura

AGHAJANI, H., MARVIE MOHADJER, M.R., BARI, E., OHNO, K.M., ASEF, M.R. 2017: Assessing the biodiversity of wood decay fungi in northern forests of Iran. *Biology Science*, 88: 1463–1469.

AITKEN K.E.H., WIEBE K.L., MARTIN K. 2002: Nest-site reuse patterns for a cavity-nesting bird community in interior British Columbia. *The American Ornithologists Union*, 119: 391–402.

ALEXANDER K.N.A. 2008: Tree biology and saproxylic coleopteran: issues of definitions and conservation language. *Revue Ecologie*, 63: 1–5.

AMBROSE G.J. 1982: An ecological and behavioural study of vertebrates using hollows in eucalypt branches. PhD thesis, La Trobe University Melbourne, 447 pp.

ÁS S. 1993: Are habitat islands islands? Woodliving beetles (Coleoptera) in deciduous forest fragments in boreal forest. *Ecography*, 16: 219–228.

BALL I.R., LINDENMAYER D.B., POSSINGHAM H.P. 1999: A tree hollow dynamics simulation model. *Forest Ecology and Management*, 123: 179–194.

BALABÁN K., KOTLABA F. 1970: *Atlas dřevokazných hub*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 133 pp.

BARTOŠ. J 2017: Potenciál dutých smrků k ochraně vzácných saproxylických druhů a brouků v modelovém území Zábřeh na Moravě, Bakalářská práce. Česká zemědělská univerzita, 77 pp.

BAYON C. 1981: Modifications ultrastructurales des parois végétales dans le tube digestif d'une larve xylophage *Oryctes nasicornis* (Coleoptera, Scarabaeidae): role des bactéries. *Canadien Journal Zoology*, 59: 2020–2029.

BENNETT A. F., LUMSDEN L. F. & NICHOLLS A. O. 1994: Tree hollows as a resource for wildlife in remnant woodlands: spatial and temporal patterns

across the northern plains of Victoria, Australia. *Pacific Conservation Biology*, 1: 222–35.

BENDZ-HELLGREN M., STENLID J. 1997: Decreased volume growth of *Picea abies* in response to *Heterobasidion annosum* infection. *Canadian Journal Forest Resort*, 27: 1519–1524.

BERG, Å., EHNSTRÖM, B., GUSTAFSSON, L., HALLINGBÄCK, T., JONSELL, M., AND WESLIEN, J. 1994: Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests: distribution and habitat associations. *Conservation Biology*, 8: 718–731.

BEGON M., HARPER J. L., TOWNSEND, C. R. 1997: Ekologie – jedinci, populace, společenstva. Olomouc: *Vydavatelství Univerzity Palackého*, 949 pp.

BEETS P. N., GILCHRIST K. & JEFFREYS M. P. 2001: Wood density of radiata pine: effect of nitrogen supply. *Forest Ecology Management*, 145: 173–80.

BLAKELY T.J., JELLYMAN P.G., HOLDAWAY R.J., YOUNG L., BURROWS B.E.N., DUNCAN P., THIRKETTLE D., SIMPSON J., EWERS R.M., DIDHAM R.K. 2008: The abundance, distribution and structural characteristics of tree-holes in *Nothofagus* forest. *New Zealand Australian Ecology*, 33: 963–97.

BLANCHETTE R.A. 1991: Delignification by wood-decay fungi. *Annual Review Phytopathology*, 29: 381–403.

BOUGET B., LARRIEU L., BRIN A. 2014: Key features for saproxylic beetle diversity derived from rapid habitat assessment in temperate forests. *Ecology Indicate*, 36: 656–664.

BOUGET C. 2005: Short-term effect of windstorm disturbance on saproxylic beetles in broadleaved temperate forests-part I: do environmental changes induce a gap effect ? *Forest Ecology Management*, 216: 1–14.

BRUNET J., ISACSSON G. 2010: A comparison of the saproxylic beetle fauna between lowland and upland beech forests in southern Sweden. *Ecology Bulletin*, 53: 131–139.

BRUNET J., FRITZ Ö., RICHNAU G. 2010: Biodiversity in European beech forests - a review with recommendations for sustainable forest management *Ecology Bulletin*, 53: 77–94.

BUSE J., LEVANONY T., TIMM A., DAYAN T., ASSMANN T. 2010: Saproxylic beetle assemblages in the Mediterranean region: impact of forest management on richness and structure. *Forest Ecology Management*, 259: 1376–1384.

BUSE J., ZABRANSKY P., ASSMANN T. 2008: The xylobiontic beetle fauna of old oaks colonised by the endangered longhorn beetle *Cerambyx cerdo* Linnaeus, 1758 (Coleoptera: Cerambycidae). *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie*, 16: 109–112.

CÁLIX M. 2018: European red list of saproxylic beetles. IUCN (*International Union for Conservation of Nature*), 19 pp.

CARDINALE B.J., DUFFY J.E., GONZALEZ A., HOOPER D.U., PERRINGS C., VENAIL P., NARWANI A., MACE G.M., TILMAN D., WARDLE D.A., KINZIG A.P., DAILY G.C., LOREAU M., GRACE J.B., LARIGAUDERIE A., SRIVASTAVA D.S., NAEEM S. 2012: Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486: 59–67.

CIFTCI C., KANE B., BRENA S.F., ARWADE S.R. 2014: Loss in moment capacity of tree stems induced by decay. *Trees*, 28: 517–529.

CORNWELL W.K., CORNELISSEN J.H.C., ALLISON S.D., BAUHUS J., EGGLETON P., PRESTON C.M., SCARFF F., WEEDON J.T., WIRTH C., ZANNE A.E. 2009: Plant traits and wood fates across the globe: rotted, burned, or consumed? *Global Change Biology*, 15: 2431–2449.

- CURRAN M., BAAN DE L., SCHRYVER A.M. DE, ZELM R. VAN, HELLWEG S., KOELLNER T., SONNEMANN G., HUIJBREGTS M.A.J. 2011: Toward meaningful endpoints of biodiversity in life cycle assessment. *Environmental Science Technology*, 45: 70–79.
- DALMAN K., OLSON L., STENLID J. 2010: Evolutionary history of the conifer root rot fungus *Heterobasidion annosum* sensu lato. *Ecology*, 19: 4979–4993.
- DAILY G.C, EHRLICH P.R., HADDAD N.M. 1993: Double keystone bird in a keystone species complex. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 90: 592–594.
- DAJOZ R. 2000: Insects and Forests: The Role and Diversity of Insects in Forest Environments Lavoisier. *Paris Hardcover Journals*, 680 pp.
- ELLIOTT G. P., DILKS P. J. & O'DONNELL C. F. J. 1996: Nest site selection by mohua and yellow-crowned parakeets in beech forest in Fiordland, New Zealand. *Journal of Zoology*, 23: 267–78.
- FAN Z., SHIFLEY S. R., SPETICH M. A., THOMPSON F. R. III & LARSEN D. R. 2003: Distribution of cavity trees in midwestern old-growth and second-growth forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 33: 1481–94.
- FAN Z., SHIFLEY S.R., THOMPSON III F.R., D.R. 2004: Larsen Simulated cavity tree dynamics under alternative timber harvest regimes. *Forest Ecology and Management*, 193: 399–412
- FRANCESCHI V.R., KROKENE P., CHRISTIANSEN E., KREKLING T. 2005: Anatomical and chemical defenses of conifer bark against bark beetles and other pests. *New Phytologist*, 167: 353–376.
- GASTON K.J. 2010: Valuing common species Science. *Ecology*, 32: 154–155.

GIBBONS P., LINDENMAYER D. B. 2002: Tree Hollows and Wildlife Conservation in Australia. *CSIRO Publishing, Melbourne*, 202 pp.

GIBBONS P., LINDENMAYER D.B. 1996: A review of issues associated with the retention of trees with hollows in wood production forests in New South Wales. *Forest Ecology Management*, 83: 245–279.

GLAESER J.A., LINDNER D.L. 2011: Use of fungal biosystematics and molecular genetics in detection and identification of wood-decay fungi for improved forest management. *Forest pathology*, 41: 341–348.

GREENEY H. F. 2001: The insects of plant-held waters: a review and bibliography. *Journal Tropical Ecology*, 17: 241–60.

GROVE S.J. 2002: The influence of forest management history on the integrity of the saproxylic beetle fauna in an Australian lowland tropical rainforest. *Biology Conservation*, 104: 149–171.

GIBBONS P., LINDENMAYER D. 1996: Issues associated with the retention of hollow-bearing trees within eucalypt forests managed for wood production. *Forest Ecology Management*, 83: 245–279.

GUILLAUMIN J., LEGRAND P., LUNG-ESCAMANT B., BOTTON B. 2005: *L'armillaire et le pourridié-agaric des végétaux ligneux*, 487 pp.

GUSTAFSSON L., BAKER S.C., BAUHUS J., BEESE W.J., BRODIE A., KOUKI J., LINDENMAYER D.B., LÖHMUS A., PASTUR G.M., MESSIER C., NEYLAND M., PALIK B., SVERDRUP-THYGESON A., VOLNEY W.J.A., WAYNE A., FRANKLIN J.F. 2012: Retention forestry to maintain multifunctional forests: a world perspective. *Biology Science*, 62: 633–645.

HAHN K., CHRISTENSEN M. 2004: Dead wood in European forest reserves – a reference for forest management. In: Marchetti, M. (Ed.), *Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe – from Ideas to Operationality. EFI Proceedings*, 51: 181–191.

HAGARA L. 2014: *Ottova encyklopedie hub*, 1200 pp.

HAMMOND H.E.J., LANGOR D.W., SPENCE J.R.S. 2001: Early colonization of *Populus* wood by saproxylic beetles. *Canadian Journal of Forest Research*, 31: 1175–1183.

HANNRUP B., CAHALAN C., CHANTRE G., GRABNER M., KARLSSON B., LE BAYON I., JONES G.L., MULLER U., PEREIRA H., RODRIGUES J.C., ROSNER S., ROZENBERG P., WILHELMSSON L., WIMMER R. 2004: Genetic parameters of growth and wood quality traits in *Picea abies*. *Scandian Journal Forest Resort*, 19: 14–29.

HARMON M.E., FRANKLIN J.F., SWANSON F.J., SOLLINS P., GREGORY S.V., LATTIN J.D., ANDERSON N.H., CLINE S.P., AUMEN N.G., SEDELL J.R., LIENKAEMPER G.W., CROMACK K., CUMMINS K.W. 1986: Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in ecological research*, 15: 133–302.

HATAKKA A., HAMMEL K.E. 2010. *Fungal Biodegradation of Lignocelluloses*. In: HOFRICHTER M (Ed) *The Mycota*. 2nd ed. Springer: Berlin, Heidelberg, New York, 67: 319–340.

HORÁK J., REBL K. 2013: The species richness of click beetles in ancient pasture woodland benefits from a high level of sun exposure. *Journal of Insect Conservation*, 17: 307–318.

HŮRKA K. 1996: *Carabidae of the Czech and Slovak republics*. Ing. Vit Kabourek. Zlín, 565 pp.

ISAAC J. L. 2008: Microclimate of daytime den sites in a tropical possum: implications for the conservation of tropical arboreal marsupials. *Animal Conservation*, 11: 281–287.

IPCC 2013: Climate change 2013: the physical science basis. Summary for policy makers. — Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland. *The Physical Science Basis*. 1535 pp.

IRMLER U., HELLER K., WARNING J. 1996: Age and tree species as factors influencing the populations of insects living in dead wood (Coleoptera, Diptera: Sciaridae, Mycetophilidae). *Pedobiologia*, 40: 134–148.

JONSELL M., WESLIEN, J. 2003: Felled or standing retained wood — it makes a difference for saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management*, 175: 425–435.

JONSELL M., WESLIEN J., EHNSTRÖM B. 1998: Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity Conservation*, 7: 749–764.

KAPPES H., TOPP. W. 2004: Emergence of Coleoptera from deadwood in a managed broadleaved forest in central Europe. *Biodiversity Conservation*, 13: 1905–1924.

KAHL T., ARNSTADT T., BABER K., BÄSSLER K., BAUHUS J., BORKEN W., BUSCOT F., FLOREN A., HEIBL C., HESSENMÖLLER D., HOFRICHTER M., HOPPE B., KELLNER H., KRÜGER D., LINSENMAIR K.E., MATZNER E., OTTO P., PURAHONG W., SEILWINDER C., SCHULZE E.-D., WENDE B., WEISSER W.W., GOSSNER M.M. 2017: Wood decay rates of 13 temperate tree species in relation to wood properties, enzyme activities and organismic diversities. *Forest Ecology Management*, 391: 86–95.

KIM Y.S., WI S.G., LEE K.H. 2000: Micromorphology of oak wood degraded by brown-rot fungus *Coniophora puteana*. Int Research Group Wood Preservation. *Journal of Wood Science*, 50: 281–284

KIRBY K.J., WATKINS C. 1998: The Ecological History of European forests, CAB International, Oxon. *Ecology and European woodland*, 384 pp.

KITCHING R. L. 1971: An ecological study of water-filled tree-holes and their position in the woodland ecosystem. *Journal Animal Ecology*, 40: 281–302.

KLEIST G., SCHMITT U. 2001: Characterization of soft rot-like decay pattern caused by *Coniophora puteana* (Schum.) Karst. in Sapelli wood (*Entandrophragma cylindricum* Sprague). *Holzforschung*, 55: 573–578.

KORHONEN K., CAPRETTI P., KARJALAINEN R., STENLID J. 1998: Distribution of *Heterobasidion annosum* intersterility groups in Europe. *Ecology*, 589 pp.

KORHONEN K., PIRI T. 1994: The main hosts and distribution of the S and P groups of *Heterobasidion annosum* in Finland. *Mycologia*, 94: 856–861

KORHONEN K. 1978: Intersterility groups of *Heterobasidion annosum*. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae*, 25 pp.

KŘÍSTEK J. 2013: Lesnická entomologie. Praha, Academia, 445 pp.

LEMPERIERE G., MARAGE D. 2010: The influence of forest management and habitat on insect communities associated with dead wood: a case study in forests of the southern French Alps. *Insects Conservation Diversions*, 3: 236–245.

LINDENMAYER D. B., CUNNINGHAM R. B., POPE M. L., GIBBONS P. & DONNELLY C. F. 2000: Cavity sizes and types in Australian eucalypts from wet and dry forest types: a simple rule of thumb for estimating size and number of cavities. *Forest Ecology Management*, 137: 139–50.

LUNDELL T.K., MÄKELÄ M.R., DE VRIES R.P., HILDÉN K.S. 2014: Genomics, lifestyles and future prospects of wood-decay and litter-decomposing basidiomycota. *Academic Press Books*, 70: 329–70.

LANGOR D.W., SPENCE J.R., HAMMOND H.E.J., JACOBS J., COBB T.P. 2006: Maintaining saproxylic insects in Canada's extensively managed boreal

forests: a review. In: Grove SJ, Hanula JL (eds) Insect biodiversity and dead wood: proc sym 22nd international congress of entomology, August 2004, Brisbane, Australia. USDA Forest Service, Southern Research Station, Asheville, North Carolina, USA, General Technical. *Report SRS*, 93: 83–97.

LASSAUCE A., PAILLET Y., JACTEL H., BOUGET C. 2011: Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*, 11: 1027–1039.

LINDENMAYER D.B., CUNNINGHAM R.B., TANTON M.T., SMITH A.P., NIX H.A. 1990b: The habitat requirements of the mountain brushtail possum and the greater glider in the montane ash-type forests of the Central Highlands of Victoria. *Australian Wildlife Research*, 17: 467–478.

LONSDALE D. 1999: Principles of tree hazard assessment and management. Research for Amenity Trees No. 7. *Arboricultural Association*, 388 pp.

MACLAURIN J., STERELNY K. 2008: University of Chicago Press, 378 pp.

MAGNÚSSON R.Í., TIETEMA A., CORNELISSEN J.H.C., HEFTING M.M., KALBITZ K. 2016: Tamm Review: sequestration of carbon from coarse woody debris in forest soils. *Forest Ecology Management*, 377: 1–15.

MAIJALA P., FAGERSTEDT K.V., RAUDASKOSKI M. 1991: Detection of extracellular cellulolytic and proteolytic activity in ectomycorrhizal fungi and *Heterobasidion annosum* (Fr.), 117: 643–8.

MARTIN K., EADIE J.M. 1999: Nest webs: a community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forests Ecology Management*, 115: 243–257.

MAYER P. 2006: Biodiversity the appreciation of different thought styles and values helps to clarify the term. *Restoration Ecology*, 14: 105–111.

- MCILROY J.A. 1978: The effects of forestry practices on wildlife in Australia. *Review Australia Forest*, 41: 78–94.
- MÜLLER J., BUßLER H., Kneib T. 2008: Saproxylic beetle assemblages related to silvicultural management intensity and stand structures in a beech forest in Southern Germany. *Journal Insect Conservation*, 12: 107–124.
- NILSSON S.G. 1997: Forests in the temperate-boreal transition: natural and man-made features. *Ecological Bulletins*, 46: 61–71.
- NIEMELÄ T., KORHONEN K. 1998: Taxonomy of the genus *Heterobasidion*. *Heterobasidion annosum*: biology, ecology, impact and control. *CAB International, Wallingford*, 8: 27–33.
- NIETO A., ALEXANDER K.N.A. 2010: European red list of saproxylic beetles. *Publication Office of the European Union, Luxembourg*, 115 pp.
- ODENBAUGH J. 2009: The diversity of biodiversity. *Conservation Biology*, 23: 1647–1648.
- OKLAND, B. 1996. A comparison of three methods of trapping saproxylic beetles. *European Journal of Entomology*, 93: 195–209.
- OLIVA J., THOR M., STENLID J. 2010: Long term effects of mechanized stump treatment against *Heterobasidion annosum* root rot in *Picea abies* Canadians. *Journal of Forest Research*, 40: 1020–1033.
- PASTORELLI R., AGNELLI A., DE MEO I., GRAZIANI A., PALETTO A., LAGOMARSINO A. 2017: Analysis of microbial diversity and greenhouse gas production of decaying pine logs. *Forests*, 8: 224.
- PAWLOWSKY J. 1961: *Lamellicorns cariophags* in forest biocenosis in Poland. *Ekologia Polskasér*, 9: 355–437.

PLESSIS M.A. 1995: The effects of fuelwood removal on the diversity of some cavity-using birds and mammals in South Africa. *Biology Conservation*, 74: 77–82.

PERSSON B., PERSSON A., STAHL E. G. & KARLMATS U. 1995: Wood quality of *Pinus sylvestris* progenies at various spacings. *Forest Ecology Management*, 76: 127–38.

POWELL S. 2008: Ecological specialization and the evolution of a specialized caste in *Cephalotes* ants. *Functional Ecology*, 22: 902–911.

PURVIS A., HECTOR A. 2000: Getting the measure of biodiversity *Nature Department of Biology*, 11: 212–9.

QUINTO J., MICÓ E., MARTÍNEZ-FALCÓN A.P., GALANTE E., DE LOS ANGELES MARCOS-GARCÍA M. 2014: Influence of tree hollow characteristics on the diversity of saproxylic insect guilds in Iberian Mediterranean woodlands. *Journal of Insect Conservation*, 18: 981–992.

RANIUS T. 2007: Extinction risks in metapopulations of a beetle inhabiting hollow trees predicted from time series. *Ecography*, 30: 716–726.

RANIUS T., JANSSON N. 2000: The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. *Biology Conservation*, 95: 85–94.

RANIUS T., AGUADO L.O., ANTONSSON K., AUDISIO P., BALLERIO A., CARPANETO G.M., CHOBOT, GJURAŠIN B., HANSEN O., HUIJBREGTS H., LAKATOS F., MARTIN O., NECULISEANU Z., NIKITSKY N.B., PAILL W., PIRNAT A., RIZUN V., RUCĂNESCU A., STEGNER J., SÜDA I., P. SZWAŁKO, TAMUTIS V., TELNOV D., TSINKEVICH V., VERSTEIRT V., VIGNON V., VÖGELI M., ZACH P. 2005: *Osmoderma eremita* (Coleoptera, Scarabaeidae, Cetoniinae) in Europe. *Animal Biodiversity Conservation*, 28: 1–44.

RANIUS T. 2002: *Osmoderma eremita* as an indicator of species richness of beetles in tree hollows. *Biodiversity Conservation*, 11: 931–941.

RAYNER A.D.M., BODDY L. 1988: Fungal decomposition of wood: its biology and ecology. *Wiley Chichester*, 588 pp.

RILEY R., SALAMOV A.A., BROWN D.W., NAGY L.G., FLOUDAS D., HELD B.W. 2014: Extensive sampling of basidiomycete genomes demonstrates inadequacy of the white-rot/brown-rot paradigm for wood decay fungi. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111: 9923–8.

RINEAU F., SHAH F., SMITS M.M., PERSSON P., JOHANSSON T., CARLEER R. 2013: Carbon availability triggers the decomposition of plant litter and assimilation of nitrogen by an ectomycorrhizal fungus. *Isme Journal*, 7: 2010–22.

SEDGELEY, J. A. 2001: Quality of cavity microclimate as a factor influencing selection of maternity roosts by a tree-dwelling bat, *Chalinolobus tuberculatus*, in New Zealand. *Journal Applied Ecology*, 38: 425–438.

SEIBOLD, S., BÄSSLER, C., BRANDL, R., BÜCHE, B., SZALLIES, A., THORN, S., ... MÜLLER, J. 2016: Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. *Journal of Applied Ecology*, 53: 934–943.

SEIBOLD S., BRANDL R., BUSE J., HOTHORN T., SCHMIDL J., THORN S., MÜLLER J. 2015: Association of extinction risk of saproxylic beetles with ecological degradation of forest in Europe. *Biology Conservation*, 29: 382–390.

SCHMIDT O., GAISER O., DUJESIEFKEN D. 2012: Molecular identification of decay fungi in the wood of urban trees. *Europe Journal Forest Resort*, 131: 885–891.

SCHMIDT O. 2006. *Wood and Tree Fungi: Biology, Damage, Protection, and Use*. Springer: Berlin, Heidelberg. *Annals of Forest*, 63 pp.

- SCHWARZE F.W.M.R., ENGELS J., MATTHECK C. 2000: Fungal strategies of wood decay in trees. Springer, Berlin. *Mycopathologia*, 154 pp.
- SCHLAGHAMERSKÝ J. 2000: The saproxylic beetles (Coleoptera) and ants (Formicidae) of Central European hardwood floodplain forests, 168 pp.
- SCHNEIDER T., KEIBLINGER K.M., SCHMID E., STERFLINGER-GLEIXNER K., ELLERSDORFER G., ROSCHITZKI B. 2012: Who is who in litter decomposition? Metaproteomics reveals major microbial players and their biogeochemical functions. *Isme Journal*, 6: 1749–62.
- SIITONEN, J. 2001: Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins*, 49: 11–42.
- SIITONEN J. 1994. Decaying wood and saproxylic Coleoptera in two old spruce forests: a comparison based on two sampling methods. *Annales Zoologica Fennici*, 31: 89–95.
- SMITH J.M., PARITSIS J., VEBLEN T.T., CHAPMAN T.B. 2015: Permanent forest plots show accelerating tree mortality in subalpine forests of the Colorado Front Range from 1982 to 2013. *Forest Ecology Management*, 341: 8–17.
- SMITH, S. E., READ, D. J. 2008: *Mycorrhizal symbiosis*, 3rd ed. New York, NY, & London, UK: Academic Press.
- SZKLARZ G.D., ATIBUS R.K., SINSABAUGH R.L., LINKINS A.E. 1989: Production of phenol oxidases and peroxidases by wood-rotting fungi. *Mycologia*, 81: 234–240.
- SPEIGHT, M.C.D. 1989: Saproxylic invertebrates and their conservation. *Nature and Environment Series No. Council of Europe*, Strasbourg, 42 pp.

STUTZ K.P., DANN D., WAMBSGANSS J., SCHERER-LORENZEN M., LANG F. 2017: Phenolic matter from deadwood can impact forest soil properties. *Geoderma*, 288: 204–212.

STUTZ K.P., LANG F. 2017: Potentials and unknowns in managing coarse woody debris for soil functioning. *Forests*, 8: 37.

STENLID J., REDFERN D.B. 1998: Spread within the tree and stand Woodward S., Stenlid J., Karjalainen R., Hüttermann A. (Eds.), *Heterobasidion annosum: Biology, Ecology, Impact and Control*, CAB International, Wallingford, UK, 141 pp.

STENLID, J. 1987: Controlling and predicting the spread of *Heterobasidion annosum* from infected stumps and trees of *Picea abies* Scandinavian. *Journal of Forest Research*, 2: 187–198.

STENLID J., WÄSTERLUND I. 1986: Estimating the frequency of stem rot in *Picea abies* using an increment borer. *Scandian Journal Forest Resort*, 1: 303–308.

STOKLAND J.N., SIITONEN J., JONSSON B.G. 2012: Biodiversity in dead wood. Ecology, biodiversity, and conservation, Cambridge University Press, Cambridge, UK. *Biodiversity and Conservation*, 295: 118–125.

STRID Y., SCHROEDER M., LINDAHL B.D., IHRMARK K., STENLID J. 2014: Bark beetles have a decisive impact on fungal communities in Norway spruce stem sections. *Fungal Ecology*, 7: 47–5.

SUH S.O., MCHUGH, J.V. POLLOCK D.D., BLACKWELL M. 2005: The beetle gut: a hyperdiverse source of novel yeasts. *Mycology Resort*, 109: 261–265.

SWEDJEMARK, G., JOHANNESSON, H., STENLID, J. 1999: Intraspecific variation in *Heterobasidion annosum* for growth in sapwood of *Picea abies* and *Pinus sylvestris*. European. *Journal Forest Pathology*, 29: 249–258.

TAMMINEN P. 1985: Butt-rot in Norway spruce in Southern Finland. *Communications Institutii Forestalis. Fenniae*, 127: 1–52.

TANAHASHI M., KUBOTA K., MATSUSHITA N., TOGASHI K. 2010: Discovery of mycangia and the associated xylose-fermenting yeasts in stag beetles (Coleoptera: lucanidae). *Naturwissenschaften*, 97: 311–317.

THORN S., FÖRSTER B., HEIBL CH., MÜLLER J., BÄSSLER C. 2018: Influence of macroclimate and local conservation measures on taxonomic, functional, and phylogenetic diversities of saproxylic beetles and wood-inhabiting fungi. *Biodiversity and Conservation*, 27: 3119–3135.

THOR M., STÅHL G., STENLID J. 2005: Modelling root rot incidence in Sweden using tree, site and stand variables. *Scandinavian Journal Forest Research*, 20: 165–176.

ULYSHEN M.D., MÜLLER J., SEIBOLD S. 2016: Bark coverage and insects influence wood decomposition: direct and indirect effects. *Applied Soils Ecology*, 105: 25–30.

UNITED NATIONS 1992: Report of the United Nations Conference on Environment and Development. United Nations, Rio de Janeiro.

VANDERWEL M.C., MALCOLM J.R., SMITH S.M., ISLAM N. 2006: Insect community composition and trophic guild structure in decaying logs from eastern Canadian pine-dominated forests. *Forest Ecology Management*, 225: 190–199.

VÄISÄNEN R., BISTRÖM O., HELIÖVAARA K. 1993: Sub-cortical Coleoptera in dead pines and spruces: is primeval species composition maintained in managed forests? *Biodiversity Conservation*, 2: 95–113.

WHITFORD K. R. 2002: Hollows in jarrah (*Eucalyptus marginata*) and marri (*Corymbia calophylla*) trees I. Hollow sizes, tree attributes and ages. *Forest Ecology Management*, 160: 201–14.

WARGO P. M., SHAW PLANT C. G. DIS. 1985: Armillaria root rot: the puzzle is being solve. *Plant Disease*, 69: 826–832.

WIEBE K.L, KOENIG W.D., MARTIN K. 2006: Evolution of clutch size in cavity-excavating birds: the nest site limitation hypothesis revisited. *American National*, 167: 343–353.

WORRALL JJ., ANAGNOST S.E., ZABEL R.A. 1997: Comparison of wood decay among diverse lignicolous fungi. *Mycologia*, 89: 199–219.

WIKARS L.O., SAHLIN E., RANIUS, T. 2005: A comparison of three methods to estimate species richness of saproxylic beetles (Coleoptera) in logs and high stumps of Norway spruce. *Journal Article*, 137: 304–324.

WOODWARD, S., STENLID, J., KARJALAINEN, R., HÜTTERMANN, A. 1998: *Heterobasidion annosum. Biology, Ecology, Impact, and Control Wallingford: CAB International*, 589 pp.

WOODS C.M., WOODWARD S., PINARD M.A., REDFERN D.B. 2006: Colonization of Sitka spruce stumps by decay-causing hymenomycetes in paired inoculations. *Mycological Research*, 110: 854–868.

YATSKOV M., HARMON M.E., KRANKINA O.N. 2003: A chronosequence of wood decomposition in the boreal forests of Russia. *Canadian Journal of Forest Research*, 33: 1211–1226.

ZHONG H., SCHOWALTER T.D. 1989: Conifer bole utilization by wood-boring beetles in western Orego. *Canadien Journal Forest Resort*, 19: 943–947.

ZUO J., CORNELISSEN J.H.C., HEFTING M.M., SASS-KLAASSEN U., LOGTESTIJN R.S.P. VAN, HAL J., GOUDZWAARD L., LIU J.C., BERG M.P. 2016: The (w)hole story: facilitation of dead wood fauna by bark beetles? *Soil Biology Biochemical*, 95: 70–77.

<http://www.ochranaprirody.cz/obecna-ochrana-prirody-a-krajiny/uses/>

<https://www.biolib.cz/cz/image/id66570>

10. Fotopřilohy



Obr. č. 16. Past na dutém smrku. Autor: Jaromír Bartoš.



Obr. č. 17. Past na zdravém smrku. Autor: Jaromír Bartoš.



Obr. č. 18. Nádobka s fixační tekutinou. Autor: Jaromír Bartoš.

11. Tabulkové přílohy

Tabulka č. 1. Souhrnná tabulka s jednotlivými počty brouků, čeledi brouků, počty kovaříků a druhy kovaříků.

Past číslo	Počet brouků	Čeledi brouků	Počet kovaříků	Druhy kovaříků
1 DSM	28	5	6	2
2 DSM	26	4	2	2
3 ZSM	26	2	1	1
4 ZBK	49	1	3	3
5 ZBK	39	3	3	1
6 DSM	68	3	5	3
7 ZSM	20	4	1	1
8 ZBK	168	6	0	0
9 ZBK	15	5	3	1
10 ZSM	96	6	0	0
11 ZSM	14	4	2	2
12 DSM	30	4	2	1
13 DSM	41	3	6	3
14 DSM	31	2	6	3
15 ZSM	14	7	3	2
16 ZSM	97	5	0	0
17 ZBK	139	4	0	0
18 ZBK	9	5	1	1

Tabulka č. 2. Část přehledové tabulky s řády hmyzu z daného výběru.

Třída/řád/čeleď	Počet	Číslo pasti	Datum	Lokalita
Araneae	3	1	10.3. - 9.5. 2017	z.n.m
Hymenoptera (ost.)	2	1	10.3. - 9.5. 2017	z.n.m
Diptera	8	1	10.3. - 9.5. 2017	z.n.m
Coleoptera	3	2	10.3. - 9.5. 2017	z.n.m
Dermaptera	3	2	10.3. - 9.5. 2017	z.n.m
Araneae	3	2	10.3. - 9.5. 2017	z.n.m
Diptera	5	2	10.3. - 9.5. 2017	z.n.m
Coleoptera	1	3	10.3. - 9.5. 2017	z.n.m
Hymenoptera (ost.)	3	3	10.3. - 9.5. 2017	z.n.m
Pseudoscorpionidae	1	3	10.3. - 9.5. 2017	z.n.m
Araneae	6	4	10.3. - 9.5. 2017	z.n.m
Dermaptera	3	4	10.3. - 9.5. 2017	z.n.m
Diptera	85	4	10.3. - 9.5. 2017	z.n.m
Formicidae	35	4	10.3. - 9.5. 2017	z.n.m
Lepidoptera	2	4	10.3. - 9.5. 2017	z.n.m
Coleoptera	1	4	10.3. - 9.5. 2018	z.n.m
Coleoptera	3	5	10.3. - 9.5. 2017	z.n.m
Diptera	10	5	10.3. - 9.5. 2017	z.n.m
Dermaptera	4	5	10.3. - 9.5. 2017	z.n.m
Hymenoptera (ost.)	1	5	10.3. - 9.5. 2017	z.n.m
Diptera	8	6	10.3. - 9.5. 2017	z.n.m
Dermaptera	3	6	10.3. - 9.5. 2017	z.n.m

Tabulka č. 3. Souřadnice daných pastí v systému S-JTSK.

č. pasti	X	Y
Past č. 1	X=1083748	Y=575251
Past č. 2	X=1083810	Y=575280
Past č. 3	X=1083778	Y=575341
Past č. 4	X=1083873	Y=575414
Past č. 5	X=1083792	Y=575452
Past č. 6	X=1083691	Y=575544
Past č. 7	X=1083707	Y=575477
Past č. 8	X=1082790	Y=575279
Past č. 9	X=1082821	Y=575391
Past č. 10	X=1082653	Y=575132
Past č. 11	X=1082568	Y=575068
Past č. 12	X=1082392	Y=575138
Past č. 13	X=1082001	Y=575141
Past č. 14	X=1082199	Y=575055
Past č. 15	X=1082264	Y=574993
Past č. 16	X=1082168	Y=574834
Past č. 17	X=1082409	Y=574712
Past č. 18	X=1082466	Y=574764