

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta
Ústav pro životní prostředí

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí (N1601)



Bc. Valentýna Heřmánková

**Vliv lesnického hospodaření na přítomnost mikrostanovišť
významných pro biodiverzitu lesních organismů**

**The influence of forest management on occurrence of microhabitats
that are important for forest biodiversity**

Diplomová práce

Vedoucí práce/Školitel: RNDr. Jan Hofmeister, Ph.D.

Praha, 2022

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne

.....

Podpis

Poděkování

Chtěla bych poděkovat mému vedoucímu diplomové práce RNDr. Jeňýku Hofmeisterovi, Ph.D. za trpělivé, vstřícné vedení, jeho rady, obrovskou podporu a inspirativní práci v ochraně přírody. Děkuji Milanu Hronovi, který mi poskytl kontakt na lesníky a pomohl tak začátku celé práce. Děkuji Ing. Janu Kopáčkovi, který mi poskytl porostní mapy k pasečnému hospodaření 2. Děkuji Ing. Janu Valentovi, Ph.D. z LČR za poskytnutí porostní mapy pro výběrné hospodaření v Klokočné.

Děkuji všem přátelům, kteří mi pomáhali se sběrem dat, hlavně děkuji Filipovi, Miriam a Albertovi, kteří se mnou strávili velkou část léta v lese. Děkuji sociálnímu družstevnímu podniku Střecha za prostředí pro psaní. A ze srdce děkuji všem přátelům a lidem, kteří bojují za environmentální a sociální spravedlnost, dodávají mi odvahu a pomáhají věřit, že jiný svět je možný.

Abstrakt

Velká část ubývající lesní biodiverzity (saproxylický hmyz, ptáci, houby, mechorosty, lišejníky atd.) je vázána na mikrostanoviště, které vznikají na strukturách typických pro staré lesy a jsou poměrně vzácná v lesích hospodářských. V posledních desetiletích se pomalu prosazují alternativní, přírodě bližší způsoby hospodaření, jejichž vliv na mikrostanoviště, a tak i jejich potenciální hodnota pro lesní biodiverzitu dosud nebyly hodnoceny.

Proto jsem provedla srovnání výskytu a kvality mikrostanovišť na 4 lesních plochách (s rozlohou 8,3 až 42,5 ha) reprezentujících odlišné způsoby lesnického hospodaření (tradiční pasečné hospodaření, alternativní výběrné hospodaření a rezervace v době sběru dat 65 let bez zásahu) v přírodních podmínkách pahorkatin středních Čech. Na plochách jsem pomocí převzatých metodik provedla inventarizaci přítomnosti mikrostanovišť na živých stromech a inventarizaci mrtvého dřeva a jejich zhodnocení.

Nejvyšší zastoupení a kvalita mikrostanovišť a mrtvého dřeva byly v rezervaci, která zároveň zcela vyčerpala gama diverzitu všech zkoumaných ploch. Výskyt mikrostanovišť v pasečných a výběrných hospodářských lesích byl srovnatelný a většinou i srovnatelně nízký. Jako pozitivní faktory ovlivňující přítomnost a heterogenitu mikrostanovišť se ukázaly absence lesnického hospodaření, přítomnost listnatých stromů, přítomnost stromů s vyšší výčetní tloušťkou (nad 60 cm) a specifická morfologie lokality (členitost reliéfu) neumožňující plné rozvinutí konceptu pasečného hospodaření.

Alternativní výběrné hospodaření v jeho intenzivní podobě (bez zachování habitatových stromů a mrtvého dřeva) se neprokázalo jako významně pozitivnější prostředí pro lesní biodiverzitu než tradiční pasečné lesnické hospodaření. Součástí práce je doporučení pro zlepšení zastoupení mikrostanovišť v hospodářských lesích.

Klíčová slova: mikrostanoviště, biodiverzita, lesnické hospodaření, výběrné hospodaření, pasečné hospodaření

Abstract

A large part of the declining forest biodiversity (saproxylic insects, birds, fungi, bryophytes, lichens etc.) is linked to microhabitats that occur on structures typical of old-growth forests and are relatively rare in managed forests. In recent decades, alternative, more close-to-nature management practices have been slowly gaining ground, but their impact on microhabitats, and thus their potential value for forest biodiversity, has not yet been assessed.

Therefore, I made a comparison of the occurrence and quality of microhabitats in 4 forest plots (8,3 to 42,5 ha) representing different forest management methods (traditional clearcutting management, alternative selective management and forest reservation at the time of data collection 65 years without intervention) in the natural conditions of the Central Bohemia. In the plots, using the adopted methodologies, I conducted an inventory of the presence of microhabitats on living trees and an inventory of deadwood and their assessment.

The highest abundance and quality of microhabitats and deadwood were in the nature reserve, which at the same time completely exhausted the gamma diversity of all plots studied. The occurrence of microhabitats in clearcut and selective management forests was comparable and mostly low. The positive factors influencing the presence and heterogeneity of microhabitats were the absence of forest management, the presence of deciduous trees, the presence of trees with higher DBH (above 60 cm) and the specific morphology of the site (terrain ruggedness) not allowing the full development of the clearcut management concept. Alternative selective management in its intensive form (without preservation of habitat trees and deadwood) has not proven to be a significantly more positive environment for forest biodiversity than traditional clearcut forestry. The work includes recommendations for improving the representation of microhabitats in managed forests.

Keywords: microhabitats, biodiversity, forest management, selective management, clear-cut management

Obsah

1	ÚVOD	7
1.1	UVEDENÍ DO PROBLEMATIKY A VÝCHOZÍ MYŠLENKY	7
1.2	CÍLE	9
1.3	STANOVENÉ HYPOTÉZY	10
1.4	TEORETICKÁ VÝCHODISKA	11
2	MATERIÁL A METODIKA.....	18
2.1	CHARAKTERISTIKA STUDOVANÉ OBLASTI A STUDIJNÍCH PLOCH.....	18
2.2	PŘEHLED POUŽÍVANÝCH ZKRATEK	23
2.3	DEFINICE ZKOUMANÝCH MIKROSTANOVIŠŤ	24
2.4	METODY SBĚRU A ZPRACOVÁNÍ DAT.....	28
3	VÝSLEDKY	31
3.1	OBECNÝ PŘEHLED VÝSLEDKŮ	31
3.2	STATISTICKÉ HODNOCENÍ.....	37
4	DISKUSE.....	46
5	ZÁVĚR.....	53
5.1	HLAVNÍ VÝSLEDKY PRÁCE.....	53
5.2	NÁVRH OPATŘENÍ NA ZVÝŠENÍ VÝSKYTU HABITATOVÝCH STROMŮ, SOUŠÍ A MRTVÉHO DŘEVA	53
5.3	DOPORUČENÍ PRO DALŠÍ VÝZKUM.....	55
6	POUŽITÁ LITERATURA	56
7	PŘÍLOHY	67

1 Úvod

1.1 Uvedení do problematiky a výchozí myšlenky

Lesní porosty, které jsou součástí dnešní středoevropské krajiny, se rozšířily přes Evropský kontinent po poslední době ledové z glaciálních refugií. Stejně jako klima ovlivňovalo lesy, tak i lesy ovlivňovaly svým rozmachem krajinu a rozšíření organismů v krajině (Kirby and Watkins, 2015). V České republice by pravděpodobně nejrozšířenějším typem vegetace v přírodních podmínkách byly listnaté opadavé lesy mírného pásma a dominantní dřevinou na většině stanovišť od nížin po nižší horské polohy (1000 m n.m.) buk lesní (*Fagus sylvatica*) (Chytrý, 2012).

Lesy vytvářejí a udržují prostředí vhodné pro život, produkují kyslík, zadržují oxid uhličitý, čistí ovzduší, zadržují a čistí vody, zabraňují erozi půdy (FAO, 2020; Saarikoski et al., 2015). Díky dlouhodobému vývoji jsou místy s bohatou terestrickou biodiverzitou a refugiem pro vzácné a ohrožené druhy rostlin a živočichů (FAO, 2020; Hofmeister et al., 2019; Morales-Hidalgo et al., 2015).

Jsou také důležité pro lidskou kulturu (Boada et al., 2019), život, obživu a jsou cenným obnovitelným zdrojem (FAO, 2020).

Přirozené lesní porosty, které byly v minulosti málo ovlivněné lidskou činností jsou nepostradatelným prostředím pro uchování biodiverzity lesních druhů organismů (Mikoláš et al., 2019). Podle FAO (Organizace pro výživu a zemědělství Spojených národů) jsou definovány jako přirozeně obnovené lesy složené z původních druhů stromů, ve kterých nejsou jasně viditelné znaky lidské činnosti a nejsou v nich významně narušeny ekologické procesy (FAO, 2020). Nositeli lesní biodiverzity jsou spolu se strukturními prvky, disturbančním režimem, druhovým složením a mrtvým dřevem (Forests et al., 2001), také mikrostanoviště (Michel and Winter, 2009), na které je vázáno více než 25% lesní biodiverzity (saproxylické houby, lišejníky, mechy, saproxylický hmyz, ptáci, netopýři) (Dvořák et al., 2017; Grove, 2002; Hofmeister et al., 2016a, 2015; Regnery et al., 2013a; Sever and Nagel, 2019; Zemanová et al., 2017). Saproxylické organismy jsou definovány svou závislostí (v určité fázi svého životního cyklu) na mrtvém nebo odumírajícím dřevě, či na

přítomnosti jiných saproxylických organismů (Speight, 1989). Mikrostanoviště jsou nejčastěji definovaná jako konkrétní, jasně vymezené struktury, vyskytující se v nadzemních částech některých živých, nebo stojících mrtvých stromů, které poskytují substráty a habitaty nezbytné pro na ně vázané organismy během alespoň části jejich životního cyklu (Larrieu et al., 2018). Mikrostanoviště jsou typická pro staré lesy, vznikají nejčastěji na starých, odumírajících a odumřelých stromech či jejich rozkládajících se částech (Bütler et al., 2021).

Člověk lesy a jimi poskytované funkce ovlivňuje svým hospodařením v různé intenzitě již od neolitu (Gilg, 2005). Dnes se z důvodu staletí lidského hospodaření na území Evropy vyskytují pouze malé fragmentované pozůstatky původních lesů, a i ty s velkou rychlostí ubývají (Potapov et al., 2017; Sabatini et al., 2018). Lesnické hospodaření má navíc na lesy, a tak i na ně vázané druhy rostlin a živočichů přímý a významný vliv (Chaudhary et al., 2016; Dieler et al., 2017). Lesy v dnešní době čelí i dalším, člověkem vyvolaným vlivům, jako je poškození imisemi, klimatické změny a jimi posílené epizody sucha a rozsáhlé kalamity způsobené kůrovcem (*Ips typographus*, *Pityogenes chalcographus*, *Ips duplicatus*). V roce 2020 bylo v České republice vytěženo rekordních 21,9 mil m³ smrkového dřeva napadeného kůrovcem, prakticky na celém území jsou hospodářské lesy v kalamitním stavu (Hlásny et al., 2020; Ministerstvo zemědělství ČR, 2020).

V konvenčních typech lesního hospodaření jsou mikrostanoviště na stromech považovány za defekty snižující ekonomickou hodnotou stromů, a takové stromy, přestože mají velkou ekologickou hodnotu, jsou z porostů odstraňovány v rámci výchovných těžeb (Körkjäs et al., 2021a; Larrieu and Paillet, 2013; Sever and Nagel, 2019). Zároveň jsou v pasečných typech hospodaření stromy odstraňovány ve věku a velikosti, ve kterých ještě nedosáhly potenciálu pro plný rozvoj mikrostanovišť (Basile et al., 2020a; Larrieu and Paillet, 2013; Maxence and Raymond, 2019). Přístupy konvenčního lesního hospodaření se zaměřují pouze na produkci dřeva, tedy na stromy, a vylučují další lesní organismy, které nemají komerční hodnotu a není tedy potřebné zajišťovat jejich dobré životní podmínky, což vede k vytváření homogenních porostů (Puettmann et al., 2009). Zároveň se zaměřují na zdraví jednotlivých stromů, nikoli celkové zdraví lesního ekosystému (Körkjäs et al., 2021b).

Jako odpověď na nastíněné problémy se v posledních desetiletích vyvinulo množství ekologických, přírodě blízkých a alternativních způsobů hospodaření, které napodobují přírodní procesy a soustředí se na vytváření víceetážových, smíšených lesů s přirozenou obnovou a vysokou strukturní diverzitou (Parisi et al., 2018; Schütz et al., 2016). V Evropě je trvale udržitelné hospodaření v lesích vpisováno i do národních strategií a právně závazných i nezávazných nástrojů jako jsou směrnice a strategie EU (Parisi et al., 2018). Přírodě blízké lesnictví by se mělo zaměřovat i na mimoprodukční funkce lesa, jako je podpora lesní biodiverzity (O'Hara, 2016). V často zmiňovaných doporučeních je právě zachování starých habitatových stromů a mrtvého dřeva (Larrieu and Paillet, 2013; Oettel and Lapin, 2021; Vuidot et al., 2011). Tato doporučení bere do úvahy i Koncepce státní lesnické politiky ČR do roku 2035, konkrétně v bodě B3 „Podporovat ponechávání přiměřeného podílu tlejícího dřeva, těžebních zbytků a habitatových stromů v lese“ (Ministerstvo zemědělství ČR, 2021).

Tlak na lesní ekosystémy se celosvětově zvyšuje z hlediska nároků na zdroje a služby a chráněné plochy jsou příliš malé, aby poskytly dostatečné útočiště lesní biodiverzitě (Bauhus et al., 2009; Paillet et al., 2017a). V České republice tvoří většinu lesů lesy hospodářské (k roku 2020 tvořily hospodářské lesy 74,2% lesních porostů) (Ministerstvo zemědělství ČR, 2020); je proto třeba zkoumat jaký je jejich potenciál pro výskyt mikrostanovišť, a tak zvýšení celkové biodiverzity lesních organismů. A jak se alternativní přístupy lesního hospodaření mohou promítnout do zvýšené frekvence a kvality mikrostanovišť, a tak i do zvýšení jejich potenciální hodnoty pro lesní biodiverzitu, to dosud nebylo zhodnoceno a bere si to za cíl tato práce.

1.2 Cíle

Cílem práce je srovnání a určení vlivu třech typů lesnického hospodaření na přítomnost a kvalitu mikrostanovišť a na základě výsledků návrh opatření na zvýšení výskytu mikrostanovišť v hospodářských lesích. V práci srovnávám gradient intenzity lesnického hospodaření na souboru dospělých lesních porostů (starších 90 let) ve stanovištně srovnatelných podmínkách, konkrétně území ponechané samovolnému vývoji bez lesnického hospodaření, les převáděný na výběrné hospodaření (dále v práci uváděný jako výběrné hospodaření) a území obhospodařované pasečným způsobem.

Území ponechané samovolnému vývoji je věkově a strukturně bohatší les s přírodě blízkou druhovou skladbou, který nebyl alespoň v posledních desetiletích lesnický obhospodařován (přírodní rezervace).

Za alternativně obhospodařovaný porost jsem si vybrala území s výběrným hospodařením. Výběrné hospodaření je charakteristické různorodým druhovým složením lesa přizpůsobeným dané lokalitě, zaměřením na stabilitu, využíváním přirozených procesů, strukturální diverzitou a nevytvářením pasečných holin (Ammon Walter, 1995; Schütz et al., 2016) a je považované za typ přírodě blízkého způsobu hospodaření (Remeš, 2018).

Pasečný hospodářský les reprezentují dvě lokality lesa věkových tříd (s velikostí holosečí do velikosti 1 ha, po nichž následuje do 2 let povinné zalesnění, les tak tvoří stejnověké jednoetážové porosty) (Zákon o lesích a o změně některých zákonů 289/1995 Sb.).

Na základě inventarizace výskytu a vlastností mikrostanovišť provedené v těchto porostech v práci vyhodnocuji potenciál nejrozšířenějšího (pasečného) a alternativního (výběrného) hospodaření pro vytváření mikrostanovišť ve srovnání se spontánně se vyvíjejícím lesním porostem v oblasti kolinního vegetačního stupně. Dostupné informace o potenciálu jednotlivých typů mikrostanovišť pro konkrétní skupiny lesních organismů jsou shrnuty v literární rešerši této práce. Data o přítomnosti, kvalitě a četnosti jednotlivých typů mikrostanovišť sebraná ve studovaných lesních porostech jsou následně vyhodnocena na základě zjištěných informací o jejich potenciálu pro jednotlivé skupiny lesních organismů. Na základě těchto výsledků je posouzena kvalita (příznivost) podmínek v jednotlivých studovaných porostech reprezentující odlišné typy lesnického managementu pro biodiverzitu lesních organismů.

1.3 Stanovené hypotézy

1. Gradient heterogenity a frekvence mikrostanovišť se zvyšuje od pasečného hospodaření přes výběrné k lesní rezervaci.

- a. V lesích s pasečným hospodařením můžeme najít habitatové stromy s mikrostanovišti na místech, kde stanovištní podmínky neumožňují plně rozvinout koncept pasečného hospodaření z důvodu krajinné morfologie anebo v porostech, které jsou přestárlé.
2. Gradient heterogenity a kvality mrtvého dřeva se zvyšuje od pasečného hospodaření přes výběrné hospodaření až k lesní rezervaci.

1.4 Teoretická východiska

1.4.1 Souše

Stojící mrtvé dřevo, dále souše, jsou velmi důležité pro biodiverzitu (Sever and Nagel, 2019; Šilhánová, 2020). Nesou až dvakrát víc mikrostanovišť než stojící živé stromy (Graf et al., 2022; Vuidot et al., 2011). Pravděpodobně z toho důvodu, že souše prochází rozdílnými vertikálními mikroklimatickými podmínkami, ve kterých se odlišně rozkládají (Graf et al., 2022) a také se organismům rozkládají výrazně lépe než stromy živé (Paillet et al., 2017a). Jsou habitatem důležitým pro saproxylické brouky, hlavně ze skupiny Lesklecovití (*Monotomidae*) (Bouget et al., 2013; Graf et al., 2022), houby (Pouska et al., 2010) a ptáky, kteří na něm závisí při vytváření dutin i shánění potravy (Drapeau et al., 2009).

1.4.2 Ležící mrtvé dřevo

Mrtvé dřevo může v přirozeném lesním prostředí tvořit až 25% celkového objemu dřeva. Poskytuje obrovské množství ekologických nik a mikrostanovišť a je na něj vázáno společenstvo organismů, které se proměňuje s fází rozkladu dřeva, strom tak může být po smrti kolonizován až stovkami druhů (Bobiec et al., 2005). Mrtvé dřevo je jedním z druhově nejbohatších komponentů lesních ekosystémů (Bouget et al., 2013). Kromě cenného habitatu je rozklad mrtvého dřeva nezbytný pro cyklus živin, rozkládající se mrtvé dřevo znovu uvolňuje uhlík a minerály uvolněné v celulóze, a činní je znovu dostupné pro ostatní rostliny (Gilg, 2005). Na mrtvé dřevo je vázána široká biodiverzita (Stokland et al., 2012): saproxyličtí brouci, kteří jsou na něm přímo závislí (Bouget et al., 2011; Graf et al., 2022; Grove, 2002; Speight, 1989), lignikolní druhy hub, které se významně účastní dekompozice dřeva (Boddy et al., 2008; Pouska et al., 2010), lišejníky (Spribille et al., 2008) a mechorosty (Andersson and Hytteborn, 1991), pro lesní mechorosty zařazené do některé

z vyšších kategorií ohrožení dle červeného seznamu je mrtvé dřevo nejčastější habitat (Hofmeister et al., 2015). Mrtvé dřevo také poskytuje úkryt a potravu malým savcům (Fauteux et al., 2012), obojživelníkům (Blomquist and Hunter, 2010) i dalším bezobratlým (Seibold et al., 2015).

1.4.3 Dutiny

Ptačí dutiny jsou indikátory biodiverzity, je na ně vázáno přímo i nepřímo mnoho druhů organismů. Indikují přítomnost primárních dutinových ptáků, kteří je vytvářejí (datlovití) (Larrieu et al., 2018; Pakkala et al., 2018) a poskytují habitat sekundárním uživatelům dutin, kteří si je neumí vytvářet a jsou tak závislí na jejich existenci a přetrvání (Cockle et al., 2011). To platí hlavně v hospodářských lesích, kde nejsou tolik dostupné hnilobné dutiny (Andersson et al., 2018; Basile et al., 2020a). Sekundární uživatelé dutin jsou dutinové ptáci (Wesołowski, 2011), saproxylický hmyz, savci, pavoukovci a houby (Maxence and Raymond, 2019). Bylo zdokumentováno až 17 znovupoužití jedné dutiny během 13 let (Edworthy and Martin, 2013). Jedním z významných budovatelů dutin je datel černý (*Dryocopus martius*), je nejsilnější a jeho dutiny poskytují habitat pro mnoho velkých sekundárních obyvatel. Preferuje živé stromy a vytvořením dutiny snižuje jejich vitalitu, podporuje stárnutí, a tím je dělá dostupnější pro menší datlovité. Takové oslabené stromy nesou víc hnilobných mikrostanovišť, které jsou důležité pro saproxylický hmyz. Stromy s dutinou od datla černého jsou tak velmi cenným mikrostanovištěm s potenciálem k rozvinutí bohatého habitatového stromu (Puverel et al., 2019). I v porostech bez lesnického hospodaření jde o mikrostanoviště dočasná, neboť průměrná doba existence doupného stromu činí 3-12 let (Wesołowski, 2011).

Dalším druhem dutin jsou hnilobné dutiny, které vznikají převážně procesy spojenými s rozkladem dřeva a zraněními, které strom zasáhnou v průběhu jeho života (Larrieu and Paillet, 2013). Tvorba hnilobných dutin těmito procesy může trvat mnoho let a tvoří se převážně na velkých, starých stromech. Na hnilobné dutiny, které nebyly vytvořené datlovitými, spoléhá mnoho sekundárních uživatelů dutin (Cockle et al., 2011).

Lesní hospodaření snižuje množství dutin v lesích, tvořením stejnověkých monokultur, potlačováním přirozených disturbancí, odstraňováním starších listnatých a velkých stromů a

odstraňováním mrtvého dřeva. To nakonec vede i ke snížení diverzity lesních organismů (Andersson et al., 2018; Remm and Löhmus, 2011). Lesní organismy využívající dutiny ke hnízdění či shánění potravy, kteří si je neumí vytvořit jsou tak v hospodářských lesích téměř vždy limitováni dostupností kvalitních dutin (Newton, 1994).

1.4.4 Hmyzí požerky

Jsou definovány jako síť vývrtů xylofágního hmyzu, které tvoří „hmyzí galerii“, složitý systém otvorů a komůrek vytvořených jedním nebo více druhy hmyzu uvnitř kmene (Kraus et al., 2016). Asociované druhy s tímto mikrostanovištěm jsou: brouci, dvoukřídlí, blanokřídlí a letouni (Lachat et al., 2021). Hmyz živící se na dřevě se podle způsobu shánění potravy dělí na tři skupiny: saprofágní, mycetofágní a fytofágní (Kubátová et al., 2004). Mycetofágní a fytofágní druhy jsou blízce propojeny s ambrozními houbami, které žijí ve hmyzích požerkách. Některé z těchto hub (*Geosmithia Pitt*) jsou naprosto závislé na hmyzu a žijí výlučně, nebo převážně ve hmyzích požerkách (Kolařík et al., 2008).

1.4.5 Narušení a dendrotelmy

Dendrotelmy jsou specifické příklady dutin, které mohou být naplněné vodou, a to v průběhu roku, nebo v konkrétních obdobích (Kirsch et al., 2021; Larrieu and Paillet, 2013). Tyto dutiny mohou obsahovat hnilobu, nebo být zcela obrostlé kůrou (Lachat et al., 2021), vznikají z dutin po datlovitých, z hnilobných dutin, po vylomené větvi (Gossner et al., 2016), nebo ve vidlicovitém rozdělení kmenu (Larrieu et al., 2018). Voda v dendrotelmách je obohacená o živiny, část přichází s vodou, která se do dutiny dostane přes korunu, nebo po kmene stromu a část se hromadí na dně dutiny (listy a detrit) (Schmidl et al., 2008). Dendrotelmy nabízí habitat pro vývoj organismů (Kirsch et al., 2021), lov (Gossner et al., 2020) a jsou (hlavně v suchých periodách) cenným zdrojem vody pro lesní organismy, zvláště v lokalitách, kde není dostupná vodní plocha (Kitching, 1971). Zároveň zajišťují konektivitu společenstev druhů, které jsou alespoň částí svého životního cyklu vázané na vodu (Gossner et al., 2016). Organismy, které dendrotelmy využívají jsou ptáci, savci, netopýři, bezobratlí, houby, mechy, vířníci, hlístice, bičíkovci a obojživelníci (Kirsch et al., 2021; Kitching, 1971; Lachat et al., 2021; Schmidl et al., 2008).

1.4.6 Bělové dřevo

Odhalené bělové dřevo je skupina mikrostanovišť zahrnujících ztrátu kůry, jizvu způsobenou ohněm a kapsy tvořené kůrou (Larrieu et al., 2018). Bělové dřevo má světlou barvu, je živé a nachází se mezi kůrou a jádrovým dřevem (které vzniká stárnutím bělového dřeva) (Bektaş et al., 2020). Jeho buňky obsahují vodu a živiny, které transportují od kořenů do koruny, na to se specializují například ophiostomatoidní houby, které rostou na zraněných stromech a některý xylofágní hmyz (Stokland et al., 2012). Některé druhy saproxylického hmyzu se specializují na rozkládající se bělové dřevo (Rotheray et al., 2001), které se na spadlých stromech rozkládá rychleji než jádrové dřevo (Menkis et al., 2020).

1.4.7 Bělové jádrové dřevo

Odhalené bělové jádrové dřevo je skupina mikrostanovišť zahrnujících zlomený kmen, zlomenou větev, prasklinu, jizvu po blesku a prasklinu ve vidlicovém rozdělení kmene (Larrieu et al., 2018). Jádrové dřevo je stárnoucí bělové dřevo, liší se chemickou strukturou, je těžší, sušší, tvrdší (Bektaş et al., 2020) a obsahuje pouze mrtvé buňky (Stokland et al., 2012). Na dekompozici jádrového dřeva se specializují některé druhy saproxylického hmyzu (mnoho z červených seznamů) a lignikolní houby, které mohou rozkládat jádrové dřevo živých stromů (Calix et al., 2018; Rotheray et al., 2001; Stokland et al., 2012; Yee et al., 2006). Dekompozicí vnitřní části kmene vznikají dutiny, protože bělové dřevo zůstane netknuté, dutiny v rozkládajícím se jádrovém dřevě tvoří také Datlovití, protože je dřevo měkčí. (Puverel et al., 2019; Stokland et al., 2012).

1.4.8 Korunové mrtvé dřevo

V hodnocení spojují nálezy mrtvých větví pod korunou, které jsou specifické měnicemi se mikroklimatickými podmínkami, korunového mrtvého dřeva, které je vystaveno intenzivnímu slunci a zbytků po zlomené větvi. Díky různorodým podmínkám nesou tato mikrostanoviště specializovanou a odlišnou biotu než ležící mrtvé dřevo (Kraus et al., 2016) a složení společenstev se mění s vertikální pozicí mrtvých větví v koruně (Seibold et al., 2018). Ve studii Bouget et al. (2011) zkoumaly saproxylické brouky, z druhů, které se jim podařilo zachytit se 20-40% specializovalo pouze na korunové mrtvé dřevo. Některé druhy obývají korunové dřevo trvale, jiné pouze v určitých fázích svého životního cyklu. Korunové mrtvé

dřevo obývají i některé druhy hub, které se specializují na pomaleji se rozkládající dřevo korunových větví (Bouget et al., 2011).

1.4.9 Výrůstky

Skupina zahrnuje čarověník, epikormické výhonky, otok a nádor, tyto výrůstky vznikají reaktivním růstem při zvýšení dostupnosti světla nebo jako struktury na izolaci mikrobů či patogenů, které strom napadli (Larrieu et al., 2018). Čarověník vzniká jako proliferace krátkých a košatých větví, nejčastější příčinou jsou houby a bakterie (Pires et al., 2020). Epikormické výhonky vznikají ze spících pupenů na kmeni nebo větvích, které jsou stimulovány k růstu náhlým působením světla (Kozłowski and Pallardy Stephen, 1997). Čarověník a epikormické výhonky mohou poskytovat habitat pro hnízdění ptáků nebo místa pro úkryt a lov členovců (Lachat et al., 2021; Pires et al., 2020). S nádory jsou spojené houby, které je přímo vytváří *Botryosphaeria*, *Sphaeropsis sapinea*, *Cytospora* a *Hypoxyton/Biscognauxia* (Desprez-Loustau et al., 2006; Stokland et al., 2012), v prasklinách na otocích dospívají některé larvy čeledi nesytkovití (Lachat et al., 2021).

1.4.10 Trvalé choroše

Trvalé choroše jsou houby, které mají délku života delší než 1 rok (Larrieu et al., 2018). Mohou žít mnoho let, například toudnatec pásovaný (*Fomitopsis pinicola*) se dožívá až 18 let a může se na stanovišti až 15krát obnovit (Hågvar and Steen, 2013). Jednou z hlavních charakteristik chorošů je schopnost vytvářet velké, pevné a dostatečně dlouho přetrvávající plodnice, které jsou schopné hostit hmyz (Nikitsky and Schigel, 2004). Druhovú bohatost trvalých chorošů silně koreluje s druhovou bohatostí dočasných chorošů, obě skupiny (a zejména skupiny z červených seznamů) závisí na množství a kvalitě mrtvého dřeva na stanovišti (Halme et al., 2009). Biodiverzitu vázanou na trvalé choroše tvoří převážně fungivoři, organismy, které se živí tkáněmi hub. Tato skupina se dále specializuje na různé části houby. Typickým příkladem jsou druhy, jejichž larvy se vyvíjí v plodnicích hub. V plodnici trvalých chorošů mohou strávit několik generací, u těchto druhů se larvy i dospělci živí tkání plodnice. Dospělé plodnice trvalých chorošů hostí některé velmi specializované organismy, které se živí sporami (např. nejmenší brouk na světě z čeledi pírníkovití, roztoči, larvy dvoukřídlých, členovci), ale také mnoho druhů brouků, mouchy a můry (Bütler et al., 2021; Hågvar and Steen, 2013; Stokland et al., 2012).

1.4.11 Dočasné houby

Dočasné houby jsou definovány životní délkou kratší než 1 rok, tato skupina obsahuje pulpy agaric, pyrenomycety a myxomycety (Larrieu et al., 2018). Mají kratší životnost než trvalé houby, a tak i rychlejší životní cyklus (Stokland et al., 2012), některé z nich hostí bohaté hmyzí komunity (například sírovec žlutooranžový (*Laetiporus sulphureus*)). A některé houby mají i své specializované druhy (například brouk *Epuraea distincta* z čeledi lesknáčkovití se vyvíjí pouze v houbě sítkovci načervenalém (*Daedaleopsis confragosa*) (Nikitsky and Schigel, 2004).

1.4.12 Mechy a lišejníky

Lišejníky jsou mutualistickým vztahem mezi houbou (heterotrofním mykobiontem) a řasou (autotrofní fotobiontem), které spolu tvoří soběstačnou životní formu (Grimm et al., 2021). Mechorosty jsou nižší rostliny, závislé na dostupné vodě svým rozmnožováním i růstem (Zechmeister et al., 2003).

Mechorosty i lišejníky jsou zasažené ztrátou a fragmentací habitatů a znečištěným ovzduším (kyselá depozice), závisí na starých stromech a vysokým DBH, konkrétních druzích stromů (na různé druhy stromů jsou vázány různé druhy mechorostů a lišejníků, kvůli odlišným fyzikálněchemickým vlastnostem kůry), mikrostanovištích a stálých, vlhkých mikroklimatických podmínkách (Fritz and Heilmann-Clausen, 2010; Hofmeister et al., 2016b; Malíček et al., 2019; Ódor et al., 2013; Pharo et al., 2004; Zemanová et al., 2017). Pro ně důležitá mikrostanoviště jsou hnilobné dutiny (Fritz and Heilmann-Clausen, 2010), mrtvé a rozkládající se dřevo (Söderström, 1993; Zechmeister et al., 2003), pařezy a souše (Humphrey et al., 2002), báze kmene (Hofmeister et al., 2016b). Související druhy s mikrostanovištěm tvořeným mechorosty a lišejníky jsou motýli, plži, brouci, ptáci a pavouci (Lachat et al., 2021).

1.4.13 Hnízda

Hnízda vytvořená obratlovci (ptáci, plchovití, myšovití a veverkovití) a bezobratlými (hřbetozubcovití, mravencovití a včelovití) (Larrieu et al., 2018). Hnízda využívají sekundární uživatelé, kteří si je sami nestaví. Ptačí hnízda využívají některé druhy roztočů, kvůli

specifickému mikroklimatu a zdrojům potravy (houby a hlístice) (Napierała et al., 2021), také přitahují množství predátorů, kteří okupovaná hnízda využívají jako zdroj potravy (další ptáci, hadi, hlodavci) (Latif et al., 2011; Segura et al., 2012). Ptačí hnízda mohou sloužit i jako hnízdiště pro menší ptáky, nebo prostředí pro bezobratlé. Druhy zaznamenané v hnízdech bezobratlých jsou brouci, dvoukřídlí, blanokřídlí, mšicovití, pavouci a stonožkovci (Lachat et al., 2021).

1.4.14 Mikropůda

Mikropůda se může tvořit na kůře kmene nebo ve vidlicovém rozdělení kmene, vzniká z rozkládajícího se organického materiálu (listy, kůra, větvičky, mechorosty, lišejníky nebo řasy). Mikropůda na kůře kmene poskytuje habitat několika vysoce specializovaným saprofytickým houbám). Související druhy s mikropůdou ve vidlicovitém rozdělení kmene jsou cévnaté rostliny, houby, kapradiny a chvostokoci (Lachat et al., 2021; Larrieu et al., 2018). Tato mikrostanoviště a jejich spojení s biodiverzitou jsou bohužel nedostatečně zkoumaná a je potřeba další výzkum.

1.4.15 Výrony

Skupina zahrnuje aktivní výron mízy a silný výron pryskyřice (který může předznamenávat odumření, či počáteční rozklad stromu) (Larrieu et al., 2018; Michel and Winter, 2009). Asociované druhy s výrony jsou brouci, mouchy a motýli (Bütler et al., 2021). Bylo zaznamenáno, že výron mízy hostí larvy pestřenkovitých a využívá ho mnoho druhů hmyzu jako zdroj potravy (Larrieu and Cabanettes, 2012; Yoshimoto et al., 2005). Tato mikrostanoviště jsou bohužel ve spojení s biodiverzitou nedostatečně zkoumaná a je potřeba další výzkum.

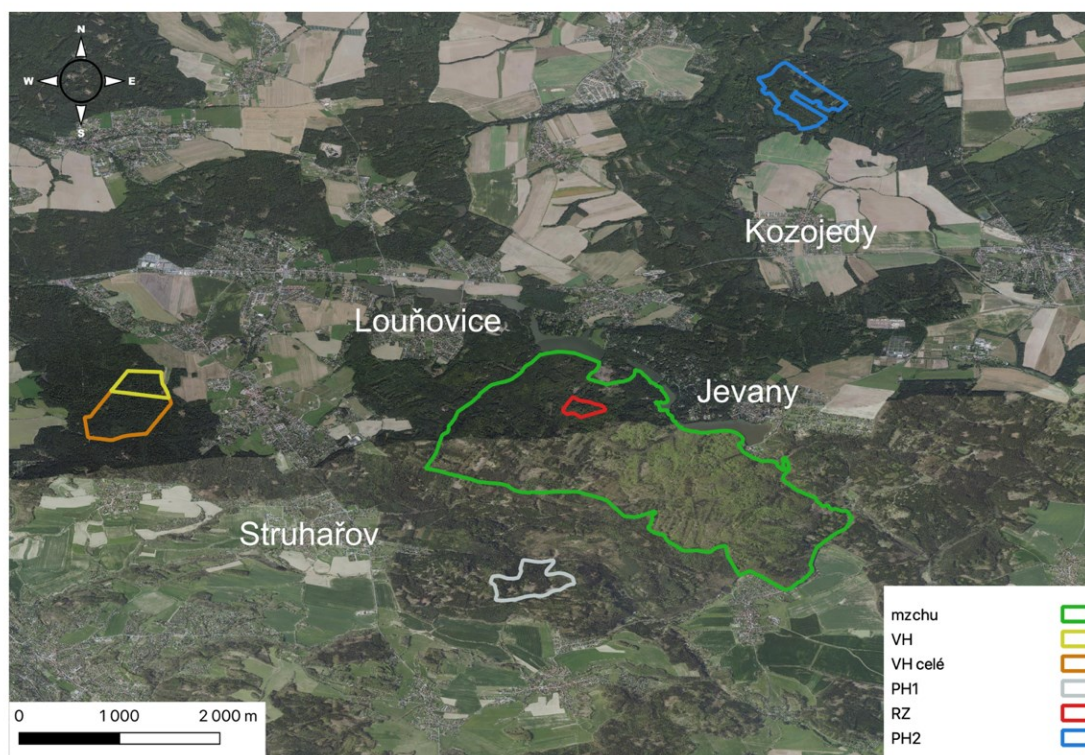
2 Materiál a metodika

2.1 Charakteristika studované oblasti a studijních ploch

Studované plochy se nacházejí v České republice v okrese Praha východ mezi městy Říčany a Kostelec nad Černými lesy v NPR Voděradské bučiny a v blízkém okolí. Oblast je součástí Středočeské pahorkatiny a nachází se ve třetím (dubobukovém) a čtvrtém (bukovém) lesním vegetačním stupni (420 až 510 m n. m.). Výzkum má regionální rozměr, v práci se tedy nevyjadřuji ke všem lesům, ale jen k 3-4 lesnímu vegetačnímu stupni.

Součástí výzkumu byly čtyři plochy s různým typem managementu, první v NPR Voděradské bučiny, druhá v komplexu výběrného hospodaření Klokočná a třetí a čtvrtá v hospodářských lesích v okolí (obrázek č. 1). Množství a velikost ploch byla omezená časovou náročností sběru dat, jelikož jsem data sbírala samostatně.

Obrázek 1: Přehled studovaných ploch. Legenda: mzchu – hranice NPR Voděradské bučiny, VH – studovaná část porostů výběrného hospodaření, VH celé – hranice výběrného hospodaření Klokočná, PH1 – studovaná plocha pasečného hospodaření 1, RZ – studovaná část porostů NPR Voděradské bučiny, PH2 – studovaná plocha pasečného hospodaření 2.



2.1.1 Lesní porost bez lesnické hospodaření (NPR Voděradské bučiny)

NPR Voděradské bučiny jsou chráněné na rozloze 681,83 ha od roku 1955 a jsou pod správou Školního lesního podniku ČZU v Kostelci nad Černými lesy. Předmětem ochrany jsou zde jedny z nejlépe zachovaných komplexů listnatých lesů bukového a dubobukového vegetačního stupně středních Čech. Rezervace také hostí mnoho zvláště chráněných a ohrožených druhů organismů. NPR je rozdělena na 4 zóny, podle ochrany a aplikovaného managementu. V první zóně jsou převážně jádrová území ponechána samovolnému vývoji a plochy, které k bezzásahovosti směřují (AOPK, 2021).

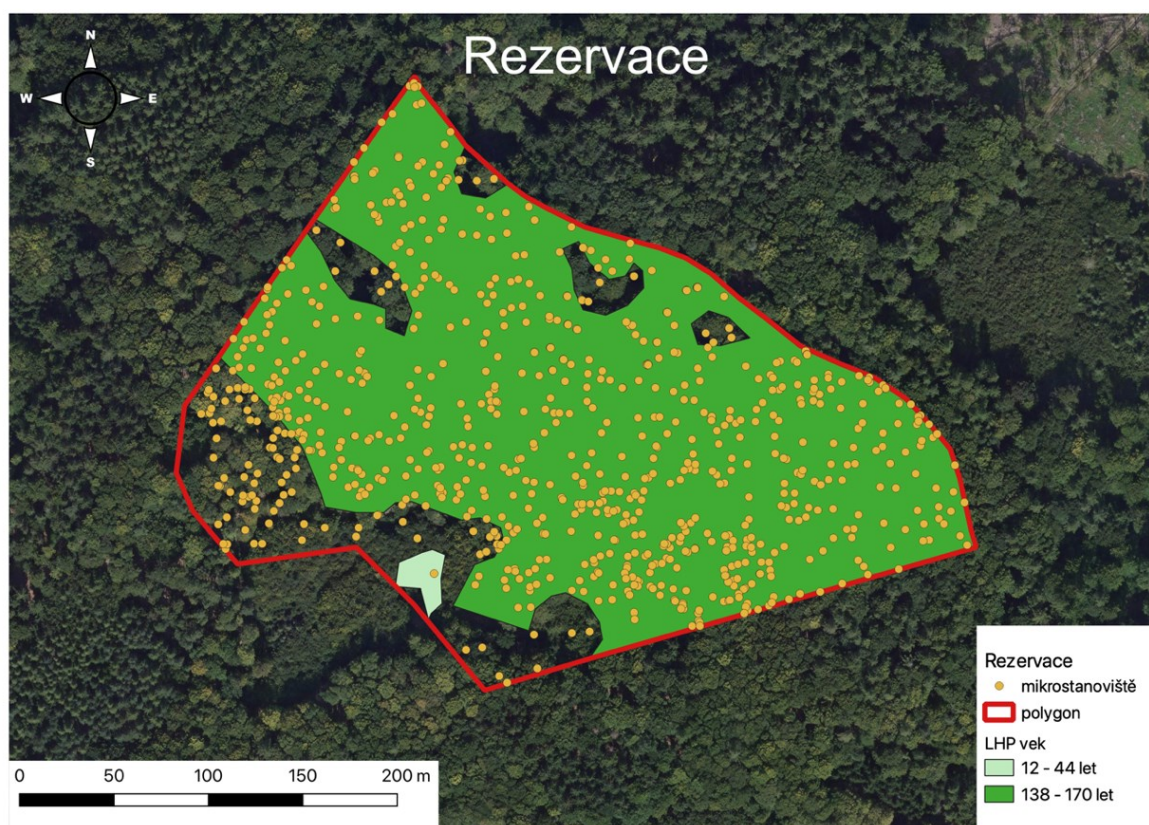
Můj výzkum probíhal na ploše v dílci 417A v první zóně, která byla ponechána samovolnému vývoji nejdéle, od roku 1955, což v době sběru dat představovalo 65 let bez zásahu.

Fytocenologicky se porost nejvíce blíží vlhkým acidofilním doubravám a chudým vlhkým dubohabřinám (AOPK, 2021).

Mapovaná plocha měla rozlohu 8,3 ha, která byla dostatečná pro pokrytí reprezentativního vzorku bezzásahového území a zároveň bylo možné ji mapovat samostatně (obrázek č. 2). V přírodní rezervaci jsou stromy s mikrostanovišti hojné a rozmístěny poměrně homogenně a na menším území jsem nasbírala velký počet záznamů o habitatových stromech, které jsou zároveň reprezentativní pro okolí. Plocha je dále v práci nazývána „Rezervace (RZ)“.

Les je ve studované oblasti plošně kontinuální (bez vnitřních enkláv bezlesí); prázdné polygony v obrázku č.2 (a dalších v příloze) jsou lesní porosty, k nimž v datech lesní hospodářské evidence chyběla data.

Obrázek 2: Plocha studované oblasti RZ s LHP ukazujícím věkové rozložení porostu. Legenda: mikrostanoviště – poloha stromů s nálezem mikrostanoviště, polygon – hranice studované plochy, LHP věk – věk porostu zaznamenaný v lesní hospodářské evidenci (porostní mapa).



2.1.2 Lesní porost s výběrným hospodařením

Výzkumná plocha byla vybrána v komplexu demonstračního objektu výběrného hospodaření Klokočná. Lesy ČR hospodaří na Klokočné na ploše 393 ha výběrným způsobem více než 30 let a činí jí tak pravděpodobně nejstarší oblastí s tímto typem hospodaření v České republice (PRO SILVA BOHEMICA, 2019).

Plochu jsem vybrala v dílci 628D na doporučení místního revírníka z Klokočné, na tomto území se mají nacházet nejreprezentativnější části celého komplexu a součástí je i demonstrační plocha, která slouží k dlouhodobému sledování vývoje porostu pod aplikovaným managementem (PRO SILVA BOHEMICA, 2019). Mou mapované území mělo rozlohu 19,3 (obrázek č. 3).

Plocha je dále v práci nazývána „Výběrné hospodaření (VH)“.

Obrázek 3: Plocha studované oblasti VH s LHP ukazujícím věkové rozložení porostu. Legenda: mikrostanoviště – poloha stromů s nálezem mikrostanoviště, polygon – hranice studované plochy, LHP věk – věk porostu zaznamenaný v lesní hospodářské evidenci (porostní mapa).

Jelikož je ve výběrném hospodaření na jednom dílci porostní mapy více věkových etáží, nejsou v mapce všechny vidět. Na mapě jsou zobrazené nejstarší etáže. Mapy jednotlivých věkových etáží jsou k nalezení v příloze (obrázek č. 26, 27, 28, 29).



2.1.3 Lesní porosty s pasečným hospodařením

Třetí a čtvrtá plocha reprezentují pasečné hospodaření.

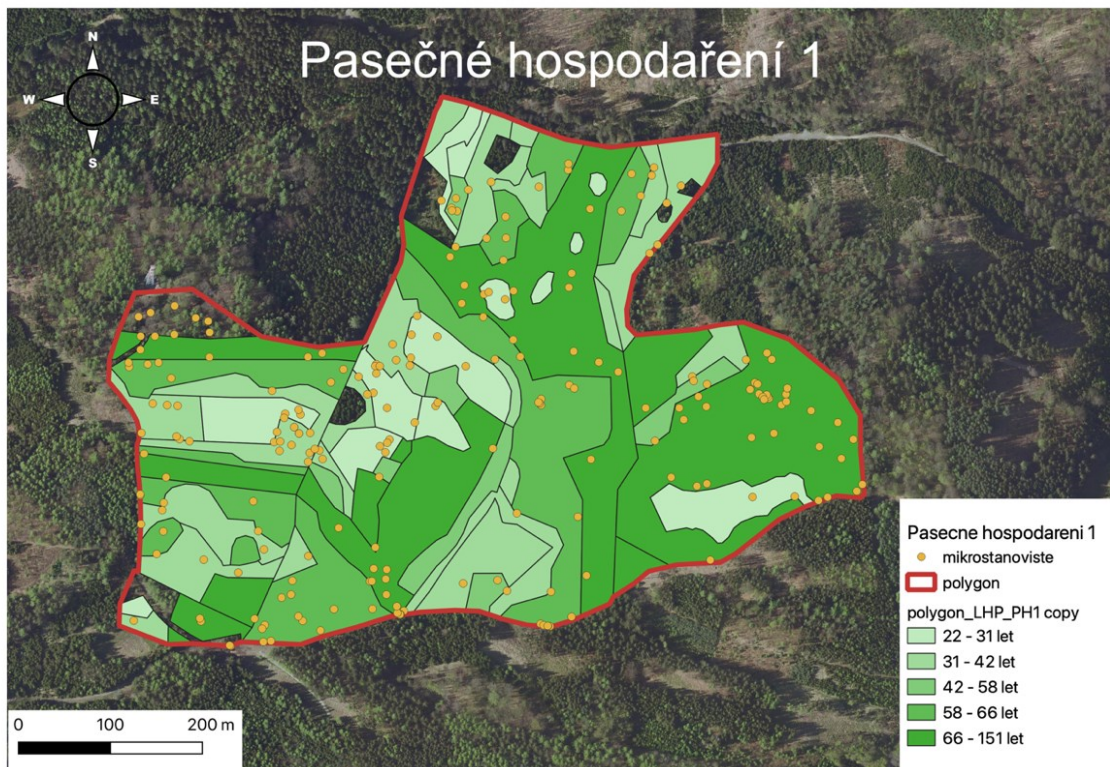
Třetí výzkumná plocha byla vybrána jižně od NPR Voděradské Bučiny mezi obcemi Jevany a Struhařov. Zde pasečným způsobem hospodaří školní lesní podnik ČZU. Plocha měla rozlohu 30,9 ha (obrázek č. 4).

Plocha je dále v práci nazývána „Pasečné hospodaření 1 (PH1)“.

Les je ve studované oblasti plošně kontinuální (bez vnitřních enkláv bezlesí); prázdné polygony v obrázku č.4 (a dalších v příloze) jsou lesní porosty, k nimž v datech lesní hospodářské evidence chyběla data.

Obrázek 4: Plocha studované oblasti PH1 s LHP ukazujícím věkové rozložení porostu.

Legenda: mikrostanoviště – poloha stromů s nálezem mikrostanoviště, polygon – hranice studované plochy, LHP věk – věk porostu zaznamenaný v lesní hospodářské evidenci (porostní mapa).



Čtvrtá výzkumná plocha byla vybrána severovýchodně od NPR Voděradské bučiny mezi obcemi Kozojedy a Doubravčice. Pasečným způsobem zde hospodaří město Český Brod. Plocha měla rozlohu 42,5 ha (obrázek č. 5).

Plocha je dále v práci nazývána „Pasečné hospodaření 2 (PH2)“.

Obrázek 5: Plocha studované oblasti PH2 s LHP ukazujícím věkové rozložení porostu.

Legenda: mikrostanoviště – poloha stromů s nálezem mikrostanoviště, polygon – hranice studované plochy, LHP věk – věk porostu zaznamenaný v lesní hospodářské evidenci (porostní mapa).



U pasečného hospodaření jsem se rozhodla mapovat dvě plochy s největší rozlohou, abych pokryla všechny věkové fáze pasečného hospodaření od paseky až po mýtní věk a terénní odlišnosti, které mohly mít potenciální vliv na dostupnost těžké techniky. Očekávala jsem, že mikrostanoviště jsou v hospodářských lesích s pasečným hospodařením rozmístěné nejvíce ostrůvkovitě a je proto potřebné mapovat větší plochu, aby bylo možné plochu považovat za reprezentativní pro její okolí, a zároveň nasbírat dostatečné množství dat.

2.2 Přehled používaných zkratk

Tabulka 1: Přehled používaných zkratk.

zkratka	popis
RZ	Rezervace
VH	Výběrné hospodaření
PH1	Pasečné hospodaření 1
PH2	Pasečné hospodaření 2
MS	Mikrostanoviště
MD	Mrtvé dřevo

Korunové MD	Korunové mrtvé dřevo
DBH	„diameter at breast height“ výčetní průměr v prsní výšce (130cm)
LHP	Lesní hospodářský plán

Tabulka 2: Seznam zkratk dřevin, které se vyskytovaly v mých datech a jejich zařazení do skupin, které používám při statistickém vyhodnocení.

dřevina český název	dřevina latinský název	zkratka	počet	skupina	vysvětlivky
buk lesní	Fagus sylvatica	BK	571	BK	
smrk ztepilý	Picea abies	SM	274	SM	
habr obecný	Carpinus betulus	HB	267	HB	
dub zimní	Quercus petraea	DBZ	150	DBZ	
modřín opadavý	Larix decidua	MD	105	MD	
borovice lesní	Pinus sylvestris	BO	38	BO	
lípa malolistá	Tilia cordata	LP	31	OSTL	ostatní listnaté
olše lepkavá	Alnus glutinosa	OL	26	OSTL	ostatní listnaté
jedle bělokorá	Abies alba	JD	18	JD	
bříza bělokorá	Betula pendula	BR	16	OSTL	ostatní listnaté
jeřáb ptačí	Sorbus aucuparia	JR	8	OSTL	ostatní listnaté
javor klen	Acer pseudoplatanus	KL	8	OSTL	ostatní listnaté
dub červený	Quercus rubra	DBC	5	EX	exoty listnaté i jehličnaté
douglaska tisolistá	Pseudotsuga menziesii	DG	5	EX	exoty listnaté i jehličnaté
borovice vejmutovka	Pinus strobus	VJ	3	EX	exoty listnaté i jehličnaté
dub letní	Quercus robur	DBL	1	OSTL	ostatní listnaté
javor mléč	Acer platanoides	JV	1	OSTL	ostatní listnaté
topol osika	Populus tremula	OS	1	OSTL	ostatní listnaté

2.3 Definice zkoumaných mikrostanovišť

Tabulka 3: Skupiny mikrostanovišť, definované podle mezinárodně využívané metodiky od Larrieu et al. (2018).

skupina	mikrostanoviště
ptačí dutiny	hnízdni dutina menších datlovitých ptáků
	hnízdni dutina středních datlovitých ptáků
	hnízdni dutina velkých datlovitých ptáků
	dutiny připomínající flétnu
hnilobné dutiny	hnilobná dutina u báze kmene
	hnilobná dutina ve kmeni
	polootevřená hnilobná dutina
	zcela otevřená hnilobná dutina u báze kmene
	zcela otevřená hnilobná dutina ve kmeni
	hnilobná dutina ve větvi
hmyzí požerky a vývrty	hmyzí požerky
	vývrty datlovitých
narušení a dendrotelmy	dendrotelma
	kůrou lemovaná dutina na kmeni stromu
	kořeny vytvořená dutina
bělové dřevo	ztráta kůry
	jizva od ohně
	převis z kůry
	kapsa z kůry
bělové jádrové dřevo	zlom kmene
	zlom větve
	prasklina
	jizva od blesku
	prasknutí ve vidlicovém rozdělení kmene
korunové mrtvé dřevo	mrtvé větve
	mrtvý vršek stromu
	pozůstatek zlomené větve
výrůstky	čarověník

	epikormické výhonky
	otok
	nádor
trvalé choroše	trvalé choroše
dočasné houby	dužnaté houby
	pyrenomycety
	myxomycety
mechy a lišejníky	mechy
	lišejníky
	kořeny obrostlé mechem (vlastní odplnění)
hnízda	hnízda
	hnízda bezobratlých
mikropůda	korní mikropůda
	korunová mikropůda
výrony	výron mízy
	výron pryskyřice
ostatní	břečťan
	kapradiny
	jmelí

Obrázek 6: Habitatový strom, VB, 2020.



Obrázek 7: Habitatový strom, PH2, 2020.



Obrázek 8: Mrtvé dřevo, VB, 2020.



2.4 Metody sběru a zpracování dat

2.4.1 Sběr dat

Data o mikrostano­vištích jsem sbírala samostatně na čtyřech výše popsaných plochách od dubna do srpna 2020, během tohoto období jsem provedla celkem 33 návštěv.

Na stanovené ploše jsem popsala jednotlivá mikrostano­viště podle metodiky Larrieu et al. (2018) na všech přítomných stromech s výčetním průměrem větším než 5 cm (u tak nízkých výčetních průměrů se jednalo převážně o souše). U každého stojícího živého a mrtvého stromu jsem určila druh a změřila pomocí lesnické průměrky výčetní průměr (průměr stromu ve 130 cm, tzv. prsní výšce). Výšku jsem určila kvalifikovaným odhadem, aby nevznikaly velké chyby, výšku stromů jsem přiřazovala k intervalům po 5 metrech (0-5 m, 5-10 m, 10-15 m, atd.). U každého stromu jsem také pomocí mobilního telefonu zaznamenala polohu v aplikaci mapy.cz (Seznam.cz, 2020).

U ležícího mrtvého dřeva jsem určovala vše výše popsané s rozdílem v určování výšky, kterou jsem měřila metrem a dále jsem přidala 5 stupňů rozkladu (1. nedávno zemřelý, 2. lehce rozložený, 3. středně rozložený, 4. velmi rozložený, 5. téměř rozpadlý) podle rozšířené metodiky od Stokland (2001).

2.4.2 Zpracování dat

Z dat nasbíraných během měření jsem následně vytvořila excelovou tabulku, obsahující datum záznamu, identifikační číslo stromu, druh stromu, DBH, výšku, souřadnice, záznam o stavu (živý, souš, mrtvé dřevo – se stupněm rozkladu) a index mikrostano­višť (1–48).

Následně jsem tabulku upravila pro potřeby výpočtů, druhy stromů a mikrostano­viště jsem rozdělila do skupin a pomocí programu QGIS verze 3.20.1 (QGIS Development Team, 2020) jsem tabulku propojila s daty z porostních map jednotlivých lokalit.

Z dat jsem v programu QGIS vytvořila mapy všech lokalit, které jsem následně podrobila dalším analýzám. Jako podklad pro mapy jsem využila zdarma dostupné WMS ortofoto na geoportálu ČÚZK (ČÚZK, 2021).

Provedla jsem analýzu dat pomocí vzdálenostní matice v prostředí QGIS. Využila jsem souhrnnou vzdálenostní matici, pro výpočet průměru, směrodatné odchylky a minimální a maximální vzdálenosti. Vzdálenostní matici jsem počítala vždy pro pět nejbližších bodů. Vycházela jsem z předpokladu, že pět mikrostanovišť daného typu již vytváří potenciál pro vytvoření mikropopulací organismů na daný typ mikrostanoviště vázaných. Minimální vzdálenost pěti nejbližších bodů, reprezentujících záznamy konkrétních mikrostanovišť na jednotlivých plochách jsem následně statisticky vyhodnocovala s využitím analýzy variance (ANOVy).

Dále jsem provedla analýzu vektorové geometrie dat pomocí Delaunayovy triangulace. V atributové tabulce jsem následně vypočítala plochu jednotlivých trojúhelníků. Plochy trojúhelníků (plochy bez záznamu konkrétního mikrostanoviště) jsem dále statisticky vyhodnocovala. Nekonvexností zkoumaných ploch, může do výsledku zanášet nepřesnosti, ale trojúhelníků mimo vytyčený zkoumaný polygon je na 2 plochách méně než 10, a proto to nepovažuji za zásadní.

Kromě dat, která jsem sama nasbírala jsem použila pro mapy v aplikaci QGIS data z porostních map jednotlivých lokalit. Data lesní hospodářské evidence pro RZ a PH1 mi poskytl školní lesní podnik ČZU, data pro výběrné hospodaření Klokočná mi poskytly Lesy ČR a data pro PH2 mi poskytl místní lesník Ing. Jan Kopáček.

2.4.3 Statistická analýza dat

Statisticky jsem hodnotila šest skupin mikrostanovišť, které odpovídaly požadavku, aby bylo ve všech skupinách přítomno alespoň ≥ 5 záznamů. U dutin jsem se rozhodla spojit dvě skupiny (hnilobné a ptačí) a hodnotit je dohromady, protože hnilobné dutiny měly málo záznamů v hospodářských lesích. Ptačí dutiny jsem pak hodnotila ještě jednou zvlášť.

Výsledná data z programu QGIS jsem importovala do programu RStudio verze 2021.09.2 (RStudio Team, 2020), ve kterém jsem je statisticky zpracovala pomocí analýzy variance (ANOVy) s následným Tukeyho testem a pomocí binomických modelů.

V RStudiosu jsem vytvořila binomický model závislosti výskytu mikrostanovišť na vlastnostech lesních porostů a stromů, ve kterém jsem zohlednila vliv následujících faktorů na přítomnost konkrétního mikrostanoviště: lokalita, DBH a druh dřeviny. V jednom případě (hmyzí požerky) jsem použila binomický model a v ostatních případech negativně binomický model odpovídající rozdělení hodnot. Statisticky jsem vyhodnocovala jen několik skupin mikrostanovišť, které obsahovaly dostatečné množství záznamů (na jedné lokalitě ≥ 5). Některé skupiny mikrostanovišť na některých plochách zcela chyběly, nebo byly nedostatečně zastoupeny.

3 Výsledky

3.1 Obecný přehled výsledků

Nejvíce stromů s mikrostanovišti jsem zaznamenala v RZ (748), po zprůměrování na 1ha 90, nejméně v PH1 (165), po zprůměrování na 1 ha ovšem pouze 5, což byl stejný výsledek jako u PH2 (tabulka 4). Zatímco ve všech hodnocených hospodářských lesích byla četnost výskytu mikrostanovišť i celkový počet zastoupených typů mikrostanovišť srovnatelný, v neobhospodařovaném lese byl počet mikrostanovišť řádově vyšší (tabulka 5). Jen v neobhospodařovaném lese byly rovněž zaznamenány všechny typy mikrostanovišť, přestože celková prozkoumaná rozloha tohoto typu lesa tvořila jen zlomek zkoumané plochy lesů hospodářských (tabulka 5). Do obecných výsledků o mikrostanovištích jsem použila 17 skupin mikrostanovišť, 15 skupin definovaných v tabulce č. 3 a souše a mrtvé ležící dřevo.

3.1.1 Data z jednotlivých ploch

Tabulka 4: Přehled zaznamenaných dat ilustrující rozsah mapovaného území. Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).

Lokalita	RZ	VH	PH1	PH2
Plocha	8,3 ha	19,3 ha	30,9 ha	42,5 ha
Stromy s MS	748	193	165	221
Průměrný počet stromů s MS na ha	90	10	5	5
Souš	74	28	50	42
Průměrný počet souší na ha	9	1	2	1
MD	54	3	6	4
Průměrný počet objektů MD na ha	7	0,2	0,2	0,1

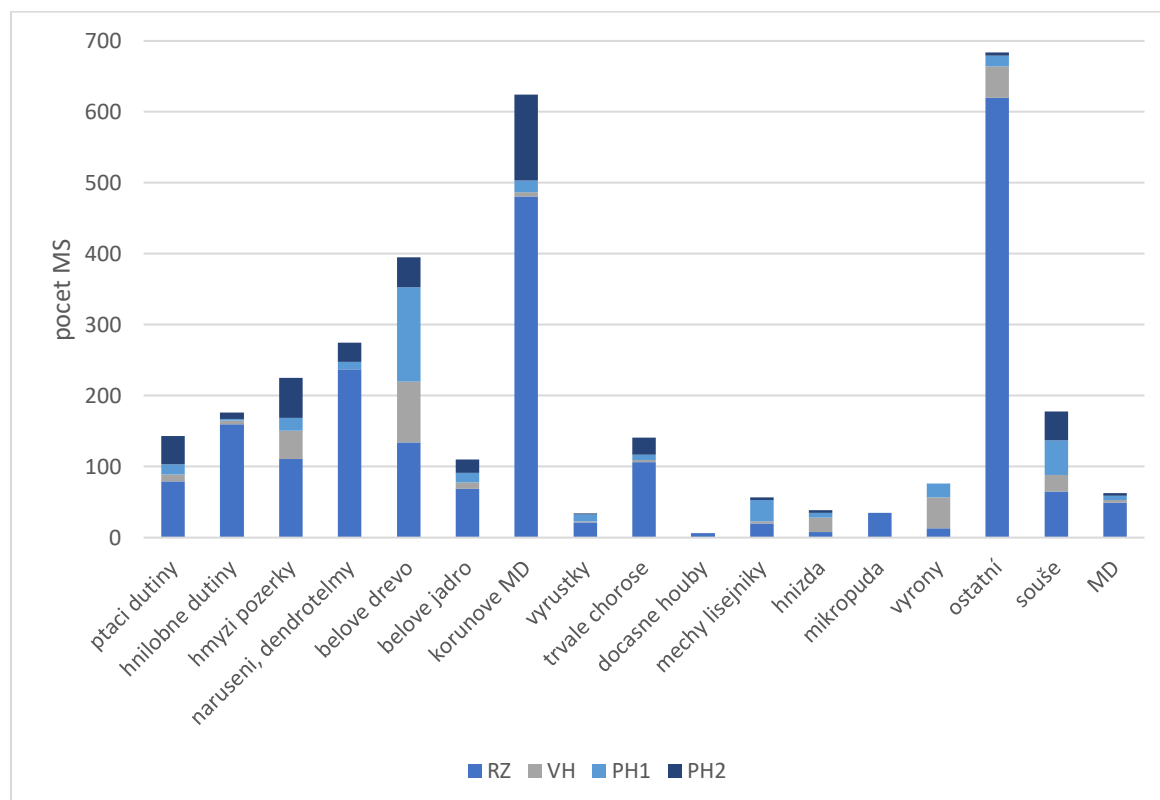
3.1.2 Diverzita mikrostanovišť

Tabulka 5: Četnost MS na jednotlivých plochách. Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).

Lokalita	Četnost MS	Relativní četnost MS	Počet skupin MS	Počet chybějících MS
RZ	2677	322,5	17	0
VH	300	15,5	13	4
PH1	322	10,4	12	5
PH2	397	9,3	12	5

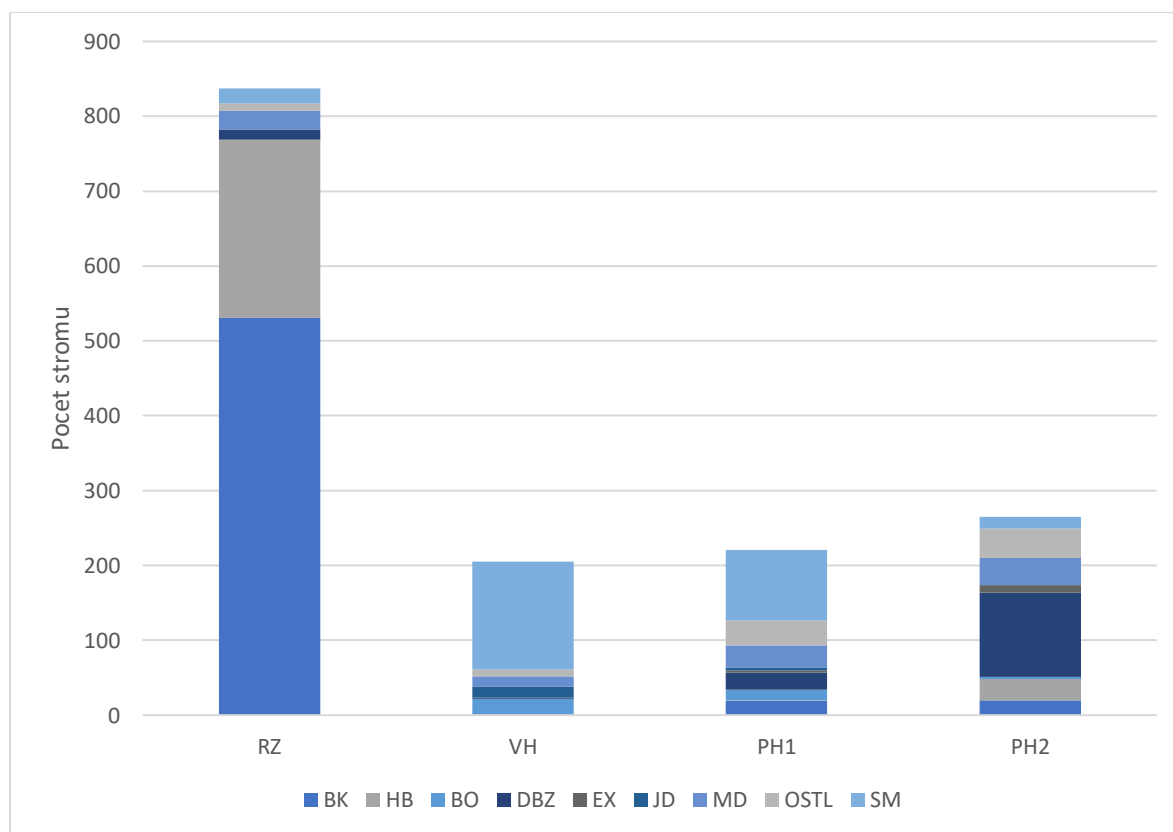
Naprostá většina mikrostanovišť měla vyšší zastoupení v rezervaci a některé typy mikrostanovišť byly zaznamenány výhradně v rezervaci (tabulka 5), a to dočasné houby a mikropůda (obrázek č. 9). Pouze 3 typy mikrostanovišť se vyskytovaly hojněji v některém hospodářském lese než v rezervaci, a to mechy a lišejníky na lokalitě PH1, hnízda na lokalitě VH a výrony na lokalitě VH a PH1 (obrázek č. 9).

Obrázek 9: Počty MS podle skupin na jednotlivých plochách. Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).



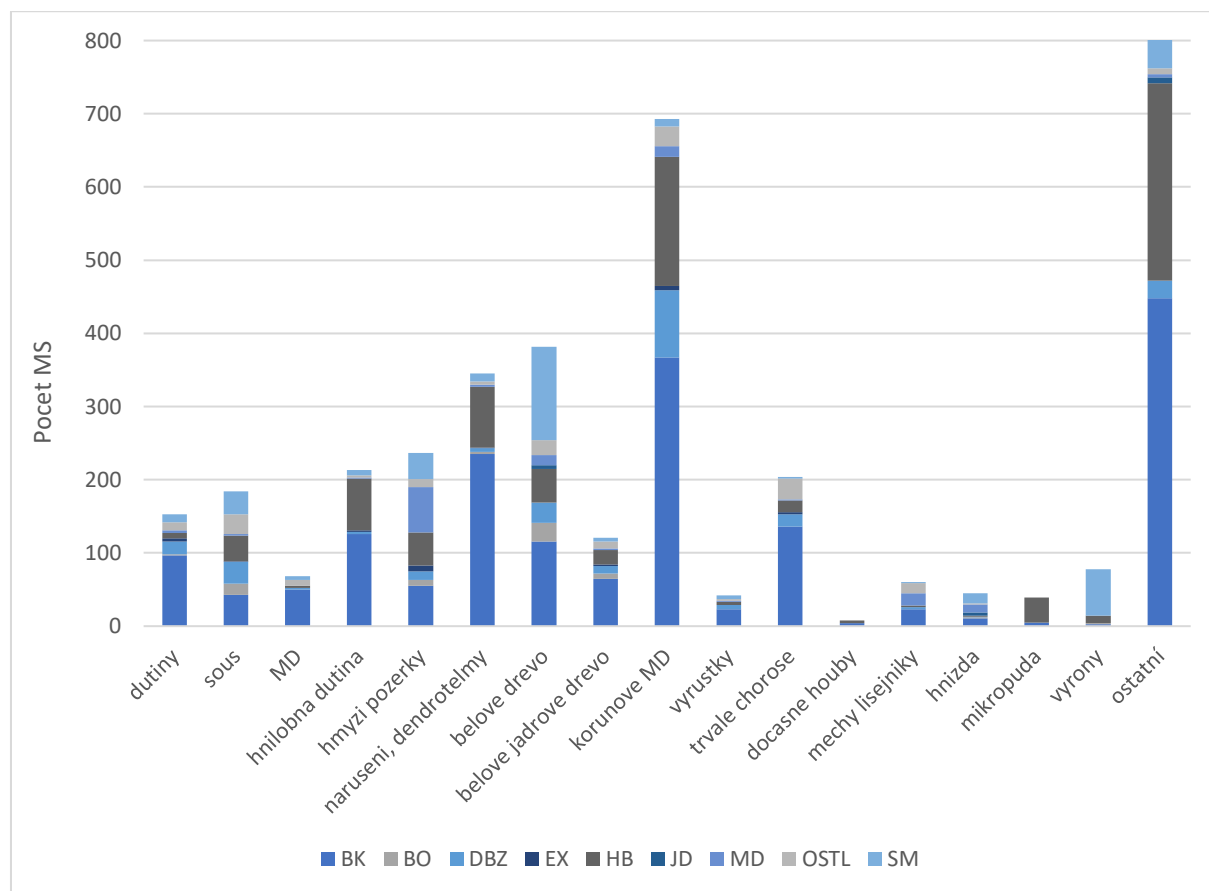
Vliv na rozložení mikrostanovišť mezi plochami měly i přítomné dřeviny. Na všech zkoumaných lokalitách byl smíšený porost, ale poměr dřevin byl odlišný. V RZ výrazně dominovaly listnaté stromy, zejména buk (531) a habr (238), naopak jehličnaté stromy tvořily menšinu (modřín – 25, smrk – 20). Také u PH2 dominovaly listnaté stromy, a to hlavně dub zimní (113). Naopak VH a PH1 dominovaly jehličnaté stromy, převážně smrk (VH – 144, PH1 – 94) (obrázek č. 10).

Obrázek 10: Počet stromů s mikrostanovišti podle druhů na jednotlivých plochách. Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).



Mikrostanoviště byla nejvíce přítomna na buku, který obsahoval všech 15 skupin mikrostanovišť (tabulka č. 3) a byl na plochách přítomen i jako mrtvé dřevo a jako souš. Na buku zároveň byla většina mikrostanovišť zastoupena v nejvyšším počtu, kromě hmyzích požerků, které byly častěji na modřínu, bělového dřeva, hnízd a výronů, které byly častěji na smrku a kromě mikropůdy, která byla častěji na habru (obrázek č. 11).

Obrázek 11: Počet MS rozdělených do skupin na jednotlivých dřevinách. Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).

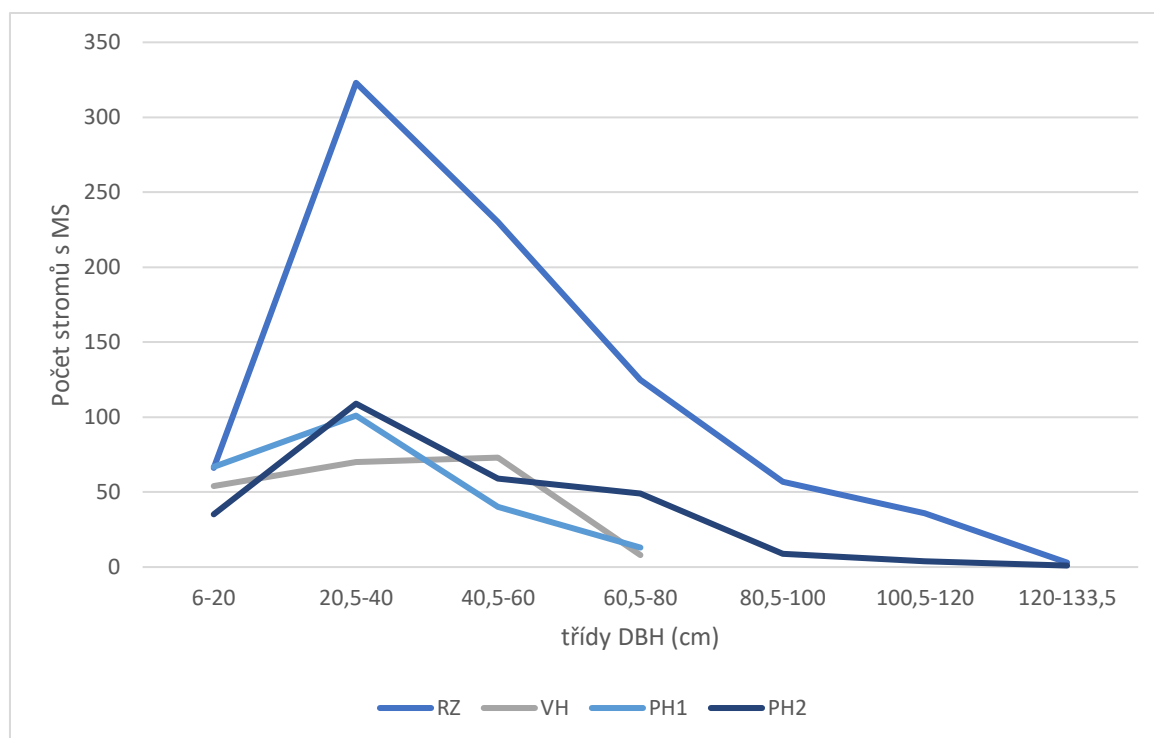


3.1.3 Význam výčetní tloušťky stromu pro výskyt mikrostanovišť

Ve všech typech lesů jsem zaznamenala výskyt některého z typů mikrostanovišť na stromech všech sledovaných výčetních tlouštěk (> 6 cm), s nejvyšší četností mezi 60,5 až 60 cm.

Četnost některých - z pohledu lesní biodiverzity významných - typů mikrostanovišť (např. dutin) však významně rostla s výčetní tloušťkou stromů, jak ukazují výsledky modelů (kap. 3.2.3.). Nejvíce zastoupené třídy DBH na lokalitách byly mezi 20,5 – 60 cm. Ve třídě od 60 – 80 cm byly stromy z lokalit VH a PH1 zastoupeny výrazně méně, než stromy z RZ a PH2. Ve třídě od 80cm – 133,5 byly zastoupené stromy pouze z lokalit RZ a PH2 (obrázek č. 12).

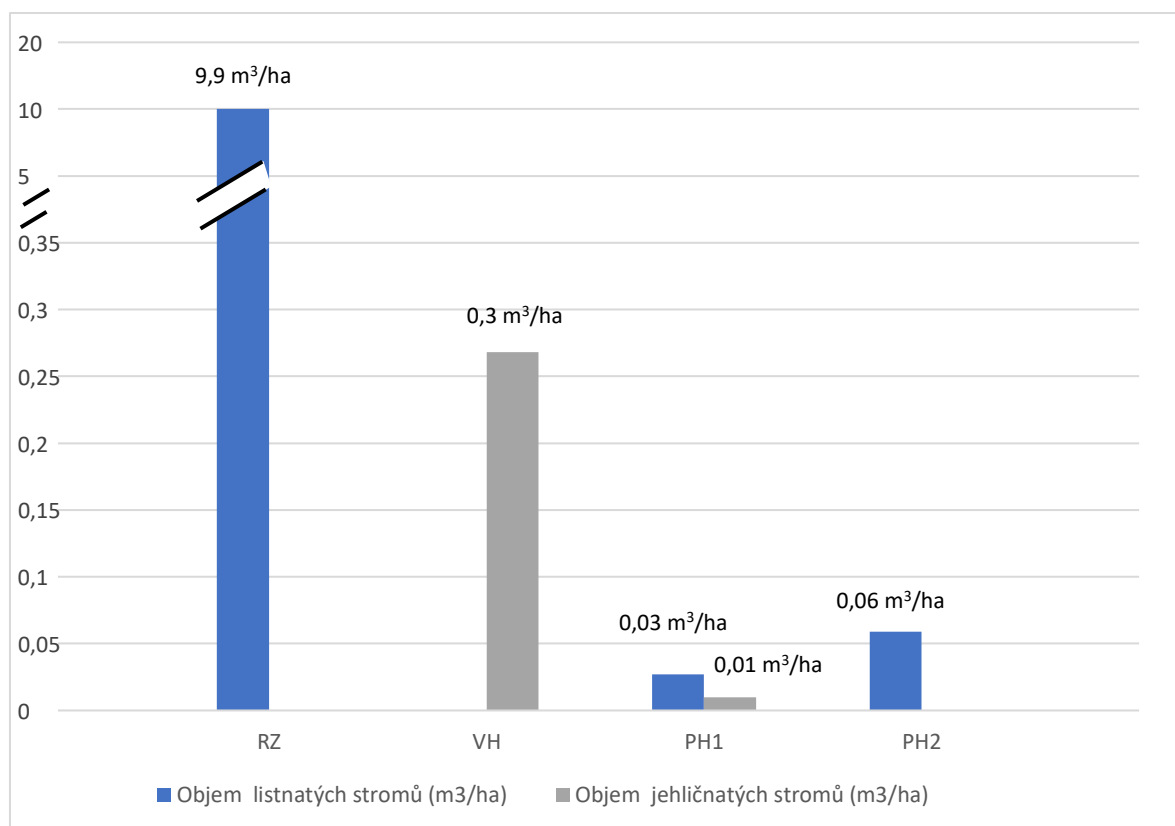
Obrázek 12: Rozložení tříd DBH stromů s mikrostanovišti na jednotlivých plochách. Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).



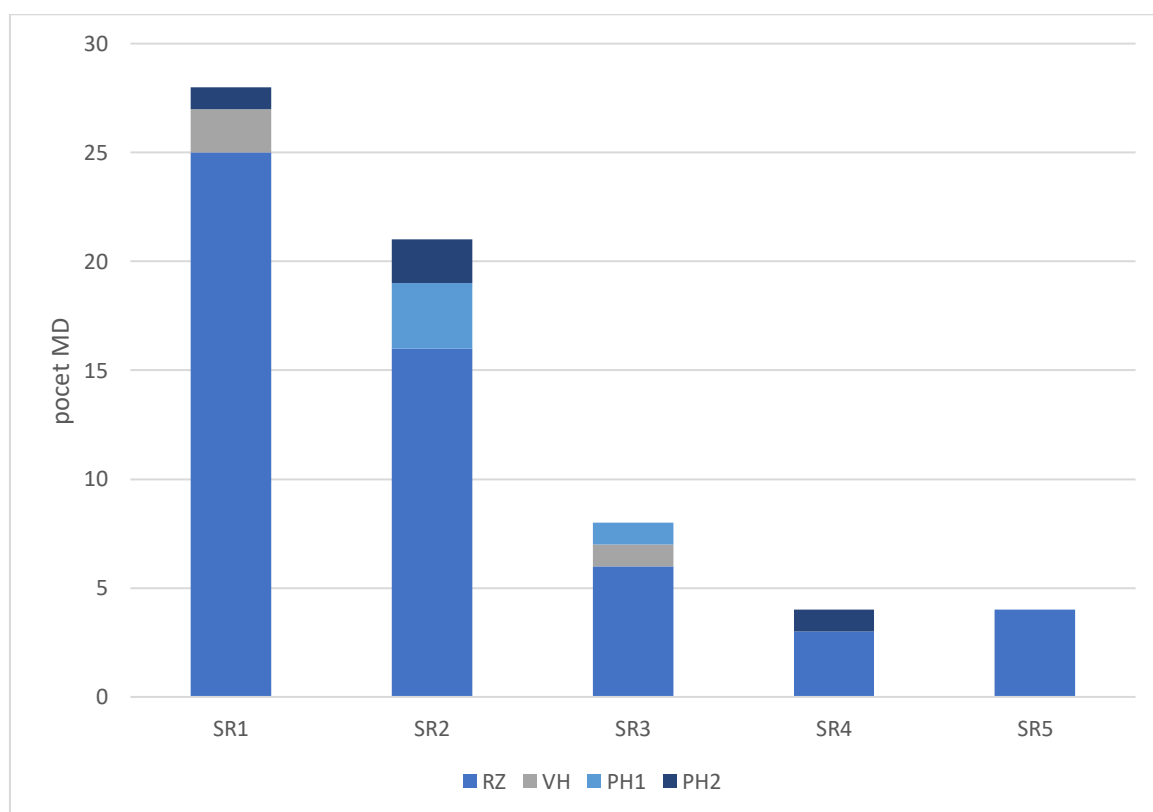
3.1.4 Mrtvé dřevo

Četnost výskytu mrtvého dřeva v rezervaci byla řádově vyšší ve srovnání s hospodářskými lesy. Vzhledem k absolutně nízkým počtům záznamů z hospodářských lesů nebylo statistické hodnocení provedeno. (tabulka č. 4). Objem mrtvého dřeva na 1ha byl až o dva řády vyšší v rezervaci. VH o řád předčilo PH1 a PH2, ale obsahovalo pouze jehličnaté mrtvé dřevo (obrázek č. 13). Heterogenitu mrtvého dřeva jsem charakterizovala stupněm rozkladu (viz metodika (Stokland, 2001)). RZ obsahovala všechny stádia rozkladu včetně nejvyššího SR5. Hospodářské lesy obsahovaly převážně nižší stupně rozkladu (obrázek č. 14). Velikostní třídy DBH se pohybovaly od 10 – 100 cm. Největší počet tříd pokrývala RZ, včetně tříd od 70 cm, ve kterých už žádné MD z hospodářských lesů nebylo (obrázek č. 15). Celkově lze tedy konstatovat, že objem mrtvého dřeva (kvantita) i jeho heterogenita (kvalita) v hospodářských lesích (včetně výběrného hospodaření) byly velmi nízké.

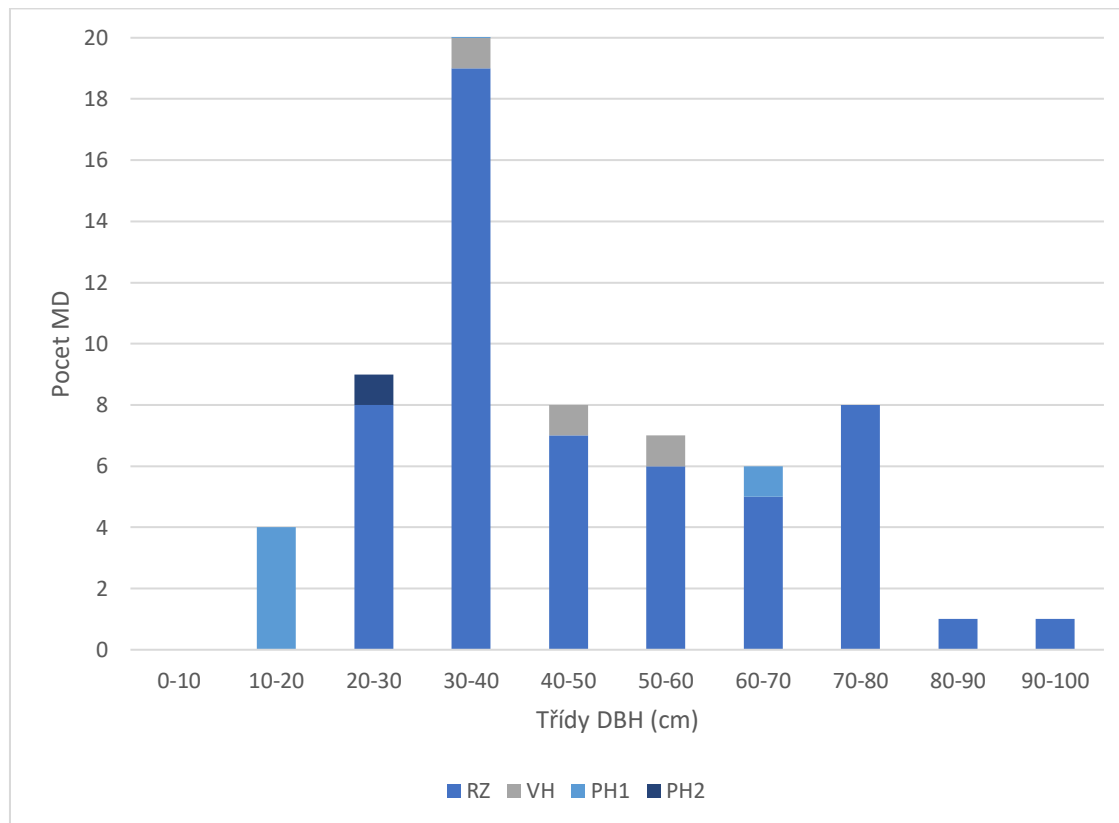
Obrázek 13: Objem MD rozděleného na listnaté a jehličnaté stromy na 1ha na jednotlivých plochách. Kvůli lepší čitelnosti grafu jsem osu y zlomila v $0,35 \text{ m}^3/\text{ha}$ a pokračovala jsem od $5 \text{ m}^3/\text{ha}$ do $20 \text{ m}^3/\text{ha}$. Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).



Obrázek 14: Počet MD podle stupňů rozkladu na jednotlivých plochách. Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).



Obrázek 15: Počet MD podle velikostních tříd DBH (0-10 cm, 10-20cm atd.) na jednotlivých plochách. Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).



3.2 Statistické hodnocení

3.2.1 Minimální vzdálenosti mikrostanovišť

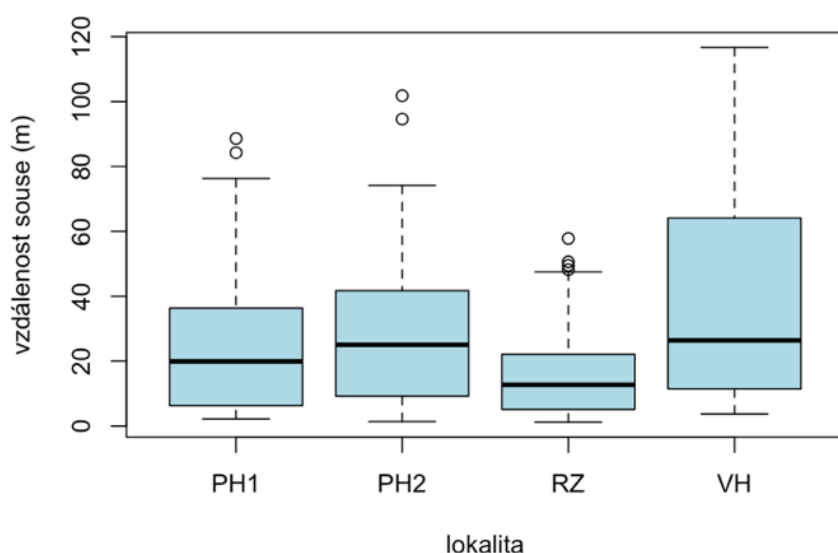
3.2.1.1 Souše

Průměrná vzdálenost nejbližší souše byla nejnižší v rezervaci, kde činila 16 m, v hospodářských lesích se pohybovala od 26 m (PH1) po 39 m (VH) (tabulka č. 6). Největší rozdíl byl mezi RZ a VH (obrázek č. 16). Tento rozdíl se ukázal jako statisticky významný (p -hodnota $< 0,001$). Nejvyšší zjištěná vzdálenost mezi dvěma soušemi činila v RZ 58 m, zatímco ve VH dvojnásobek (117 m) (tabulka č. 6). Statisticky významný rozdíl byl také mezi RZ a PH2 (p -hodnota $< 0,01$). Naopak mezi hospodářskými lesy nebyl statisticky významný rozdíl (tabulka č. 12). Přehled map ilustrujících rozložení souší na jednotlivých lokalitách lze najít v přílohách (obrázek č. 27, 28, 29, 30).

Tabulka 6: Maximální a průměrná vzdálenost nejbližší souše. Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).

Lokalita	maximální MV (m)	průměrná MV (m)
RZ	58	16
VH	117	39
PH1	89	26
PH1	102	29

Obrázek 16: Minimální vzdálenost mezi pěti soušemi na jednotlivých plochách. Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).



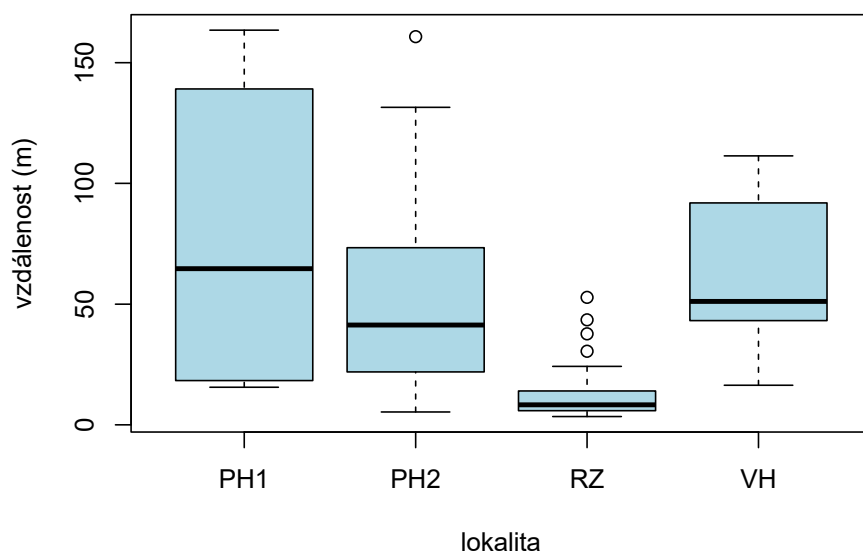
3.2.1.2 Všechny dutiny

Průměrná vzdálenost nejbližšího dutinového stromu byla nejnižší v rezervaci (11 m), ve všech typech hospodářských lesů byla statisticky významně vyšší ($p < 0,001$) (obrázek č. 17) a pohybovala od 51 m (PH2) po 76 m (PH2) (tabulka č. 7). Mezi lesy s pasečným hospodařením a výběrným hospodařením statisticky významný rozdíl zjištěn nebyl (tabulka č.12). Přehled map ilustrujících rozložení stromů s dutinami na jednotlivých lokalitách lze najít v přílohách (obrázek č. 31, 32, 33, 34).

Tabulka 7: Maximální a průměrná vzdálenost nejbližší dutiny. Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).

Lokalita	maximální MV (m)	průměrná MV (m)
RZ	53	11
VH	111	60
PH1	163	76
PH1	161	51

Obrázek 17: Minimální vzdálenost mezi pěti stromy se všemi dutinami (ptačími a hnilobnými) na jednotlivých plochách. Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).



3.2.1.3 Korunové MD

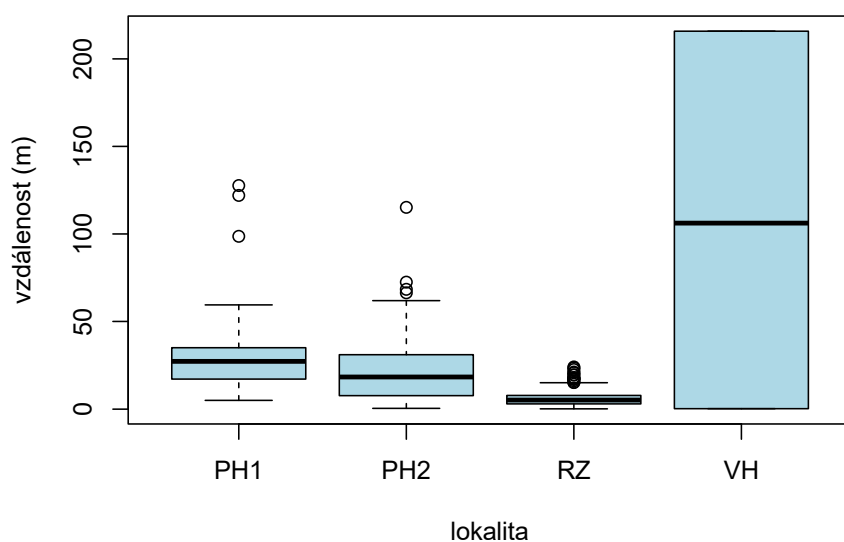
Průměrná vzdálenost nejbližšího stromu s korunovým mrtvým dřevem byla nejnižší v rezervaci (6 m), v hospodářských lesích se pohybovala od 22 m (PH2) po 108 m (VH) (tabulka č. 8). Nejvyšší zjištěná vzdálenost mezi dvěma stromy s korunovým mrtvým dřevem byla v rezervaci o řád menší (58 m), než v hospodářských lesích (VH - 216 m, PH1 – 128 m, PH2 –

115 m) (tabulka č. 8). Mezi všemi lokalitami byl statisticky významný rozdíl ($p < 0,001$) (obrázek č. 18). Přehled map ilustrujících rozložení stromů s korunovým MD na jednotlivých lokalitách lze najít v přílohách (obrázek č. 35, 36, 37, 38).

Tabulka 8: Maximální a průměrná vzdálenost nejbližšího korunového mrtvého dřeva. Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).

Lokalita	maximální MV (m)	průměrná MV (m)
RZ	24	6
VH	216	108
PH1	128	38
PH1	115	22

Obrázek 18: Minimální vzdálenost pěti stromů s korunovým MD na jednotlivých plochách. Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).



Dále jsem hodnotila vzdálenost nejbližších stromů s ptačími dutinami, hmyzími pozerky, bělovým dřevem a bělovým jádrovým dřevem. Všechny analýzy vykazovaly podobný trend, nejnižší vzdálenosti a nejvíce mikrostanovišť měla RZ, která byla ve většině případů statisticky rozdílná od ostatních ploch. Ve dvou případech se od sebe statisticky lišily PH1 a PH2 (ptačí dutiny, bělové dřevo) a ve dvou případech se od sebe statisticky lišilo VH a PH

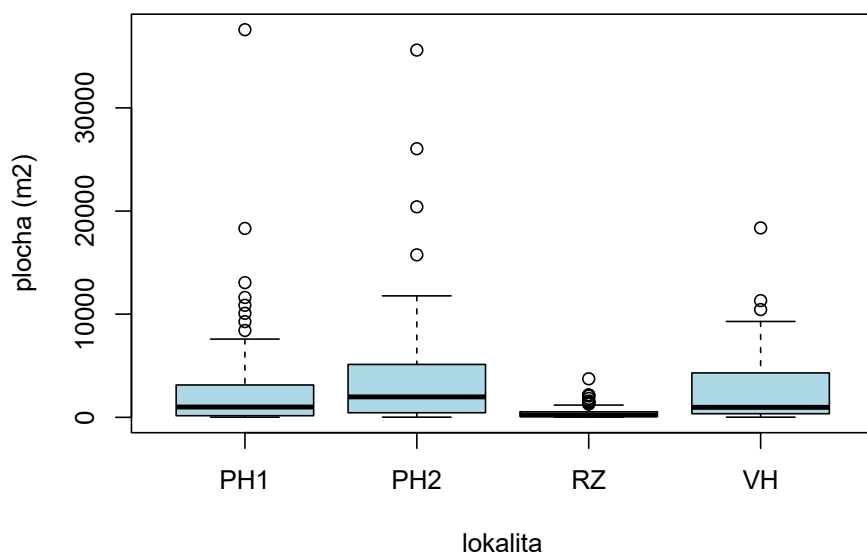
(hmyzí požerky a bělové dřevo). ANOVA tabulka s výsledky je k nalezení v příloze (tabulka č. 12).

3.2.2 Delaunayova triangulace mikrostanovišť

3.2.2.1 Souše

Nejnižší průměrná plocha bez přítomnosti souše byla v rezervaci (0,04 ha), v hospodářských lesích se průměrná plocha bez souše pohybovala od 0,27ha (PH1) po 0,40ha (PH2) (tabulka č. 9). Rezervace se od všech ostatních ploch významně statisticky lišila ($p < 0,001$) (obrázek č. 19). Mezi hospodářskými lesy nebyly rozdíly statisticky významné (tabulka č. 13). Maximální plocha bez přítomnosti souše byla v lesích s pasečným hospodařením, a to až 10x větší než v rezervaci (tabulka č. 9). Přehled map ilustrujících delaunayovu triangulaci souší na jednotlivých lokalitách lze najít v přílohách (obrázek č. 39, 40, 41, 42).

Obrázek 19: Velikost plochy mezi třemi soušemi na jednotlivých lokalitách. Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).



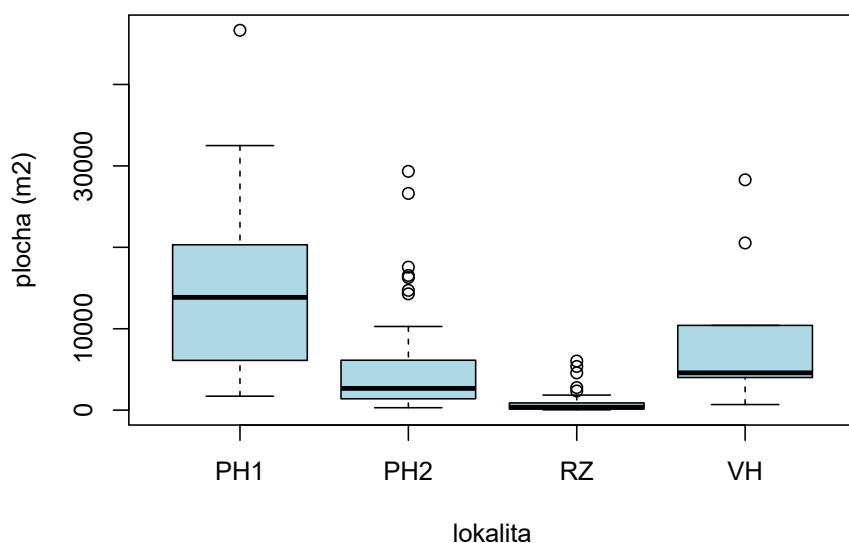
Tabulka 9: Maximální a průměrná plocha bez přítomnosti souší na jednotlivých lokalitách. Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).

Lokalita	maximální plocha (ha)	průměrná plocha (ha)
RZ	0,37	0,04
VH	1,84	0,30
PH1	3,76	0,27
PH2	3,56	0,40

3.2.2.2 Ptačí dutiny

Nejnižší průměrná plocha bez přítomnosti stromu s ptačí dutinou byla v rezervaci (0,07 ha), v hospodářských lesích se průměrná plocha bez přítomnosti stromu s ptačí dutinou pohybovala od 0,58 ha (PH2) po 1,60 ha (PH1) (tabulka č. 10). Nejpodobnější si byly v rozložení stromů s ptačími dutinami VH a PH2 (obrázek č. 20, tabulka č. 13). Největší plocha bez přítomnosti stromu s ptačí dutinou byla 4,66 ha a nacházela se v PH1. Maximální plocha bez přítomnosti stromu s ptačí dutinou ve statisticky významně odlišné RZ byla 0,60 ha (tabulka č. 10). Přehled map ilustrujících delaunayovu triangulaci stromů s ptačími dutinami na jednotlivých lokalitách lze najít v přílohách (obrázek č. 43, 44, 45, 46).

Obrázek 20: Velikost plochy mezi třemi stromy s ptačí dutinou na jednotlivých plochách. Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).



Tabulka 10: Maximální a průměrná plocha bez přítomnosti stromů s ptačí dutinou na jednotlivých lokalitách. Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).

Lokalita	maximální plocha (ha)	průměrná plocha (ha)
RZ	0,60	0,07
VH	2,83	0,94
PH1	4,66	1,60
PH2	2,93	0,58

Dále jsem hodnotila velikost plochy mezi stromy se všemi dutinami, hmyzími požerky, korunovým MD, bělovým dřevem a bělovým jádrovým dřevem. Všechny analýzy vykazovaly podobný trend, nejnižší vzdálenosti a nejvíce mikrostanovišť měla RZ, která byla ve většině případů statisticky rozdílná od ostatních ploch.

Ve všech případech se od sebe statisticky lišily PH1 a PH2, kromě bělového jádrového dřeva. Ve dvou případech se od sebe statisticky lišilo VH a PH1 (všechny dutiny a hmyzí požerky). Ve dvou případech se od sebe statisticky lišilo VH a PH2 (korunové MD a bělové dřevo). ANOVA tabulka v příloze (tabulka č. 13).

3.2.3 Binomické modely mikrostanovišť

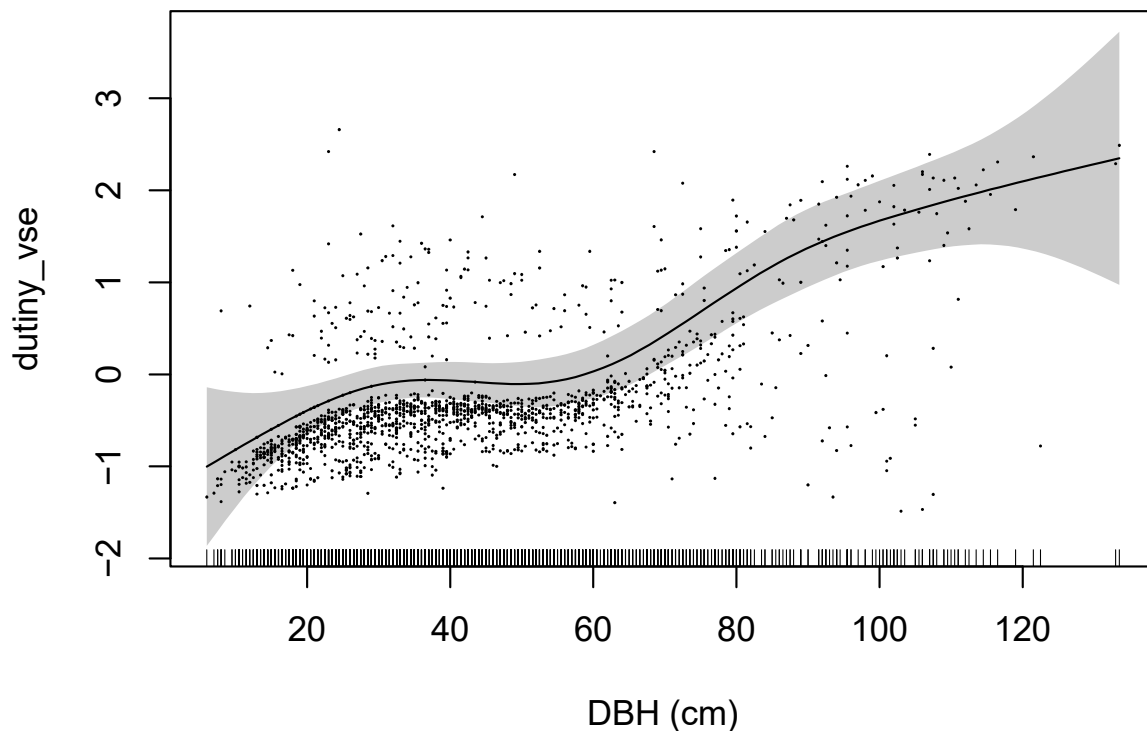
Výsledky modelování závislosti výskytu mikrostanovišť na výčetní tloušťce stromů jednoznačně potvrdily předpoklad, že frekvence některých mikrostanovišť s výčetní tloušťkou stromů (nelineárně) vzrůstá (obr. 20 a 21).

3.2.3.1 Všechny dutiny

Přítomnost dutin se sice zvyšuje plynule s výčetní tloušťkou stromů v sebraném souboru, frekvence výskytu dutin však výrazněji stoupá u stromů s výčetní tloušťkou nad 60 cm (obrázek č. 21). Vliv lokality na přítomnost dutin se v modelu neukázal jako signifikantní.

Negativně signifikantní vliv na přítomnost dutin měly oproti BK převážně jehličnaté stromy (viz tabulka č. 14).

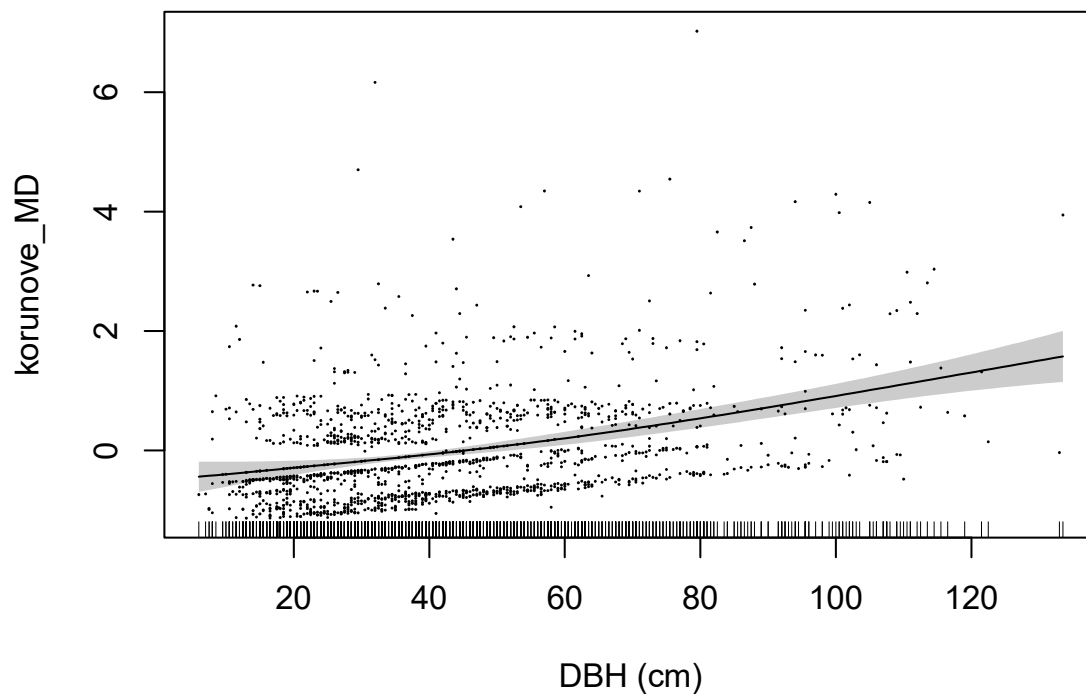
Obrázek 21: Negativně binomický model stromů se všemi dutinami (ptačími a hnilobnými). Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).



3.2.3.2 Korunové MD

Obrázek 22: Negativně binomický model stromů s korunovým MD. Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).

Přítomnost korunového MD se lineárně zvyšuje s výčetní tloušťkou stromů v sebraném souboru (obrázek č. 22). Vliv lokality se v modelu neukázal jako signifikantní. Jako pozitivně signifikantní dřeviny oproti BK se ukázaly HB a DBZ. Naopak signifikantně negativní byly jehličnaté stromy (SM a MD) (tabulka č. 14).



Dále jsem pomocí negativně binomického modelu hodnotila souše a stromy s přítomností ptáčích dutin, bělového dřeva, bělového jádrového dřeva a hmyzích požerků. Ve všech analýzách vychází jako výrazně signifikantní faktor DBH. ANOVA tabulka je k nalezení v příloze (tabulka č. 14).

4 Diskuse

4.1.1 Výskyt mikrostanovišť ve vztahu k typu lesnického hospodaření

Sebrané výsledky potvrdily některé předpoklady: nejvyšší heterogenita a frekvence mikrostanovišť byla v rezervaci. Jiné ale nikoli: výběrné hospodaření nemělo vyšší heterogenitu a frekvenci mikrostanovišť než lesy s pasečným hospodařením. Obecně by se dalo konstatovat, že hospodářské lesy byly mezi sebou srovnatelné. Absence lesnického hospodaření tak bylo jedním z hlavních pozitivních faktorů ovlivňujících přítomnost a kvalitu mikrostanovišť a mrtvého dřeva v lese.

Nemohu proto v celku potvrdit počáteční hypotézu, že se gradient heterogenity a frekvence mikrostanovišť budou zvyšovat od pasečného hospodaření, přes výběrné až k rezervaci. Výsledky ukázaly, že ekonomicky zaměřené výběrné hospodaření může být z pohledu výskytu mikrostanovišť srovnatelně chudým prostředím jaké představují hospodářské lesy s pasečným hospodařením.

Na základě výsledků mohu potvrdit hypotézu, že v hospodářských lesích s pasečným hospodařením se mikrostanoviště vyskytují na místech, kde z důvodů krajinné morfologie nelze rozvinout koncept pasečného hospodaření, či v přestárlých porostech. V PH2 se vyskytoval pás porostu vyššího věku (na poměry pasečného hospodaření) ve věkové kategorii 102-150 let. Mýtního věku dosahuje porost v 80 letech (Zákon o lesích a o změně některých zákonů 289/1995 Sb.). V tomto pásu, který tvořil 15% celkové plochy PH2 se vyskytovalo 60% mikrostanovišť (obrázek č. 5). V PH1 se vyskytovaly skály s přestárlými duby (podle LHP věková kategorie 66-151 let) (obrázek č. 47), tyto duby, kterých bylo na ploše celkem 20 (stromů s mikrostanovišti bylo na ploše 165, viz tabulka č. 4) nesly 10% mikrostanovišť na celé ploše.

Hospodářské lesy měly velký nedostatek v zastoupení mikrostanovišť, mrtvého dřeva a souší oproti rezervaci. Výrazně vyšší četnost mikrostanovišť byla v rezervaci, s velkým rozdílem oproti pasečnému i výběrnému hospodaření (tabulka č. 5). Rezervace zároveň vyčerpala gama diverzitu celého souboru ploch, protože obsahovala všechny mnou zkoumané skupiny

mikrostanovišť. V ostatních lesích některé skupiny mikrostanovišť chyběly. Tento trend je možný vidět v mnoha zahraničních studiích, zaměřených na srovnání počtu nebo hustoty mikrostanovišť v rezervacích (nebo lesích ponechaných delší dobu bez zásahu) se srovnatelnými hospodářskými lesy (Paillet et al., 2017a, 2015; Winter et al., 2015; Winter and Möller, 2008), doba ponechání lesu bez zásahu vyšla ve studii od Regnery et al. jako hlavní faktor ovlivňující hustotu mikrostanovišť (2013b).

Některá mikrostanoviště byla naopak častější v hospodářských lesích. Výrony jsem častěji pozorovala ve výběrném hospodaření a v pasečném hospodaření 1 než v rezervaci (obrázek č. 9), tento výsledek byl pravděpodobně způsoben častějším poraněním stromů z důvodu pojezdu těžké techniky. Častěji jsem pozorovala také hnízda, která byla nejvíce zastoupena ve výběrném hospodaření (obrázek č. 9), které je charakteristické bohatým keřovým patrem, vhodným pro úkryt pěvců.

Výběrné hospodaření bylo ve většině případů srovnatelné s pasečným hospodařením a v některých případech si vedlo dokonce hůře. Ukázalo se tak, že výběrné hospodaření nemusí nutně znamenat méně intenzivní hospodaření s větším prostorem pro biodiverzitu. Pokud jsou při výběrném hospodaření důsledně z porostu odstraňovány všechny habitatové stromy (a stromy s potenciálem), které jsou z lesnického hlediska méně kvalitní, je výsledný počet mikrostanovišť velmi nízký, podobně jako v porostech s pasečným hospodařením (obrázek č. 9).

Ke stejnému závěru jsem na základě výsledků dospěla i u druhé hypotézy, která zněla: gradient heterogenity a kvality mrtvého dřeva se zvyšuje od pasečného hospodaření přes výběrného až k lesní rezervaci. Kvalita a objem mrtvého dřeva byly nejvyšší v rezervaci a hospodářské lesy byly mezi sebou srovnatelné (obrázek č. 13, 14).

4.1.2 Vliv druhové skladby dřevin na přítomnost mikrostanovišť

Druhová skladba dřevin jednotlivých lokalit se zřetelně odrážela v četnosti a diverzitě mikrostanovišť. Zatímco v rezervaci tvořil buk nadpoloviční většinu všech stromů s mikrostanovišti (obr. 9), na všech ostatních plochách byl v menšině. Přesto byl buk jedinou dřevinou, na níž se vyskytovaly všechny sledované typy mikrostanovišť (obr. 10). Z mého omezené datového souboru není možné odlišit význam buku (jako druhu dřeviny) a význam

vyloučení lesnického hospodaření v porostech rezervace na přítomnost mikrostanovišť. Doklady, že buk má vyšší potenciál pro nesení mikrostanovišť, než jiné stromy potvrzují i další studie (Asbeck et al., 2021; Dvořák et al., 2017; Hofmeister et al., 2016b). Obecně se ukazuje, že listnaté stromy mají v nadmořských výškách podobných mým lokalitám větší potenciál pro nesení mikrostanovišť než jehličnaté stromy (Bütler et al., 2021; Paillet et al., 2019). Některá mikrostanoviště jsem ovšem častěji pozorovala na jehličnatých stromech, a to hmyzí požerky na modřínu opadavém a bělové dřevo, výrony a hnízda na smrku ztepilém. Odhalené bělové dřevo a výrony na smrku ztepilém byly pravděpodobně způsobeny poraněním stromu těžkou technikou a prasetem divokým (37 % nálezů bělového dřeva na stromech ve výběrném hospodaření jsem označila jako drbátka prasete divokého). Tuto skutečnost potvrzuje i studie od Johann a Schaich ve které pozorovali různá poranění kůry jako častá mikrostanoviště způsobená těžkou technikou v intenzivně hospodařených lesích (2016).

4.1.3 Vliv výčetní tloušťky na přítomnost mikrostanovišť

Výsledky modelů jednoznačně ukázaly, že s rostoucí výčetní tloušťkou stromu současně vzrůstá přítomnost některých typů mikrostanovišť, a to významně nad 60 cm (tabulka č. 14). Takové výsledky jsou srovnatelné s mnoha zahraničními studiemi, které dokládají význam DBH na kvantitu a diverzitu mikrostanovišť, některé ho vyhodnocují jako hlavní faktor (Asbeck et al., 2021; Larrieu et al., 2019, 2012; Larrieu and Paillet, 2013; Santopuoli et al., 2022; Sever and Nagel, 2019; Šilhánová, 2020; Vuidot et al., 2011). Možným vysvětlením je, že větší DBH mají starší stromy (věk je dalším vlivným faktorem), a takové stromy mají víc šanci být vystaveny událostem generujícím mikrostanoviště (Paillet et al., 2017b). Stromy s velkým DBH jsou také preferované ptáky, kteří vytváří dutiny, jak dokládá meta analytická studie od Gutzat a Dormann (2018), ptáci si vybírají pro tvorbu dutin stromy s DBH větším než 20 cm (Holloway et al., 2007; Vaillancourt et al., 2008) a o 15-20 cm větším než průměr lokalitě (Basile et al., 2020b). Rostoucí DBH také pozitivně ovlivňuje tvorbu hnilobných dutin (Ibarra et al., 2020).

Stromy nad 60 cm byly ale v hospodářských lesích velmi málo zastoupené a ve dvou případech zcela chyběly (VH a PH1) (obrázek č. 12). Přítomnost stromů s DBH nad 60 cm v PH2 bylo pravděpodobně způsobeno přestárlým pásem porostu, který je vidět na obrázku č. 4. Zároveň je na obrázku vidět, že pás obsahoval většinu MS na ploše.

4.1.4 Mrtvé dřevo

Počet kusů mrtvého dřeva se mezi rezervací a hospodářskými lesy lišil o řád (tabulka č. 4), zároveň objem mrtvého dřeva byl výrazně vyšší (až 250x) v rezervaci (obrázek č. 13).

V rozporu se třetí hypotézou si výběrné hospodaření v počtu kusů, heterogenitě (listnaté, jehličnaté) a kvalitě (stupeň rozkladu) nevedlo lépe než hospodářské lesy s pasečným hospodařením. Hospodářské lesy byly mezi sebou srovnatelné, výběrné hospodaření se zaměřením na produktivitu lesa tak není výrazně příznivější pro lesní biodiverzitu lesních organismů vázaných na mrtvé dřevo než tradiční pasečné hospodaření. Mizivé zastoupení, nebo naprostou nepřítomnost mrtvého dřeva v hospodářských lesích reflektují studie z celého světa (Andersson et al., 2018; Jonsson et al., 2016; Keren and Diaci, 2018; Kirby et al., 1998; Vuidot et al., 2011).

Objem mrtvého dřeva, který byl výrazně vyšší v rezervaci (9,9 m³/ha) je stále výrazně nižší než průměry, kterých může objem mrtvého dřeva dosahovat v přirozených temperátních lesích, který je odhadovaný na 50-150 m³ na 1ha (Gilg, 2005; HARMON et al., 2004).

Dalším faktorem, který jsem u mrtvého dřeva měřila bylo DBH, na plochách jsem naměřila DBH od 10 cm do 100 cm, RZ pokrývala kromě nejnižší kategorie (10-20 cm) všechny a jako jediná průměry nad 70 cm (obrázek č. 15). Chybějící mrtvé dřevo s vysokým DBH v hospodářských lesích dokládá i studie od Hofmeister et al. z 6 lokalit v České republice, zároveň zdůrazňuje jeho důležitost pro vzácné druhy lesní biodiverzity (2015).

RZ také obsahovala všechny stupně rozkladu včetně těch nejvyšších (obrázek č. 14). Různé fáze rozkladu dřeva jsou důležité pro biodiverzitu, protože na každou jsou vázány jiné druhy organismů (různé fáze mají jiné chemicko-fyzikální a mikroklimatické podmínky) (Bütler et al., 2021; Dvořák et al., 2017; Graf et al., 2022; McCarthy and Bailey, 1999), zároveň se ukázalo, že vyšší diverzita rozkládajícího se dřeva hostí více ohrožených druhů organismů, v hospodářských lesích, kde není tak vysoká, se proto vyskytují převážně saproxylicí generalisté (Halme et al., 2009). Pro biodiverzitu je velmi důležité zejména mrtvé dřevo ve vysokém stupni rozkladu s vysokým DBH (Pouska et al., 2010). Stupně rozkladu mrtvého dřeva se zvyšují s dobou od poslední těžby (Vanderwel et al., 2008) to vysvětluje, proč byly nejvyšší v RZ, a naopak nejnižší ve VH. Zároveň je praxe ponechávání mrtvého dřeva v hospodářských lesích zatím vzácná, i když velmi žádoucí pro biodiverzitu (Vogel et al., 2020), ukládání uhlíku a cyklus živin (Bantle et al., 2014; Yang et al., 2021).

4.1.5 Souše

Výsledky jednoznačně ukázaly velký rozdíl mezi zastoupení souší v rezervaci (9 souší na 1ha s maximální plochou bez souše 0,37ha) a v hospodářských lesích (1-2 souší na 1ha s maximální plochou bez souše 4ha), které byly mezi sebou srovnatelné (tabulka č.4,9). Mé výsledky se shodují se studii z celého světa, které potvrzují výrazně nižší zastoupení souší v hospodářských lesích (Hane et al., 2019; Kirby et al., 1991; Larrieu and Paillet, 2013; Larsson et al., 2001; Paillet et al., 2017b), takové stromy se často odstraňují během výchovné, obnovní i nahodilé těžby (Bretz Guby and Dobbertin, 1996; Green and Peterken, 1997). Souše jsou ale zásadní pro biodiverzitu lesa (HARMON et al., 2004; Marage and Lemperiere, 2005) a mohou nést až dvakrát více mikrostanovišť než živé stromy (Asbeck et al., 2020; Sever and Nagel, 2019; Vuidot et al., 2011). Je podstatné podotknout, že ze studie od Vuidot et al. vyplývá, že dvě srovnatelné souše v hospodářském lese a rezervaci mají stejný potenciál pro rozvoj mikrostanovišť (2011).

4.1.6 Dutiny

Všech dutin (ptačí a hnilobné dutiny) bylo 29x více v rezervaci než v hospodářských lesích (tabulka č. 11). To ukazuje potenciál hnízdních možností pro ptáky, další savce i bezobratlé, který je mnohonásobně vyšší v rezervaci než v jakémkoli ze zkoumaných hospodářských porostů. Hnilobné dutiny nešlo samostatně statisticky hodnotit, protože v pasečném hospodaření nebyly zastoupeny dostatečně pro provedení statistické analýzy (RZ = 160, VH = 5, PH1 = 2, PH2 = 9). Vzácnost hnilobných dutin v hospodářských lesích potvrzují i další zahraniční studie (Andersson et al., 2018; Basile et al., 2020b; Courbaud et al., 2021). Hnilobné dutiny potřebují specifické podmínky, mají kratší životnost a vznikají déle (Cockle et al., 2011). Dalším faktorem, který mohl tento trend podpořit bylo nadměrné zastoupení buku lesního v rezervaci, který má vysoký potenciál pro tvorbu hnilobných dutin (Basile et al., 2020b).

Ptačí dutiny jsem hodnotila i zvlášť pomocí Delaunayovy triangulace, i zde se RZ významně statisticky lišila od hospodářských lesů (obrázek č. 20). Výsledky se shodují s literaturou, která potvrzuje, že intenzivní lesní hospodaření negativně ovlivňuje přítomnost dutin (Newton, 1994; Remm a Löhmus, 2011).

Přehled velikosti ploch bez stromu s ptačí dutinou ilustruje tabulka č. 7. Doporučená četnost stromů s dutinami v hospodářských lesích je alespoň 1-2 dutiny na 1ha (Puverel et al., 2019). Z tabulky můžeme vidět, že tento požadavek nesplňuje ani jeden hospodářský les. Stromy s dutinami jsou velmi podstatné pro biodiverzitu lesních organismů, jak je uvedeno výše v rešerši, tyto stromy by měly být přednostně chráněny v hospodářských lesích, kde se kácí a zároveň pomalu obnovují (Edworthy a Martin, 2013).

Dalším významným faktorem ovlivňujícím přítomnost dutin bylo DBH (obrázek č. 21), přítomnost dutin rostla s rostoucím DBH, rychleji s DBH nad 60 cm, tento výsledek se ukázal jako statisticky významně signifikantní a shoduje se s literaturou (Asbeck et al., 2019; Mannan et al., 1980; Remm et al., 2006). Z modelu dále vyplývá, že jehličnaté stromy měly na přítomnost dutin ve srovnání s bukem negativní vliv, signifikantně negativní pak modřín, smrk a borovice. Tyto výsledky se také shodují s literaturou, ptáci hnízdící v dutinách preferují listnaté stromy (Mänd et al., 2009; Ulfstrand et al., 1981; van Balen, 1973), na kterých se pravděpodobněji vyvine nebo je vytvořena dutina (Mänd et al., 2005; van Balen et al., 1982), a zároveň je v listnatých lesích větší dostupnost zdrojů (Newton, 1998).

4.1.7 Korunové MD

Nálezy korunového mrtvého dřeva byly velmi různorodé napříč lokalitami, nejčastější v rezervaci, a naopak nejméně časté ve výběrném hospodaření (tabulka č. 8). Významně statisticky se mezi sebou lišily všechny lokality (obrázek č. 18). Korunové mrtvé dřevo se vyvíjí se stárnutím stromů, a tak jeho rozvinutí brání v hospodářských lesích doba obmýtlí (Sever and Nagel, 2019). Velmi malé zastoupení korunového mrtvého dřeva ve výběrném hospodaření bude pravděpodobně způsobený častější rotací těžby, při které se vytěží cca 30% porostu lesa (Angers et al., 2005), nejstarší etáž je tak menší než v pasečných lesích. Vyšší zastoupení korunového mrtvého dřeva oproti ostatním hospodářským lesům v PH2 bylo pravděpodobně způsobeno přestárlým pásem lesa na lokalitě (obrázek č. 5).

Korunové mrtvé dřevo jsem pozorovala nejčastěji na buku lesním a habru obecném, které byly nejvíce zastoupeny v RZ, a pak na dubu zimním (obrázek č. 11), který byl naopak více zastoupen v pasečném hospodaření (obrázek č. 10). Korunové mrtvé dřevo bylo nejčastějším mikrostanovištěm, které jsem na dubu zimním pozorovala (obrázek č. 11), jeho pozitivní vliv oproti buku se také ukázal jako statisticky signifikantní v negativně binomickém modelu

(obrázek č. 22) Mohu tak potvrdit potenciál dubu pro rozvinutí korunového mrtvého dřeva, který pozorovali i Vuidot et al. (2011).

5 Závěr

5.1 Hlavní výsledky práce

1. Absence lesnického hospodaření měla jednoznačně pozitivní vliv na přítomnost a kvalitu mikrostanovišť a mrtvého dřeva v lese.
2. Alternativní lesnické hospodaření (výběrný způsob) nemělo výrazně pozitivní vliv oproti pasečnému hospodaření na přítomnost a kvalitu mikrostanovišť.
3. V pasečném hospodaření jsou mikrostanoviště soustředěna převážně na nedostupná stanoviště, neumožňující plné rozvinutí konceptu pasečného hospodaření a na přestárlé porosty.
4. Počet a kvalita mikrostanovišť roste s rostoucím výčetním průměrem stromů, a to výrazně s výčetním průměrem nad 60 cm.
5. Listnaté stromy (hlavně buk lesní) měly pozitivní vliv na přítomnost a kvalitu mikrostanovišť.

5.2 Návrh opatření na zvýšení výskytu habitatových stromů, souší a mrtvého dřeva

Světová literatura se shoduje na obecném doporučení zachovávat v lesích dostatečné množství biologického dědictví, tzn. habitatových stromů, souší a mrtvého dřeva. A zároveň jejich dostatečnou diverzitu (fáze vývoje, velikost, mikroklimatické podmínky atd.), která může hostit více specializované organismy (Bollmann and Braunisch, n.d.; Davies et al., 2008; Larrieu et al., 2014; Lindenmayer et al., 2014, 2006; Thorn et al., 2020; *Valuing and managing VETERAN TREES*, 2014).

Doporučení pro lokalitu PH1 s pasečným hospodařením je využít specifické morfologie neumožňující přístup těžké techniky. Na ploše se vyskytoval potok, podél kterého bylo množství stromů s mikrostanovišti a skalní útvary s přestárlými duby, zasluhujícími ochranu. Využití specifické morfologie lokality pro ponechání habitatových stromů doporučují i Larrieu et al. (2013). Ukázalo se, že i malé skupiny habitatových stromů, nebo individuální stromy mohou sloužit jako refugia lesních organismů (Zemanová et al., 2017).

Doporučení pro lokalitu PH2 s pasečným hospodařením je zachovat pás přestárlého porostu, bohatého na mikrostanoviště. Nebo konkrétní staré, poničené stromy a mrtvé dřevo nevhodné pro komerční využití, jak doporučují Kaila et al. (1997).

Jak se ukázalo, při zachování biologického dědictví mohou některé ohrožené saproxylické organismy tolerovat i pasečné hospodaření (Martikainen et al., 2001; Similä et al., 2003; Sippola et al., 2002).

Z výsledků vyplývá, že výběrné hospodaření se nedá považovat za ekologický způsob hospodaření, jak se uvádí například v knize od Vladislava Ferkla a Jiřího Remeše (2015). Negativní dopad výběrného hospodaření zaměřeného pouze na produkci kvalitního řeziva na přítomnost a počet habitatových stromů, souší a mrtvého dřeva dokazují i další studie (Kenefic and Nyland, 2007). Angers et al. ve studii poukazují na pokles stromů s vysokým DBH a souší už po jedné těžbě a uvádí, že více autorů zaznamenalo při výběrném typu hospodaření pokles velkých stromů, souší a mrtvého dřeva (2005).

Jak vyplývá z literatury zabývající se demonstračním objektem Klokočná, tento alternativní způsob lesního hospodaření se zaměřuje převážně na ekonomickou profitabilitu a své očekávání úspěšně naplňuje (Ferkl and Remeš, 2015; PRO SILVA BOHEMICA, 2019). Jak ale vyplývá z mých výsledků, nenese významný ekologický přínos pro biodiverzitu lesních organismů vázaných na mikrostanoviště a prvky starého lesa. Přestože potenciál pro rozvoj mikrostanovišť je v této lokalitě poměrně vysoký, jak se ukázalo na datech z rezervace Voděradské bučiny.

Výhodou dnes již zavedeného demonstračního objektu Klokočná je bohaté keřové patro, charakteristické pro víceetážové výběrné hospodaření, podporující širokou komunitu pěvců, kteří tak mají více hnízdních příležitostí (Batáry et al., 2014; Šťastný and Hudec, 2005). Jak se ovšem ukázalo v lese chybí dostatek habitatových stromů, souší a mrtvého dřeva, na které je vázána velká část lesní biodiverzity, jak jsem popsala v úvodu. Výběrné hospodaření se zachováním biologického dědictví může být vhodným kompromisem mezi produkční funkcí lesa, ochranou biodiverzity a adaptací na klimatické změny (Gustafsson et al., 2020) a mohlo by tak být vhodnou praxí pro naplňování požadavků státní lesnické politiky do roku 2035 (*Koncepce státní lesnické politiky do roku 2035*, 2020).

5.3 Doporučení pro další výzkum

Další opakování sběru dat o mikrostanovištích na mnou zkoumaných plochách po několika letech by mohlo přinést další poznatky o vývoji a životnosti mikrostanovišť. Je potřeba dále studovat a ověřovat reálnou efektivitu různých přírodě bližších způsobu lesnického hospodaření pro biodiverzitu (lesy v ŠLP Křtiny, lesy vlastníků ve sdružení Pro Silva Bohemica, lesy s certifikáty FCS a PEFC).

6 Použitá literatura

- Ammon Walter, 1995. Výběrný princip v lesním hospodářství, Paul Haupt Bern • Stuttgart • Wien.
- Andersson, J., Domingo Gómez, E., Michon, S., Roberge, J.M., 2018. Tree cavity densities and characteristics in managed and unmanaged Swedish boreal forest. *Scandinavian Journal of Forest Research* 33. <https://doi.org/10.1080/02827581.2017.1360389>
- Andersson, L.I., Hytteborn, H., 1991. Bryophytes and decaying wood— a comparison between managed and natural forest. *Ecography* 14. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1991.tb00642.x>
- Angers, V.A., Messier, C., Beaudet, M., Leduc, A., 2005. Comparing composition and structure in old-growth and harvested (selection and diameter-limit cuts) northern hardwood stands in Quebec. *Forest Ecology and Management* 217. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.06.008>
- AOPK, 2021. Plán péče o národní přírodní rezervaci Voděradské bučiny na období.
- Asbeck, T., Basile, M., Stitt, J., Bauhus, J., Storch, I., Vierling, K.T., 2020. Tree-related microhabitats are similar in mountain forests of Europe and North America and their occurrence may be explained by tree functional groups. *Trees - Structure and Function* 34, 1453–1466. <https://doi.org/10.1007/S00468-020-02017-3>
- Asbeck, T., Kozák, D., Spínu, A.P., Mikoláš, M., Zemlerová, V., Svoboda, M., 2021. Tree-Related Microhabitats Follow Similar Patterns but are More Diverse in Primary Compared to Managed Temperate Mountain Forests. *Ecosystems* 1–15. <https://doi.org/10.1007/S10021-021-00681-1/TABLES/2>
- Asbeck, T., Pyttel, P., Frey, J., Bauhus, J., 2019. Predicting abundance and diversity of tree-related microhabitats in Central European montane forests from common forest attributes. *Forest Ecology and Management* 432, 400–408. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2018.09.043>
- Bantle, A., Borken, W., Ellerbrock, R.H., Schulze, E.D., Weisser, W.W., Matzner, E., 2014. Quantity and quality of dissolved organic carbon released from coarse woody debris of different tree species in the early phase of decomposition. *Forest Ecology and Management* 329. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.06.035>
- Basile, M., Asbeck, T., Pacioni, C., Mikusiński, G., Storch, I., 2020a. Woodpecker cavity establishment in managed forests: Relative rather than absolute tree size matters. *Wildlife Biology* 2020. <https://doi.org/10.2981/WLB.00564>
- Basile, M., Asbeck, T., Pacioni, C., Mikusiński, G., Storch, I., 2020b. Woodpecker cavity establishment in managed forests: Relative rather than absolute tree size matters. *Wildlife Biology* 2020. <https://doi.org/10.2981/WLB.00564>
- Batáry, P., Fronczek, S., Normann, C., Scherber, C., Tschardtke, T., 2014. How do edge effect and tree species diversity change bird diversity and avian nest survival in Germany's largest deciduous forest? *Forest Ecology and Management* 319. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.02.004>
- Bauhus, J., Puettmann, K., Messier, C., 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258, 525–537. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.053>
- Bektaş, İ., Tutuş, A., Gültekin, G., 2020. The effect of sapwood and heartwood differences on mechanical properties of fast-growing tree species. *Drvna Industrija* 71. <https://doi.org/10.5552/drvind.2020.1940>
- Blomquist, S.M., Hunter, M.L., 2010. A multi-scale assessment of amphibian habitat selection: Wood frog response to timber harvesting. *Ecoscience* 17. <https://doi.org/10.2980/17-3-3316>

- Boada, M., Maneja, R., Lozano, M., 2019. Dendroculture Social Imaginations, Art, and Culture in Forests, in: *Forestry in the Midst of Global Changes*.
<https://doi.org/10.1201/b21912-9>
- Bobiec, A., Gutowski, J., Zub, K., Pawlaczyk, P., Laudenslayer, W., 2005. THE AFTERLIFE OF A TREE.
- Boddy, L., Frankland, J., West, P., 2008. *Ecology of Saprotrophic Basidiomycetes*, First. ed. British Mycological Society Symposia Series.
- Bollmann, K., Braunisch, V., n.d. To integrate or to segregate: balancing commodity production and biodiversity conservation in European forests.
- Bouget, C., Brin, A., Brustel, H., 2011. Exploring the “ last biotic frontier”: Are temperate forest canopies special for saproxylic beetles? *Forest Ecology and Management* 261, 211–220. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.10.007>
- Bouget, C., Larrieu, L., Nusillard, B., Parmain, G., 2013. In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. *Biodiversity and Conservation* 22, 2111–2130. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0531-3>
- Bretz Guby, N.A., Dobbertin, M., 1996. Quantitative estimates of coarse woody debris and standing dead trees in selected Swiss forests. *Global Ecology and Biogeography Letters* 5. <https://doi.org/10.2307/2997588>
- Bütler, R., Lachat, T., Krumm, F., Kraus, D., Larrieu, L., 2021. Know, protect and promote habitat trees. WSL Fact Sheet 1–10.
- Calix, M., Alexander, K., Soldati, F., 2018. European Red List of Saproxylic Beetles Evaluation of the conservation status of saproxylic insects in the Habitat Directive (Natura2000 Site of Community Importance IT6030052) View project Systematic study on Asian Tenebrionidae View project.
- Chaudhary, A., Burivalova, Z., Koh, L.P., Hellweg, S., 2016. Impact of Forest Management on Species Richness: Global Meta-Analysis and Economic Trade-Offs. *Scientific Reports* 6. <https://doi.org/10.1038/srep23954>
- Chytrý, M., 2012. Vegetation of the Czech Republic: diversity, ecology, history and dynamics. *Preslia* 84, 427–504.
- Cockle, K.L., Martin, K., Wesołowski, T., 2011. Woodpeckers, decay, and the future of cavity-nesting vertebrate communities worldwide. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9, 377–382. <https://doi.org/10.1890/110013>
- Courbaud, B., Larrieu, L., Kozak, D., Kraus, D., Lachat, T., Ladet, S., Müller, J., Paillet, Y., Sagheb-Talebi, K., Schuck, A., Stillhard, J., Svoboda, M., Zudin, S., 2021. Factors influencing the rate of formation of tree-related microhabitats and implications for biodiversity conservation and forest management. *Journal of Applied Ecology*.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.14068>
- ČÚZK, 2021. OrtofotoČR [WWW Document]. URL
[https://geoportal.cuzk.cz/\(S\(xhrosdmund23h2sxt4y3oe4p\)\)/Default.aspx?menu=3121&mode=TextMeta&side=wms.verejne&metadataID=CZ-CUZK-WMS-ORTOFOTO-P&metadataXSL=metadata.sluzba](https://geoportal.cuzk.cz/(S(xhrosdmund23h2sxt4y3oe4p))/Default.aspx?menu=3121&mode=TextMeta&side=wms.verejne&metadataID=CZ-CUZK-WMS-ORTOFOTO-P&metadataXSL=metadata.sluzba) (accessed 8.2.22).
- Davies, Z.G., Tyler, C., Stewart, G.B., Pullin, A.S., 2008. Are current management recommendations for saproxylic invertebrates effective? A systematic review. *Biodiversity and Conservation* 17. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9242-y>
- Desprez-Loustau, M.L., Marçais, B., Nageleisen, L.M., Piou, D., Vannini, A., 2006. Interactive effects of drought and pathogens in forest trees. *Annals of Forest Science*.
<https://doi.org/10.1051/forest:2006040>
- Dieler, J., Uhl, E., Biber, P., Müller, J., Rötzer, T., Pretzsch, H., 2017. Effect of forest stand management on species composition, structural diversity, and productivity in the

- temperate zone of Europe. *European Journal of Forest Research*.
<https://doi.org/10.1007/s10342-017-1056-1>
- Drapeau, P., Nappi, A., Imbeau, L., Saint-Germain, M., 2009. Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest: Managing for snag dynamics. *Forestry Chronicle* 85. <https://doi.org/10.5558/tfc85227-2>
- Dvořák, D., Vašutová, M., Hofmeister, J., Beran, M., Hošek, J., Běťák, J., Burel, J., Deckerová, H., 2017. Macrofungal diversity patterns in central European forests affirm the key importance of old-growth forests. *Fungal Ecology* 27, 145–154.
<https://doi.org/10.1016/j.funeco.2016.12.003>
- Edworthy, A.B., Martin, K., 2013. Persistence of tree cavities used by cavity-nesting vertebrates declines in harvested forests. *Journal of Wildlife Management* 77.
<https://doi.org/10.1002/jwmg.526>
- FAO, 2020. Global Forest Resources Assessment 2020, Global Forest Resources Assessment 2020. FAO. <https://doi.org/10.4060/ca9825en>
- Fauteux, D., Imbeau, L., Drapeau, P., Mazerolle, M.J., 2012. Small mammal responses to coarse woody debris distribution at different spatial scales in managed and unmanaged boreal forests. *Forest Ecology and Management* 266.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.020>
- Ferkl, V., Remeš, J., 2015. Klokočná (čtvrt století poznatků, zkušeností a výsledků z nepasečného hospodaření, založeného na způsobu výběrných těžeb). Česká zemědělská univerzita; Česko.; Lesy České republiky (firma); Česká zemědělská univerzita v Praze.; Středočeský kraj (Česko : 2000-), Praha.
- Forests, E., Larsson, T.-B., Angelstam, P., Balent, G., Barbati, A., Bijlsma, R.-J., Boncina, A., Bradshaw, R., Bücking, W., Ciancio, O., Corona, P., Diaci, J., Dias, S., Ellenberg, H., Fernandes, F.M., Fernández-Gonzalez, F., Ferris, R., Frank, G., Møller, P.F., Giller, P.S., Gustafsson, L., Halbritter, K., Hall, S., Hansson, L., Innes, J., 2001. Biodiversity Evaluation Tools for.
- Fritz, Ö., Heilmann-Clausen, J., 2010. Rot holes create key microhabitats for epiphytic lichens and bryophytes on beech (*Fagus sylvatica*). *Biological Conservation* 143, 1008–1016. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.01.016>
- Gilg, O., 2005. Old-Growth Forests.
- Gossner, M.M., Gazzea, E., Diedus, V., Jonker, M., Yaremchuk, M., 2020. Using sentinel prey to assess predation pressure from terrestrial predators in water-filled tree holes. *European Journal of Entomology* 117. <https://doi.org/10.14411/EJE.2020.024>
- Gossner, M.M., Lade, P., Rohland, A., Sichert, N., Kahl, T., Bauhus, J., Weisser, W.W., Petermann, J.S., 2016. Effects of management on aquatic tree-hole communities in temperate forests are mediated by detritus amount and water chemistry. *Journal of Animal Ecology* 85, 213–226. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12437>
- Graf, M., Lettenmaier, L., Müller, J., Hagege, J., 2022. Saproxylic beetles trace deadwood and differentiate between deadwood niches before their arrival on potential hosts. *Insect Conservation and Diversity* 15, 48–60. <https://doi.org/10.1111/ICAD.12534>
- Green, P., Peterken, G.F., 1997. Variation in the amount of dead wood in the woodlands of the Lower Wye Valley, UK in relation to the intensity of management. *Forest Ecology and Management* 98. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00106-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00106-0)
- Grimm, M., Grube, M., Schiefelbein, U., Zühlke, D., Bernhardt, J., Riedel, K., 2021. The Lichens' Microbiota, Still a Mystery? *Frontiers in Microbiology*.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.623839>
- Grove, S.J., 2002. Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150507>

- Gustafsson, L., Bauhus, J., Asbeck, T., Augustynczyk, A.L.D., Basile, M., Frey, J., Gutzat, F., Hanewinkel, M., Helbach, J., Jonker, M., Knuff, A., Messier, C., Penner, J., Pyttel, P., Reif, A., Storch, F., Winiger, N., Winkel, G., Yousefpour, R., Storch, I., 2020. Retention as an integrated biodiversity conservation approach for continuous-cover forestry in Europe. *Ambio* 49, 85–97. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01190-1>
- Gutzat, F., Dormann, C.F., 2018. Decaying trees improve nesting opportunities for cavity-nesting birds in temperate and boreal forests: A meta-analysis and implications for retention forestry. *International Journal of Business Innovation and Research*. <https://doi.org/10.1002/ece3.4245>
- Hågvar, S., Steen, R., 2013. Succession of beetles (genus *Cis*) and oribatid mites (genus *Carabodes*) in dead sporocarps of the red-banded polypore fungus *Fomitopsis pinicola*. *Scandinavian Journal of Forest Research* 28, 436–444. <https://doi.org/10.1080/02827581.2012.755562>
- Halme, P., Kotiaho, J.S., Ylisirniö, A.L., Hottola, J., Junninen, K., Kouki, J., Lindgren, M., Mönkkönen, M., Penttilä, R., Renvall, P., Siitonen, J., Similä, M., 2009. Perennial polypores as indicators of annual and red-listed polypores. *Ecological Indicators* 9, 256–266. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.04.005>
- 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., 2004. Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems. *Advances in Ecological Research*. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(03\)34002-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(03)34002-4)
- Hlásny, T., Krokene, P., Liebhold, A.M., Müller, J., 2020. Život s kůrovcem: Dopady, výhledy a řešení.
- Hofmeister, J., Hošek, J., Brabec, M., Hermy, M., Dvořák, D., Fellner, R., Malíček, J., Palice, Z., Tenčík, A., Holá, E., Novozámská, E., Kuras, T., Trnka, F., Zedek, M., Kašák, J., Gabriš, R., Sedláček, O., Tajovský, K., Kadlec, T., 2019. Shared affinity of various forest-dwelling taxa point to the continuity of temperate forests. *Ecological Indicators* 101. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.018>
- Hofmeister, J., Hošek, J., Holá, E., Novozámská, E., 2015. Decline in bryophyte diversity in predominant types of central European managed forests. *Biodiversity and Conservation* 24, 1391–1402. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0863-2>
- Hofmeister, J., Hošek, J., Malíček, J., Palice, Z., Syrovátková, L., Steinová, J., Černajová, I., 2016a. Large beech (*Fagus sylvatica*) trees as ‘lifeboats’ for lichen diversity in central European forests. *Biodiversity and Conservation* 25, 1073–1090. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1106-x>
- Hofmeister, J., Hošek, J., Malíček, J., Palice, Z., Syrovátková, L., Steinová, J., Černajová, I., 2016b. Large beech (*Fagus sylvatica*) trees as ‘lifeboats’ for lichen diversity in central European forests. *Biodiversity and Conservation* 25, 1073–1090. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1106-x>
- Holloway, G.L., Caspersen, J.P., Vanderwel, M.C., Naylor, B.J., 2007. Cavity tree occurrence in hardwood forests of central Ontario. *Forest Ecology and Management* 239. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.12.004>
- Humphrey, J.W., Davey, S., Peace, A.J., Ferris, R., Harding, K., 2002. Lichens and bryophyte communities of planted and semi-natural forests in Britain: The influence of site type, stand structure and deadwood. *Biological Conservation* 107. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00057-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00057-5)
- Ibarra, J.T., Novoa, F.J., Jaillard, H., Altamirano, T.A., 2020. Large trees and decay: Suppliers of a keystone resource for cavity-using wildlife in old-growth and secondary Andean temperate forests. *Austral Ecology* 45. <https://doi.org/10.1111/aec.12943>

- Johann, F., Schaich, H., 2016. Land ownership affects diversity and abundance of tree microhabitats in deciduous temperate forests. *Forest Ecology and Management* 380. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.037>
- Jonsson, B.G., Ekström, M., Esseen, P.A., Grafström, A., Ståhl, G., Westerlund, B., 2016. Dead wood availability in managed Swedish forests - Policy outcomes and implications for biodiversity. *Forest Ecology and Management* 376. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.017>
- Kaila, L., Martikainen, P., Punttila, P., 1997. Dead trees left in clear-cuts benefit saproxylic Coleoptera adapted to natural disturbances in boreal forest. *Biodiversity and Conservation* 6, 1–18. <https://doi.org/10.1023/A:1018399401248>
- Kenefic, L.S., Nyland, R.D., 2007. Cavity trees, snags, and selection cutting: A Northern Hardwood case study. *Northern Journal of Applied Forestry* 24. <https://doi.org/10.1093/njaf/24.3.192>
- Keren, S., Diaci, J., 2018. Comparing the quantity and structure of deadwood in selection managed and old-growth forests in South-East Europe. *Forests* 9. <https://doi.org/10.3390/F9020076>
- Kirby, K., Watkins, C., 2015. *Europe's Changing Woods and Forests : From Wildwood to Managed Landscapes*.
- Kirby, K.J., Reid, C.M., Thomas, R.C., Goldsmith, F.B., 1998. Preliminary estimates of fallen dead wood and standing dead trees in managed and unmanaged forests in Britain. *Journal of Applied Ecology* 35. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.00276.x>
- Kirby, K.J., Webster, S.D., Antczak, A., 1991. Effects of forest management on stand structure and the quantity of fallen dead wood: some British and Polish examples. *Forest Ecology and Management* 43. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(91\)90083-8](https://doi.org/10.1016/0378-1127(91)90083-8)
- Kirsch, J.J., Sermon, J., Jonker, M., Asbeck, T., Gossner, M.M., Petermann, J.S., Basile, M., 2021. The use of water-filled tree holes by vertebrates in temperate forests. *Wildlife Biology*. <https://doi.org/10.2981/wlb.00786>
- Kitching, R.L., 1971. *An Ecological Study of Water-Filled Tree-Holes and their Position in the Woodland Ecosystem*, Source: *Journal of Animal Ecology*.
- Kolařík, M., Kubátová, A., Hulcr, J., Pažoutová, S., 2008. Geosmithia fungi are highly diverse and consistent bark beetle associates: Evidence from their community structure in temperate Europe. *Microbial Ecology* 55. <https://doi.org/10.1007/s00248-007-9251-0>
- Koncepcie statní lesnické politiky do roku 2035, 2020.
- Körkjäs, M., Remm, L., Lõhmus, A., 2021a. Development rates and persistence of the microhabitats initiated by disease and injuries in live trees: A review. *Forest Ecology and Management* 482. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2020.118833>
- Körkjäs, M., Remm, L., Lõhmus, A., 2021b. Development rates and persistence of the microhabitats initiated by disease and injuries in live trees: A review. *Forest Ecology and Management*. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118833>
- Kozłowski, T., Pallardy Stephen, 1997. *Physiology of Woody Plants, Second Edition*. ed. Academic Press.
- Kraus, D., Bütler, R., Krumm, F., Lachat, T., Larrieu, L., Mergner, U., Paillet, Y., Rydkvist, T., Schuck, A., Winter, S., 2016. *Catalogue of tree microhabitats Reference field list*.
- Kubátová, A., Kolařík, M., Prášil, K., Novotný, D., 2004. Bark beetles and their galleries: well-known niches for little known fungi on the example of Geosmithia . . *Czech Mycology* 56. <https://doi.org/10.33585/cmy.56101>
- Lachat, T., Kraus Bayerische, D., Aör, S., 2021. *Field Guide to Tree-related Microhabitats*.
- Larrieu, L., Cabanettes, A., 2012. Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech-fir

- forests. *Canadian Journal of Forest Research* 42, 1433–1445.
<https://doi.org/10.1139/X2012-077>
- Larrieu, L., Cabanettes, A., Delarue, A., 2012. Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech-fir forests of the Pyrenees. *European Journal of Forest Research* 131, 773–786.
<https://doi.org/10.1007/s10342-011-0551-z>
- Larrieu, L., Cabanettes, A., Gonin, P., Lachat, T., Paillet, Y., Winter, S., Bouget, C., Deconchat, M., 2014. Deadwood and tree microhabitat dynamics in unharvested temperate mountain mixed forests: A life-cycle approach to biodiversity monitoring. *Forest Ecology and Management* 334, 163–173.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.09.007>
- Larrieu, L., Gosselin, F., Archaux, F., Chevalier, R., Corriol, G., Dauffy-Richard, E., Deconchat, M., Gosselin, M., Ladet, S., Savoie, J.M., Tillon, L., Bouget, C., 2019. Assessing the potential of routine stand variables from multi-taxon data as habitat surrogates in European temperate forests. *Ecological Indicators* 104, 116–126.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.085>
- Larrieu, L., Paillet, Y., 2013. Habitat trees: Key elements for forest biodiversity. In *Focus - Managing Forest in Europe* 84–90.
- Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Büttler, R., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Michel, A.K., Regnery, B., Vandekerckhove, K., 2018. Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators* 84, 194–207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.051>
- Larsson, T.-B., Angelstam, P., Balent, G., Barbati, A., Bijlsma, R.-J., Boncina, A., Bradshaw, R., Bücking, W., Ciancio, O., Corona, P., Diaci, J., Dias, S., Ellenberg, H., Fernandes, F.M., Fernández-Gonzalez, F., Ferris, R., Frank, G., Friis-Møller, P., Giller, P.S., Gustafsson, L., Halbritter, K., Hall, S., Hansson, L., Innes, J., Jactel, H., Keannel-Dobbertin, M., Klein, M., Marchetti, M., Mohren, G.M.J., Niemelä, J., O’Halloran, J., Rametsteiner, E., Rego, F., Scheidegger, C., Scotti, R., Sjöberg, K., Spanos, I., Spanos, K., Standovár, T., Svensson, L., Tommeras, B.A., Trakolis, D., Uuttera, J., VanDenMeersschaut, D., Vandekerckhove, K., Walsh, P.M., Watt, A., 2001. Biodiversity Evaluation Tools for European forests. *Ecological Bulletins* 50.
- Latif, Q.S., Heath, S.K., Rotenberry, J.T., 2011. An “ecological trap” for yellow warbler nest microhabitat selection. *Oikos* 120. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18835.x>
- Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F., Fischer, J., 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* 131, 433–445. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.019>
- Lindenmayer, D.B., Laurance, W.F., Franklin, J.F., Likens, G.E., Banks, S.C., Blanchard, W., Gibbons, P., Ikin, K., Blair, D., Mcburney, L., Manning, A.D., Stein, J.A.R., 2014. New policies for old trees: Averting a global crisis in a keystone ecological structure. *Conservation Letters* 7, 61–69. <https://doi.org/10.1111/conl.12013>
- Malíček, J., Palice, Z., Vondrák, J., Kostovčík, M., Lenzová, V., Hofmeister, J., 2019. Lichens in old-growth and managed mountain spruce forests in the Czech Republic: assessment of biodiversity, functional traits and bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 28, 3497–3528. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01834-4>
- Mänd, R., Leivits, A., Leivits, M., Rodenhouse, N.L., 2009. Provision of nestboxes raises the breeding density of great tits *parus major* equally in coniferous and deciduous woodland. *Ibis* 151. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2009.00929.x>
- Mänd, R., Tilgar, V., Lõhmus, A., Leivits, A., 2005. Providing nest boxes for hole-nesting birds - Does habitat matter? *Biodiversity and Conservation* 14. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-1039-7>

- Mannan, R.W., Meslow, E.C., Wight, H.M., 1980. Use of Snags by Birds in Douglas-Fir Forests, Western Oregon. *The Journal of Wildlife Management* 44. <https://doi.org/10.2307/3808306>
- Marage, D., Lemperiere, G., 2005. The management of snags: A comparison in managed and unmanaged ancient forests of the Southern French Alps. *Annals of Forest Science* 62. <https://doi.org/10.1051/forest:2005005>
- Martikainen, P., Bulletins, S.E., Debris, W., 2001. Conservation of threatened saproxylic beetles: Significance of retained aspen *Populus tremula* on clearcut areas. *Ecological Bulletins* 49.
- Maxence, M., Raymond, P., 2019. Assessing tree-related microhabitat retention according to a harvest gradient using tree-defect surveys as proxies in Eastern Canadian mixedwood forests.
- McCarthy, B.C., Bailey, R.R., 1999. Distribution and abundance of coarse woody debris in a managed forest landscape of the central Appalachians. *NCASI Technical Bulletin*.
- Menkis, A., Redr, D., Bengtsson, V., Hedin, J., Niklasson, M., Nordén, B., Dahlberg, A., 2020. Endophytes dominate fungal communities in six-year-old veteranisation wounds in living oak trunks. *Fungal Ecology*. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2020.101020>
- Michel, A.K., Winter, S., 2009. Tree microhabitat structures as indicators of biodiversity in Douglas-fir forests of different stand ages and management histories in the Pacific Northwest, U.S.A. *Forest Ecology and Management* 257, 1453–1464. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.11.027>
- Mikoláš, M., Ujházy, K., Jasík, M., Wiezik, M., Gallay, I., Polák, P., Vysoký, J., Čiliak, M., Meigs, G.W., Svoboda, M., Trotsiuk, V., Keeton, W.S., 2019. Primary forest distribution and representation in a Central European landscape: Results of a large-scale field-based census. *Forest Ecology and Management* 449. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117466>
- Ministerstvo zemědělství ČR, 2021. Aplikační dokument ke Koncepti státní lesnické politiky do roku 2035.
- Ministerstvo zemědělství ČR, 2020. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky.
- Morales-Hidalgo, D., Oswald, S.N., Somanathan, E., 2015. Status and trends in global primary forest, protected areas, and areas designated for conservation of biodiversity from the Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management* 352, 68–77. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.011>
- Napierała, A., Maziarz, M., Hebda, G., Broughton, R.K., Rutkowski, T., Zacharyasiewicz, M., Błoszyk, J., 2021. Lack of specialist nidicoles as a characteristic of mite assemblages inhabiting nests of the ground-nesting wood warbler, *Phylloscopus sibilatrix* (Aves: Passeriformes). *Experimental and Applied Acarology* 84. <https://doi.org/10.1007/s10493-021-00620-8>
- Newton, I., 1998. *Population Limitation in Birds*. London:Academic Press.
- Newton, I., 1994. The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: A review. *Biological Conservation* 70. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)90172-4](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)90172-4)
- Nikitsky, N.B., Schigel, D.S., 2004. Beetles in polypores of the Moscow region: Checklist and ecological notes. *Entomol Fenn* 15. <https://doi.org/10.33338/ef.84202>
- Ódor, P., Király, I., Tinya, F., Bortignon, F., Nascimbene, J., 2013. Patterns and drivers of species composition of epiphytic bryophytes and lichens in managed temperate forests. *Forest Ecology and Management* 306. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.001>
- Oettel, J., Lapin, K., 2021. Linking forest management and biodiversity indicators to strengthen sustainable forest management in Europe. *Ecological Indicators* 122. https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2020.107275/LINKING_FOREST_MANAGEMENT

T AND BIODIVERSITY INDICATORS TO STRENGTHEN SUSTAINABLE FOREST MANAGEMENT IN EUROPE.PDF

- O'Hara, K.L., 2016. What is close-to-nature silviculture in a changing world? *Forestry* 89. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpv043>
- Paillet, Y., Archaux, F., Boulanger, V., Debaive, N., Fuhr, M., Gilg, O., Gosselin, F., Guilbert, E., 2017a. Snags and large trees drive higher tree microhabitat densities in strict forest reserves. *Forest Ecology and Management* 389, 176–186. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.12.014>
- Paillet, Y., Archaux, F., Boulanger, V., Debaive, N., Fuhr, M., Gilg, O., Gosselin, F., Guilbert, E., 2017b. Snags and large trees drive higher tree microhabitat densities in strict forest reserves. *Forest Ecology and Management* 389, 176–186. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.12.014>
- Paillet, Y., Debaive, N., Archaux, F., Cateau, E., Gilg, O., Guilbert, E., 2019. Nothing else matters? Tree diameter and living status have more effects than biogeoclimatic context on microhabitat number and occurrence: An analysis in French forest reserves. *PLoS ONE* 14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216500>
- Paillet, Y., Pernot, C., Boulanger, V., Debaive, N., Fuhr, M., Gilg, O., Gosselin, F., 2015. Quantifying the recovery of old-growth attributes in forest reserves: A first reference for France. *Forest Ecology and Management* 346, 51–64. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.037>
- Pakkala, T., Tiainen, J., Piha, M., Kouki, J., 2018. How Important are Nest Cavities Made by the Three-Toed Woodpecker *Picoides tridactylus* for Cavity-Nesting Forest Bird Species? *Acta Ornithologica*. <https://doi.org/10.3161/00016454AO2018.53.1.007>
- Parisi, F., Pioli, S., Lombardi, F., Fravolini, G., Marchetti, M., Tognetti, R., 2018. Linking deadwood traits with saproxylic invertebrates and fungi in European forests – A review. *IForest*. <https://doi.org/10.3832/ifor2670-011>
- Pharo, E.J., Lindenmayer, D.B., Taws, N., 2004. The effects of large-scale fragmentation on bryophytes in temperate forests. *Journal of Applied Ecology* 41. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00947.x>
- Pires, T.L., Lange, D., Del-Claro, K., 2020. Witches' brooms increases arthropod-plant interactions in *Ouratea hexasperma* (Baill.) (Ochnaceae). *Acta Oecologica* 102. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.103508>
- Potapov, P., Hansen, M.C., Laestadius, L., Turubanova, S., Yaroshenko, A., Thies, C., Smith, W., Zhuravleva, I., Komarova, A., Minnemeyer, S., Esipova, E., 2017. The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. *Science Advances* 3. <https://doi.org/10.1126/SCIADV.1600821/ASSET/65C1F2AE-AAD4-48F4-928F-9CA0C57BAE72/ASSETS/GRAPHIC/1600821-F7.JPEG>
- Pouska, V., Svoboda, M., Lepšová, A., 2010. The diversity of wood-decaying fungi in relation to changing site conditions in an old-growth mountain spruce forest, Central Europe. *European Journal of Forest Research* 129. <https://doi.org/10.1007/s10342-009-0324-0>
- PRO SILVA BOHEMICA, 2019. DEMONSTRAČNÍ OBJEKT NEPASEČNÉHO HOSPODAŘENÍ 201901 KLOKOČNÁ.
- Puettmann, K.J., Coates, K.Dave., Messier, C.C., 2009. *A critique of silviculture : managing for complexity*. Island Press.
- Puverel, C., Abourachid, A., Böhmer, C., Leban, J.M., Svoboda, M., Paillet, Y., 2019. This is my spot: What are the characteristics of the trees excavated by the Black Woodpecker? A case study in two managed French forests. *Forest Ecology and Management* 453. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2019.117621>
- QGIS Development Team, 2020. QGIS Geographic Information System.

- Regnery, B., Couvet, D., Kubarek, L., Julien, J.F., Kerbiriou, C., 2013a. Tree microhabitats as indicators of bird and bat communities in Mediterranean forests. *Ecological Indicators* 34, 221–230. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.05.003>
- Regnery, B., Paillet, Y., Couvet, D., Kerbiriou, C., 2013b. Which factors influence the occurrence and density of tree microhabitats in Mediterranean oak forests? *Forest Ecology and Management* 295, 118–125. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.01.009>
- Remeš, J., 2018. Development and present state of close-to-nature silviculture. *Journal of Landscape Ecology(Czech Republic)* 11. <https://doi.org/10.2478/jlecol-2018-0010>
- Remm, J., Lõhmus, A., 2011. Tree cavities in forests - The broad distribution pattern of a keystone structure for biodiversity. *Forest Ecology and Management*. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.04.028>
- Remm, J., Lõhmus, A., Remm, K., 2006. Tree cavities in riverine forests: What determines their occurrence and use by hole-nesting passerines? *Forest Ecology and Management* 221. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.015>
- Rotheray, G.E., Hancock, G., Hewitt, S., Horsfield, D., MacGowan, I., Robertson, D., Watt, K., 2001. The biodiversity and conservation of saproxylic Diptera in Scotland. *Journal of Insect Conservation* 5. <https://doi.org/10.1023/A:1011329722100>
- RStudio Team, 2020. Citing RStudio – RStudio Support. RStudio: Integrated Development for R. RStudio.
- Saarikoski, H., Jax, K., Harrison, P.A., Primmer, E., Barton, D.N., Mononen, L., Vihervaara, P., Furman, E., 2015. Exploring operational ecosystem service definitions: The case of boreal forests. *Ecosystem Services* 14. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.03.006>
- Sabatini, F.M., Burrascano, S., Keeton, W.S., Levers, C., Lindner, M., Pötschner, F., Verkerk, P.J., Bauhus, J., Buchwald, E., Chaskovsky, O., Debaive, N., Horváth, F., Garbarino, M., Grigoriadis, N., Lombardi, F., Marques Duarte, I., Meyer, P., Midteng, R., Mikac, S., Mikoláš, M., Motta, R., Mozgeris, G., Nunes, L., Panayotov, M., Ódor, P., Ruete, A., Simovski, B., Stillhard, J., Svoboda, M., Szwagrzyk, J., Tikkanen, O.P., Volosyanchuk, R., Vrska, T., Zlatanov, T., Kuemmerle, T., 2018. Where are Europe's last primary forests? *Diversity and Distributions*. <https://doi.org/10.1111/ddi.12778>
- Santopuoli, G., Vizzarri, M., Spina, P., Maesano, M., Scarascia Mugnozza, G., Lasserre, B., 2022. How individual tree characteristics and forest management influence occurrence and richness of tree-related microhabitats in Mediterranean mountain forests. *Forest Ecology and Management* 503. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2021.119780>
- Schmidl, J., Sulzer, P., Kitching, R.L., 2008. The insect assemblage in water filled tree-holes in a European temperate deciduous forest: Community composition reflects structural, trophic and physicochemical factors. *Hydrobiologia* 598, 285–303. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9163-5>
- Schütz, J.P., Saniga, M., Diaci, J., Vrška, T., 2016. Comparing close-to-naturesilviculture with processes in pristine forests: lessons from Central Europe. *Annals of Forest Science*. <https://doi.org/10.1007/s13595-016-0579-9>
- Segura, L.N., Masson, D.A., Gantchoff, M.G., 2012. Microhabitat nest cover effect on nest survival of the red-crested cardinal. *Wilson Journal of Ornithology* 124. <https://doi.org/10.1676/11-181.1>
- Seibold, S., Bässler, C., Brandl, R., Gossner, M.M., Thorn, S., Ulyshen, M.D., Müller, J., 2015. Experimental studies of dead-wood biodiversity - A review identifying global gaps in knowledge. *Biological Conservation*. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.006>
- Seibold, S., Hagge, J., Müller, J., Gruppe, A., Brandl, R., Bässler, C., Thorn, S., 2018. Experiments with dead wood reveal the importance of dead branches in the canopy for saproxylic beetle conservation. *Forest Ecology and Management* 409. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.11.052>

- Sever, K., Nagel, T.A., 2019. Patterns of tree microhabitats across a gradient of managed to old-growth conditions. *Acta Silvae et Ligni* 118. <https://doi.org/10.20315/asetl.118.3>
- Seznam.cz, 2020. Mapy.cz [WWW Document]. URL www.mapy.cz (accessed 8.2.22).
- Šilhánová, V., 2020. Vliv lesní dynamiky na diverzitu stromových mikrostanovišť v přirozených lesích Fagaraše.
- Similä, M., Kouki, J., Martikainen, P., 2003. Saproxylic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: Quality of dead wood matters. *Forest Ecology and Management* 174. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00061-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00061-0)
- Sippola, A.L., Siitonen, J., Punttila, P., 2002. Beetle diversity in timberline forests: A comparison between old-growth and regeneration areas in Finnish Lapland. *Annales Zoologici Fennici* 39.
- Söderström, L., 1993. Substrate preference in some forest bryophytes: A quantitative study. *Lindbergia* 18.
- Speight, M.C.D., 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. *Nature and Environment*.
- Spribile, T., Thor, G., Bunnell, F.L., Goward, T., Björk, C.R., 2008. Lichens on dead wood: Species-substrate relationships in the epiphytic lichen floras of the Pacific Northwest and Fennoscandia. *Ecography* 31. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05503.x>
- Šťastný K., Hudec K., 2005. Fauna ČR: Ptáci 2/I,II. Academia.
- Stokland, J.N., 2001. The coarse woody debris profile: an archive of recent forest history and an important biodiversity indicator, *Ecological Bulletins*.
- Stokland, J.N., Siitonen, J., Jonsson, B.G., 2012. Biodiversity in dead wood, *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139025843>
- Thorn, S., Seibold, S., Leverkus, A.B., Michler, T., Müller, J., Noss, R.F., Stork, N., Vogel, S., Lindenmayer, D.B., 2020. The living dead: acknowledging life after tree death to stop forest degradation. *Frontiers in Ecology and the Environment*. <https://doi.org/10.1002/fee.2252>
- Ulfstrand, S., Alatalo, R. v., Carlson, A., Lundberg, A., 1981. HABITAT DISTRIBUTION AND BODY SIZE OF THE GREAT TIT PARUS MAJOR. *Ibis* 123. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1981.tb04053.x>
- Vaillancourt, M.A., Drapeau, P., Gauthier, S., Robert, M., 2008. Availability of standing trees for large cavity-nesting birds in the eastern boreal forest of Québec, Canada. *Forest Ecology and Management* 255. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.12.036>
- Valuing and managing VETERAN TREES, 2014.
- van Balen, J.H., 1973. A comparative study of the breeding ecology of the great tit *Parus major* in different habitats. *Ardea* 61.
- van Balen, J.H., Booy, C.J.H., van Franeker, J.A., Osieck, E.R., 1982. Studies on hole-nesting birds in natural nest sites. I. Availability and occupation of natural nest sites. *Ardea* 70.
- Vanderwel, M.C., Thorpe, H.C., Shuter, J.L., Caspersen, J.P., Thomas, S.C., 2008. Contrasting downed woody debris dynamics in managed and unmanaged northern hardwood stands. *Canadian Journal of Forest Research* 38. <https://doi.org/10.1139/X08-130>
- Vogel, S., Gossner, M.M., Mergner, U., Müller, J., Thorn, S., 2020. Optimizing enrichment of deadwood for biodiversity by varying sun exposure and tree species: An experimental approach. *Journal of Applied Ecology* 57, 2075–2085. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13648>
- Vuidot, A., Paillet, Y., Archaux, F., Gosselin, F., 2011. Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation* 144, 441–450. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.030>

- Wesołowski, T., 2011. “Lifespan” of woodpecker-made holes in a primeval temperate forest: A thirty year study. *Forest Ecology and Management* 262, 1846–1852. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.08.001>
- Winter, S., Höfler, J., Michel, A.K., Böck, A., Ankerst, D.P., 2015. Association of tree and plot characteristics with microhabitat formation in European beech and Douglas-fir forests. *European Journal of Forest Research* 134. <https://doi.org/10.1007/s10342-014-0855-x>
- Winter, S., Möller, G.C., 2008. Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management* 255, 1251–1261. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.029>
- Yang, S., Limpens, J., Sterck, F.J., Sass-Klaassen, U., Cornelissen, J.H.C., Hefting, M., van Logtestijn, R.S.P., Goudzwaard, L., Dam, N., Dam, M., Veerkamp, M.T., van den Berg, B., Brouwer, E., Chang, C., Poorter, L., 2021. Dead wood diversity promotes fungal diversity. *Oikos* 130. <https://doi.org/10.1111/oik.08388>
- Yee, M., Grove, S.J., Richardson, A.M.M., Mohammed, C.L., 2006. Brown rot in inner heartwood: why large logs support characteristic saproxylic beetle assemblages of conservation concern, in: *Insect Biodiversity and Dead Wood*.
- Yoshimoto, J., Kakutani, T., Nishida, T., 2005. Influence of resource abundance on the structure of the insect community attracted to fermented tree sap. *Ecological Research* 20, 405–414. <https://doi.org/10.1007/s11284-005-0054-9>
- Zechmeister, H.G., Tribsch, A., Moser, D., Peterseil, J., Wrbka, T., 2003. Biodiversity “hot spots” for bryophytes in landscapes dominated by agriculture in Austria. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 94. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00028-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00028-2)
- Zemanová, L., Trotsiuk, V., Morrissey, R.C., Bače, R., Mikoláš, M., Svoboda, M., 2017. Old trees as a key source of epiphytic lichen persistence and spatial distribution in mountain Norway spruce forests. *Biodiversity and Conservation* 26, 1943–1958. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1338-4>

7 Přílohy

Obrázek 23: Plocha studované oblasti VH se zobrazenou etáží 1-5 let. Legenda: polygon – hranice studované plochy, LHP věk – věk porostu zaznamenaný v lesní hospodářské evidenci (porostní mapa).



Obrázek 24: Plocha studované oblasti VH se zobrazenou etáží 5-19 let. Legenda: polygon – hranice studované plochy, LHP věk – věk porostu zaznamenaný v lesní hospodářské evidenci (porostní mapa).



Obrázek 25: Plocha studované oblasti VH se zobrazenou etáží 19-40 let. Legenda: polygon – hranice studované plochy, LHP věk – věk porostu zaznamenaný v lesní hospodářské evidenci (porostní mapa).



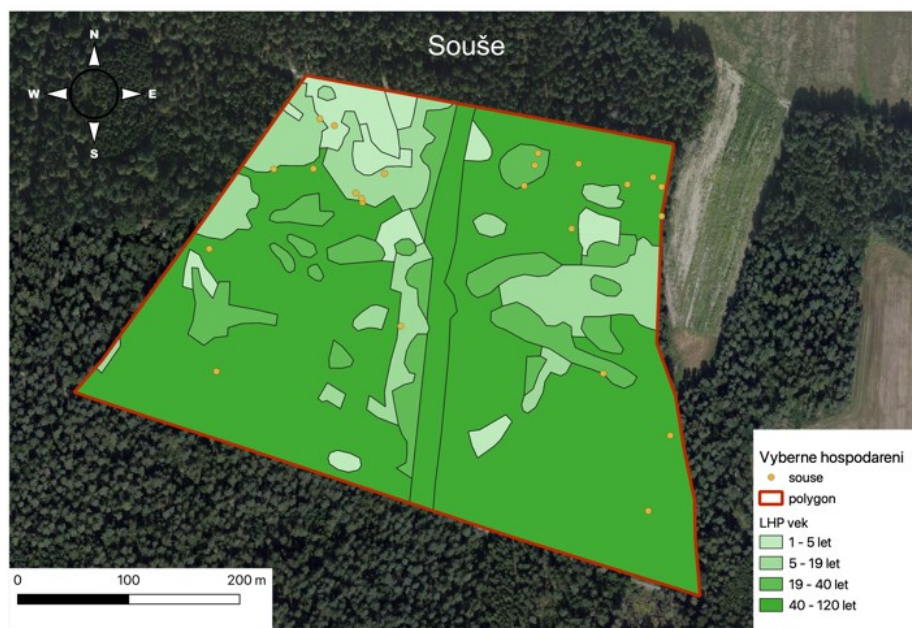
Obrázek 26: Plocha studované oblasti VH se zobrazenou etáží 40-120 let. Legenda: polygon – hranice studované plochy, LHP věk – věk porostu zaznamenaný v lesní hospodářské evidenci (porostní mapa).



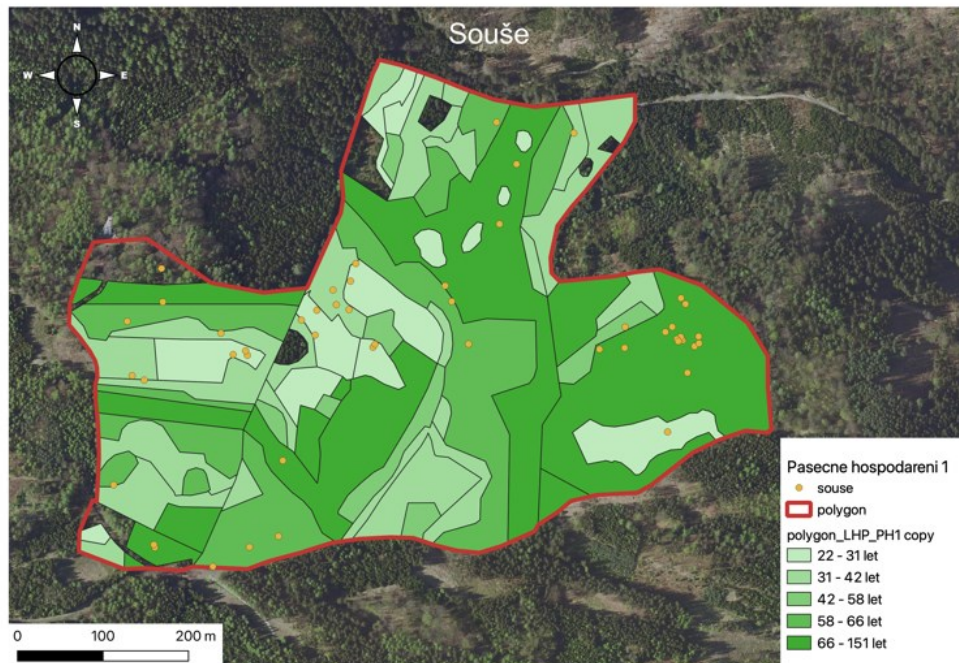
Obrázek 27: Plocha studované oblasti RZ se zaznamenanými nálezy souší. Legenda: souše – poloha souší na ploše, polygon – hranice studované plochy, LHP vek – věk porostu zaznamenaný v lesní hospodářské evidenci (porostní mapa).



Obrázek 28: Plocha studované oblasti VH se zaznamenanými nálezy souší. Legenda: souše – poloha souší na ploše, polygon – hranice studované plochy, LHP vek – věk porostu zaznamenaný v lesní hospodářské evidenci (porostní mapa) – nejstarší etáž.



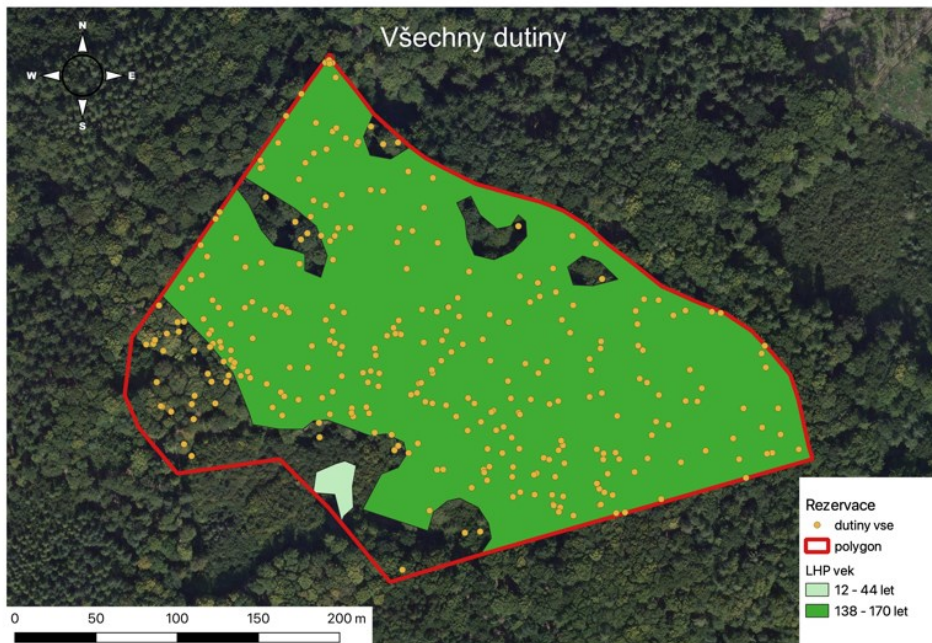
Obrázek 29: Plocha studované oblasti PH1 se zaznamenanými nálezy souší. Legenda: souse – poloha souší na ploše, polygon – hranice studované plochy, LHP vek – věk porostu zaznamenaný v lesní hospodářské evidenci (porostní mapa).



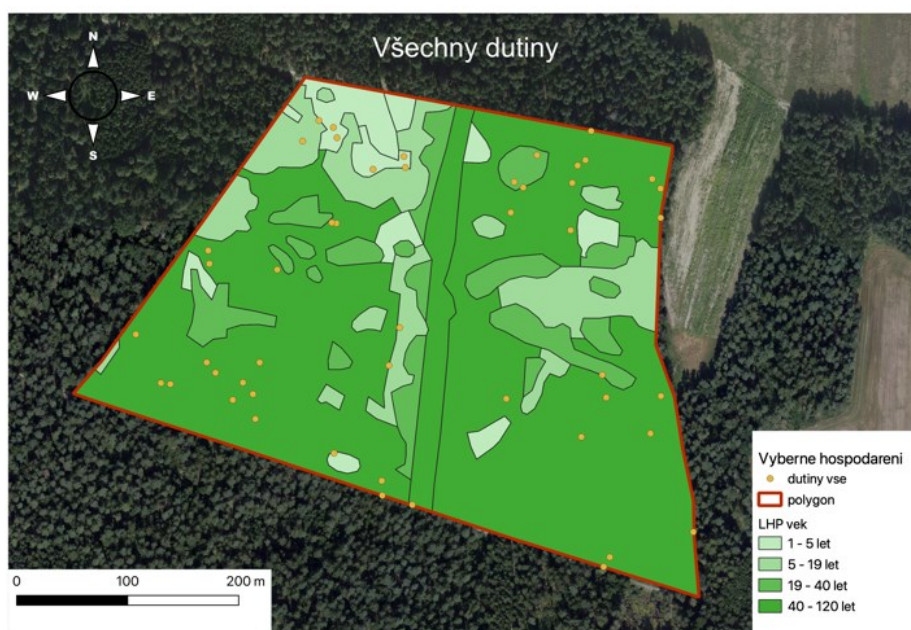
Obrázek 30: Plocha studované oblasti PH2 se zaznamenanými nálezy souší. Legenda: souse – poloha souší na ploše, polygon – hranice studované plochy, LHP vek – věk porostu zaznamenaný v lesní hospodářské evidenci (porostní mapa).



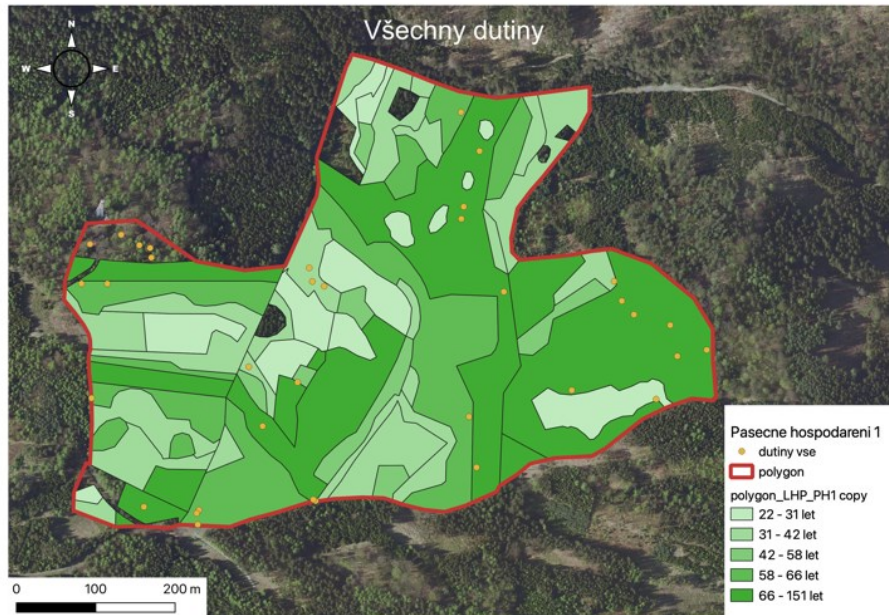
Obrázek 31: Plocha studované oblasti RZ se zaznamenanými nálezy všech dutin. Legenda: dutiny vse – poloha všech stromů s dutinami (ptačích a hnilobných) na ploše, polygon – hranice studované plochy, LHP vek – věk porostu zaznamenaný v lesní hospodářské evidenci (porostní mapa).



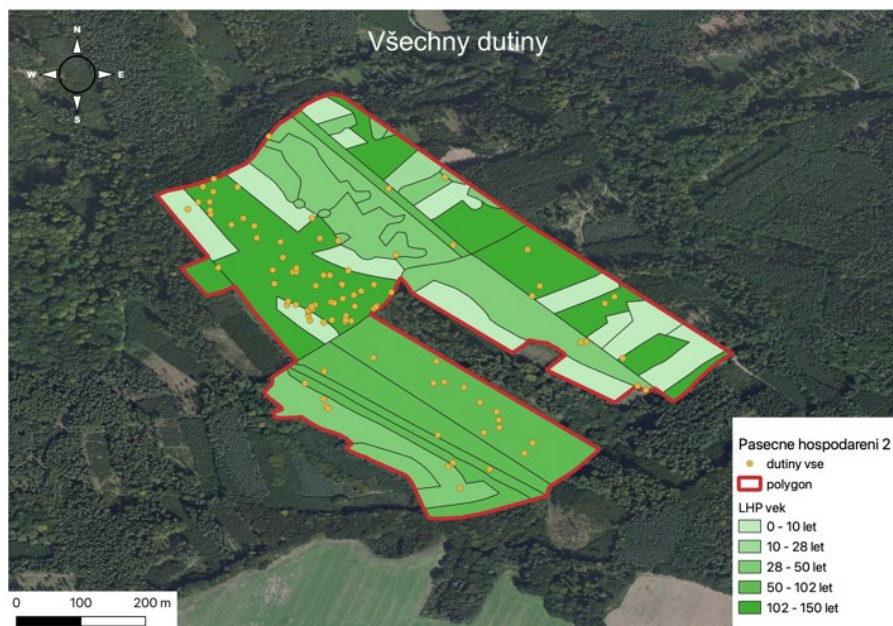
Obrázek 32: Plocha studované oblasti VH se zaznamenanými nálezy všech dutin. Legenda: dutiny vse – poloha všech stromů s dutinami (ptačích a hnilobných) na ploše, polygon – hranice studované plochy, LHP vek – věk porostu zaznamenaný v lesní hospodářské evidenci (porostní mapa) – nejstarší etáž.



Obrázek 33: Plocha studované oblasti PH1 se zaznamenanými nálezy všech dutin. Legenda: dutiny vse – poloha všech stromů s dutinami (ptačích a hnilobných) na ploše, polygon – hranice studované plochy, LHP vek – věk porostu zaznamenaný v lesní hospodářské evidenci (porostní mapa).

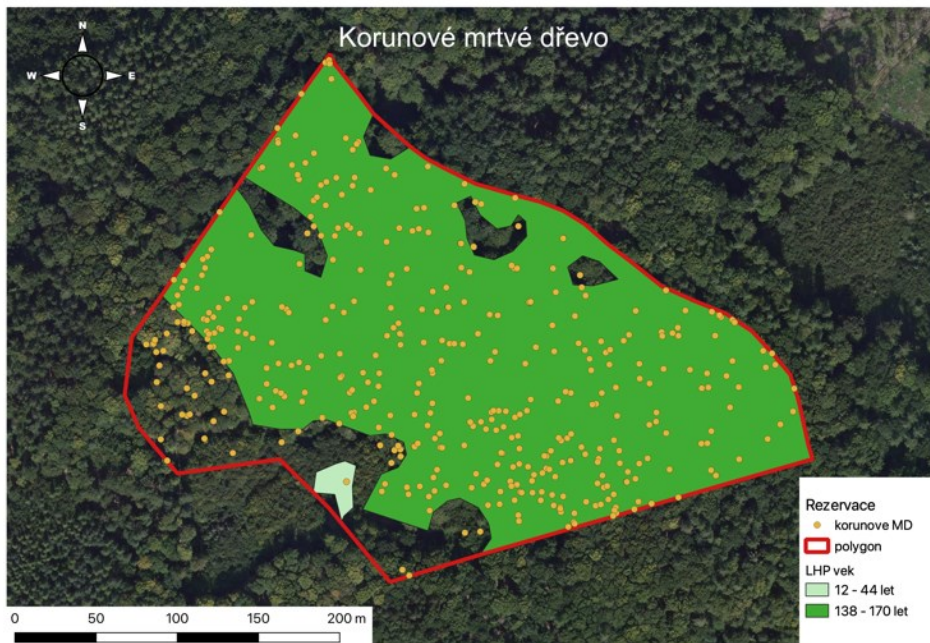


Obrázek 34: Plocha studované oblasti PH2 se zaznamenanými nálezy všech dutin. Legenda: dutiny vse – poloha všech stromů s dutinami (ptačích a hnilobných) na ploše, polygon – hranice studované plochy, LHP vek – věk porostu zaznamenaný v lesní hospodářské evidenci (porostní mapa).



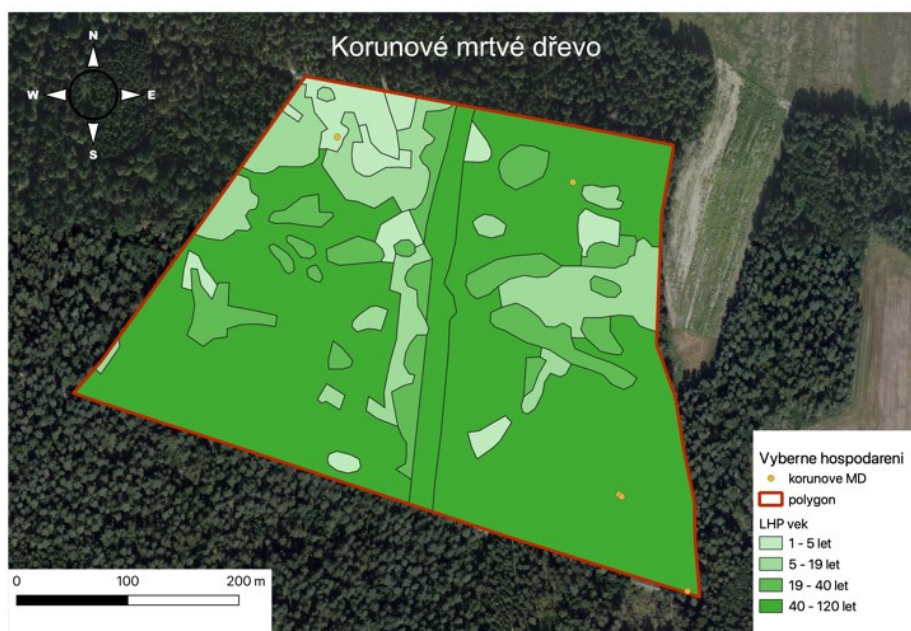
Obrázek 35: Plocha studované oblasti RZ se zaznamenanými nálezy korunového MD.

Legenda: korunove MD – poloha všech stromů s korunovým mrtvým dřevem na ploše, polygon – hranice studované plochy, LHP vek – věk porostu zaznamenaný v lesní hospodářské evidenci (porostní mapa).

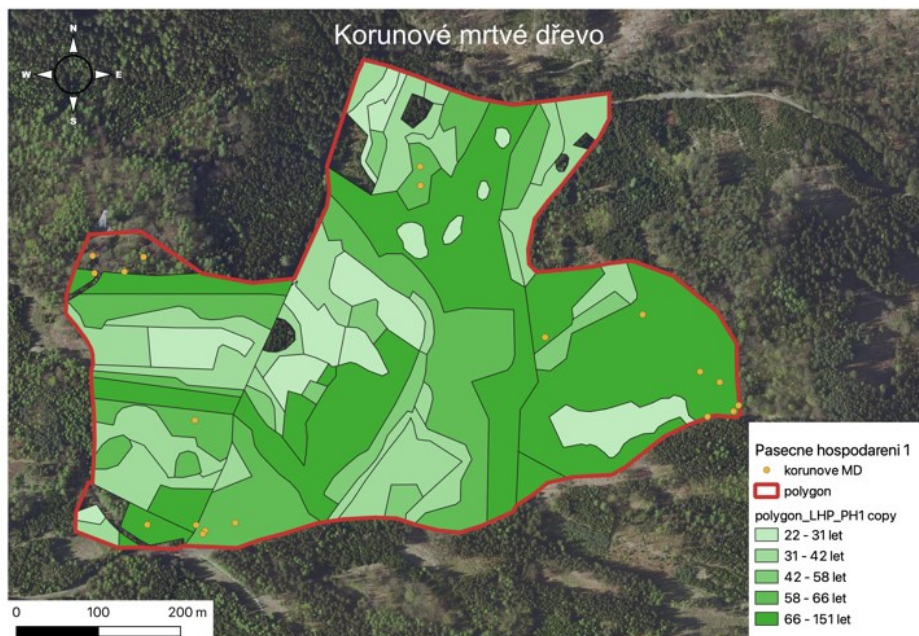


Obrázek 36: Plocha studované oblasti VH se zaznamenanými nálezy korunového MD.

Legenda: korunove MD – poloha všech stromů s korunovým mrtvým dřevem na ploše, polygon – hranice studované plochy, LHP vek – věk porostu zaznamenaný v lesní hospodářské evidenci (porostní mapa) – nejstarší etáž.



Obrázek 37: Plocha studované oblasti PH1 se zaznamenanými nálezy korunového MD. Legenda: korunove MD – poloha všech stromů s korunovým mrtvým dřevem na ploše, polygon – hranice studované plochy, LHP vek – věk porostu zaznamenaný v lesní hospodářské evidenci (porostní mapa).

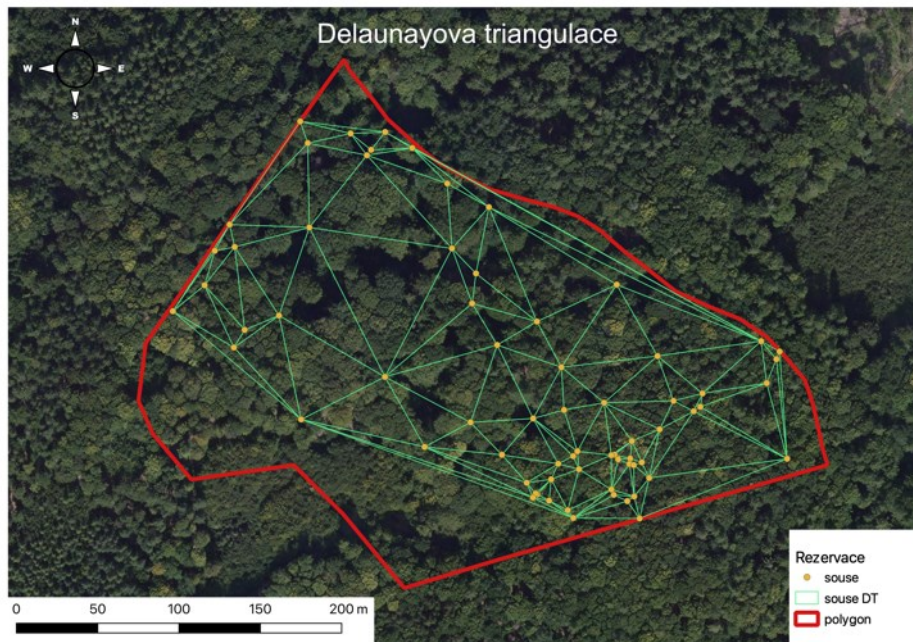


Obrázek 38: Plocha studované oblasti PH2 se zaznamenanými nálezy korunového MD. Legenda: korunove MD – poloha všech stromů s korunovým mrtvým dřevem na ploše, polygon – hranice studované plochy, LHP vek – věk porostu zaznamenaný v lesní hospodářské evidenci (porostní mapa).



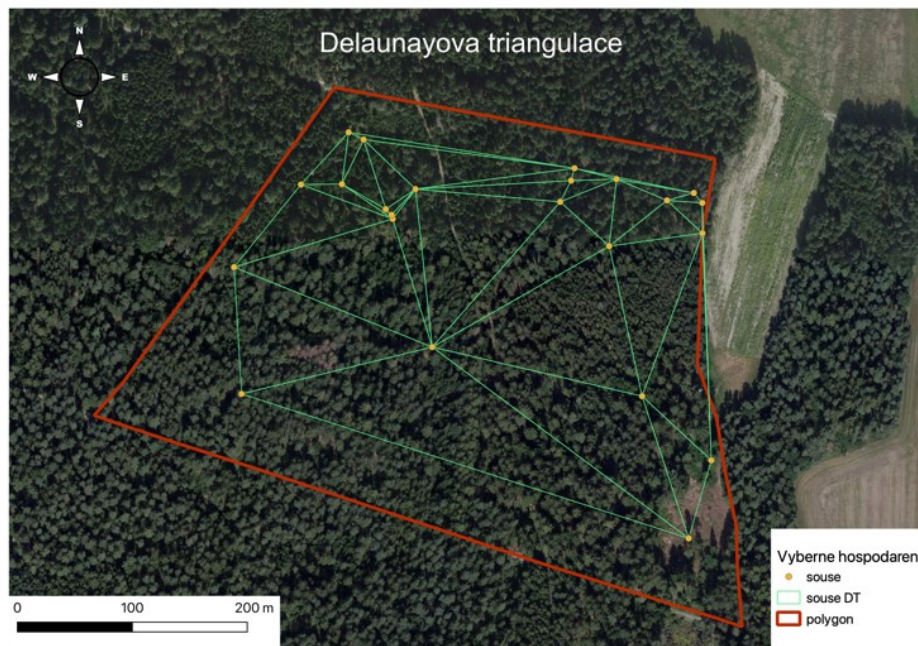
Obrázek 39: Plocha studované oblasti RZ s vizualizací delaunayovy triangulace souší.

Legenda: sous – poloha souší, polygon – hranice studované plochy, souse DT – delaunayova triangulace mezi polohami souší na ploše.



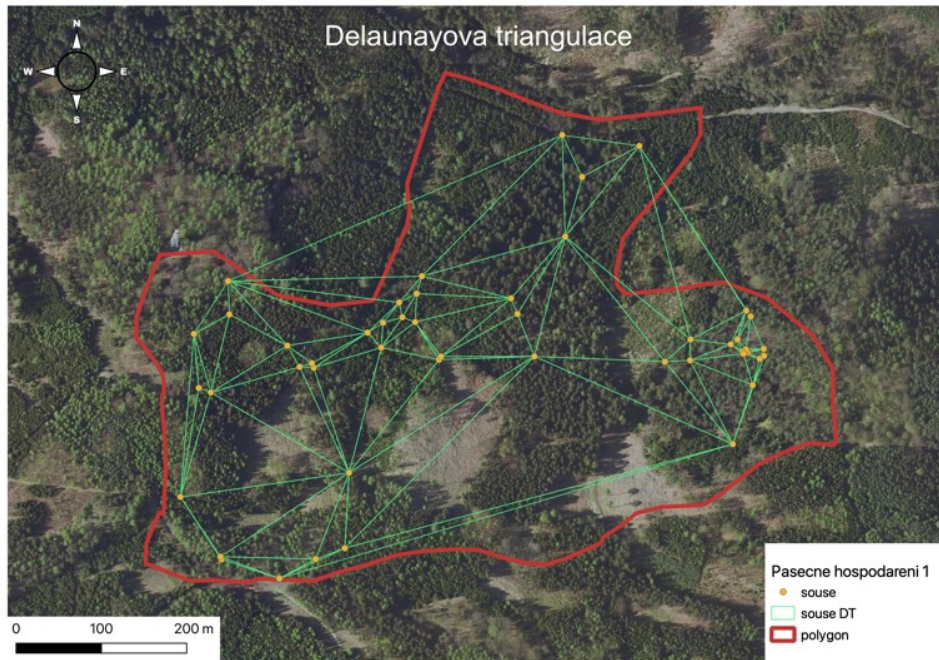
Obrázek 40: Plocha studované oblasti VH s vizualizací delaunayovy triangulace souší.

Legenda: sous – poloha souší, polygon – hranice studované plochy, souse DT – delaunayova triangulace mezi polohami souší na ploše.



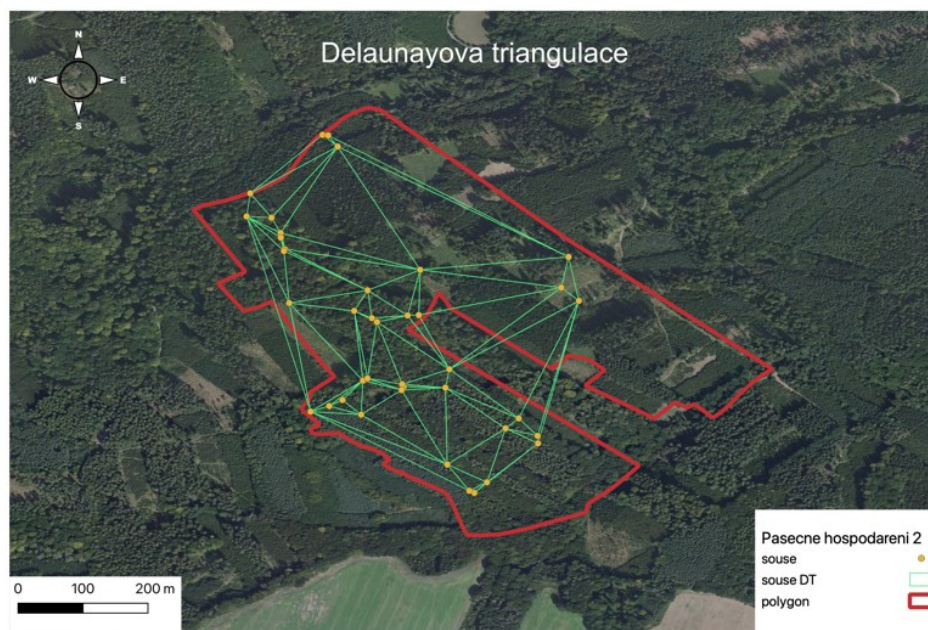
Obrázek 41: Plocha studované oblasti PH1 s vizualizací delaunayovy triangulace souší.

Legenda: sous – poloha souší, polygon – hranice studované plochy, souse DT – delaunayova triangulace mezi polohami souší na ploše.

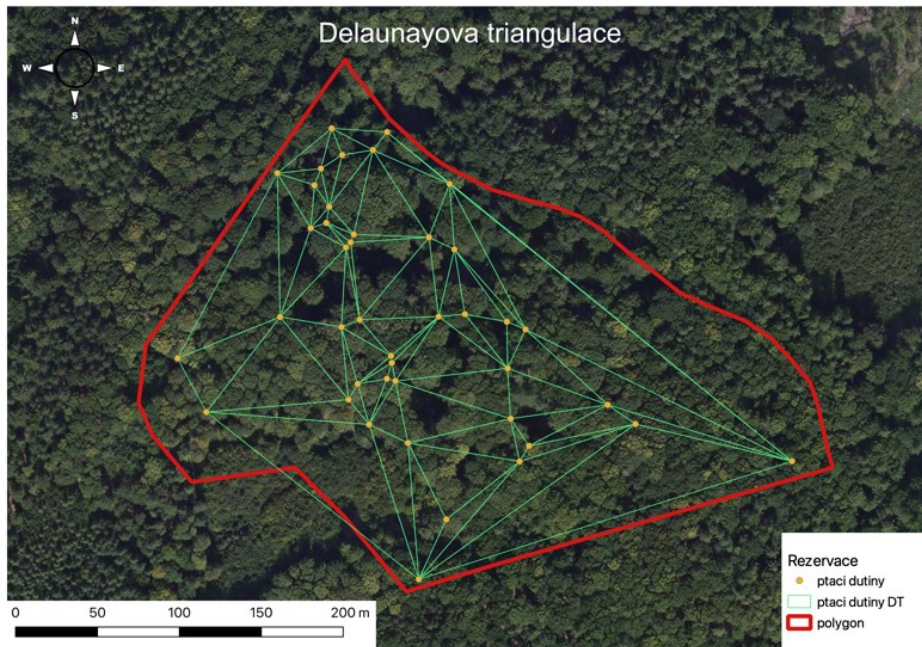


Obrázek 42: Plocha studované oblasti PH2 s vizualizací delaunayovy triangulace souší.

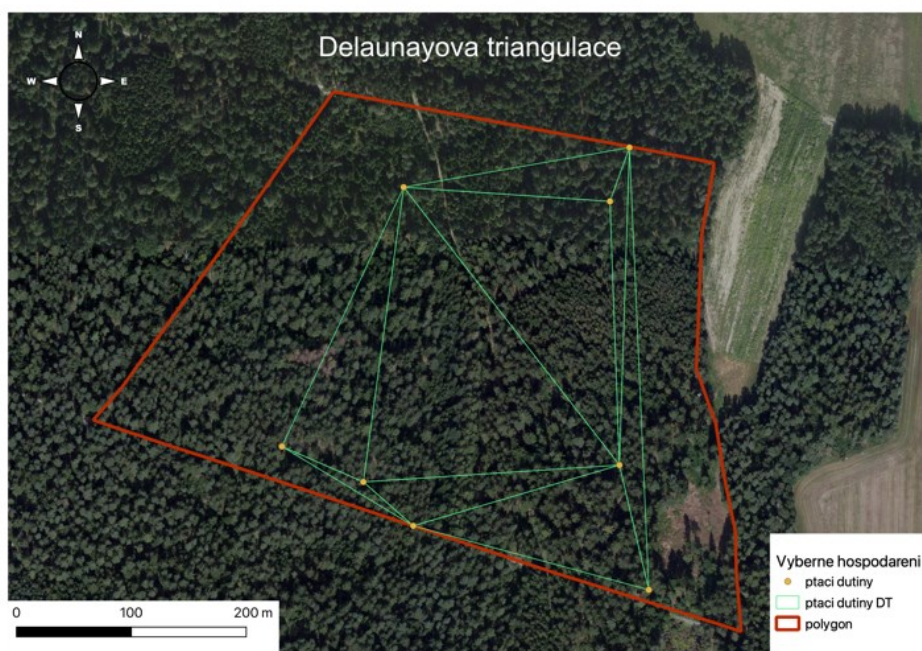
Legenda: sous – poloha souší, polygon – hranice studované plochy, souse DT – delaunayova triangulace mezi polohami souší na ploše.



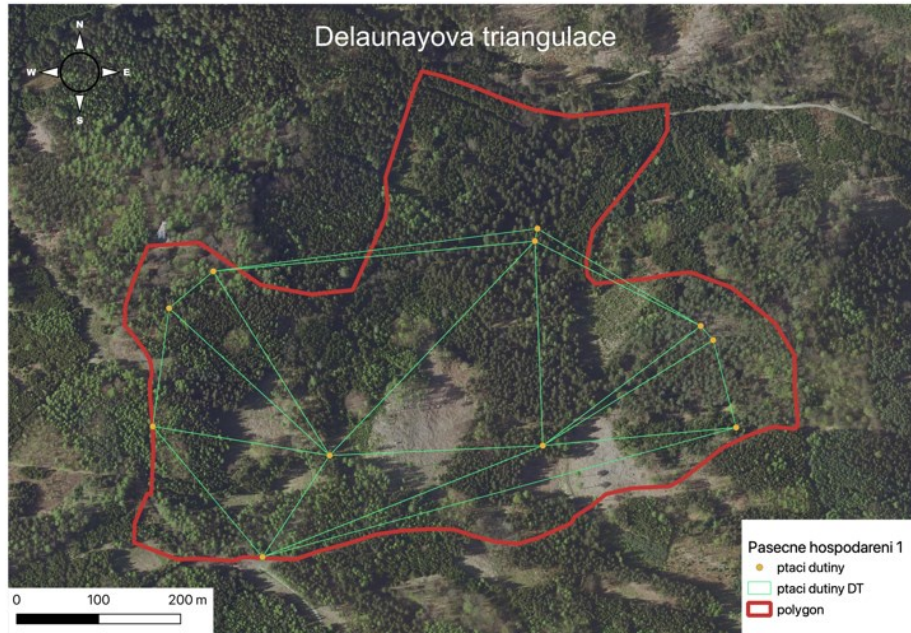
Obrázek 43: Plocha studované oblasti RZ s vizualizací delaunayovy triangulace stromů s ptačí dutinou. Legenda: ptačí dutiny – poloha stromů s ptačí dutinou, polygon – hranice studované plochy, ptačí dutiny DT – delaunayova triangulace mezi polohami stromů s ptačí dutinou na ploše.



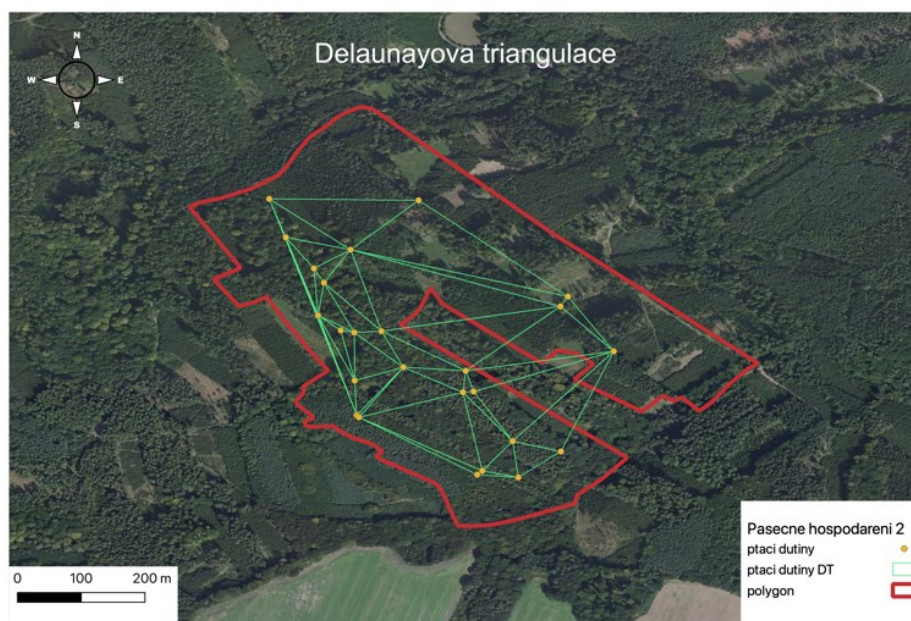
Obrázek 44: Plocha studované oblasti VH s vizualizací delaunayovy triangulace stromů s ptačí dutinou. Legenda: ptačí dutiny – poloha stromů s ptačí dutinou, polygon – hranice studované plochy, ptačí dutiny DT – delaunayova triangulace mezi polohami stromů s ptačí dutinou na ploše.



Obrázek 45: Plocha studované oblasti PH1 s vizualizací delaunayovy triangulace stromů s ptačí dutinou. Legenda: ptaci dutiny – poloha stromů s ptačí dutinou, polygon – hranice studované plochy, ptaci dutiny DT – delaunayova triangulace mezi polohami stromů s ptačí dutinou na ploše.

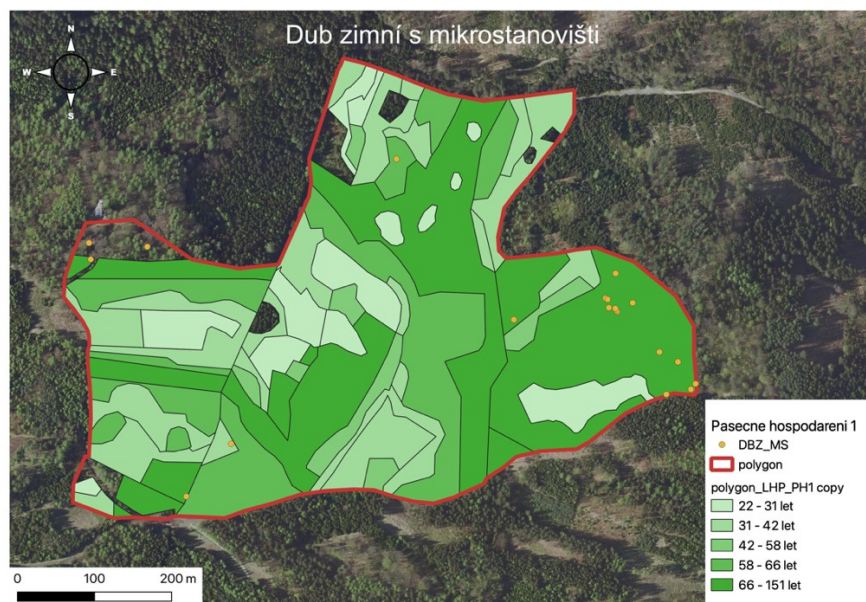


Obrázek 46: Plocha studované oblasti PH2 s vizualizací delaunayovy triangulace stromů s ptačí dutinou. Legenda: ptaci dutiny – poloha stromů s ptačí dutinou, polygon – hranice studované plochy, ptaci dutiny DT – delaunayova triangulace mezi polohami stromů s ptačí dutinou na ploše.



Obrázek 47: Plocha studované oblasti PH1 s duby zimními, nesoucími mikrostanoviště.

Legenda: DBZ_MS – poloha dubů zimních s mikrostanovišti, polygon – hranice studované plochy, LHP vek – věk porostu zaznamenaný v lesní hospodářské evidenci (porostní mapa).



Tabulka 11: Přehled statisticky hodnocených MS na 1ha. Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).

Lokalita	Souš/ha	Všechny dutiny/ha	Korunové MD/ha
RZ	7,83	28,8	57,95
VH	1,19	0,78	0,31
PH1	1,59	0,52	0,52
PH2	0,96	1,15	2,85

Tabulka 12: ANOVA testy – minimální vzdálenosti. V tabulce je uvedena průměrná vzdálenost (m) objektů s přítomností daného typu mikrostanoviště (\pm směrodatná odchylka) v daném typu porostu a případně označen statisticky významný rozdíl zjištěný analýzou variance (ANOVA) s následným post-hoc Tukeyovým testem. Symbol * indikuje statisticky významný rozdíl na hladině $p < 0,05$, ** $p < 0,01$ a *** $p < 0,001$. Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).

MS	RZ	VH	PH1	PH2
souše ***	16 \pm 13 ^a	39 \pm 34 ^b	26 \pm 23 ^{ab}	29 \pm 24 ^b
ptačí dutiny ***	19 \pm 34 ^a	87 \pm 42 ^b	92 \pm 69 ^{bc}	53 \pm 40 ^b
všechny dutiny ***	11 \pm 7 ^a	60 \pm 31 ^b	77 \pm 59 ^{bc}	51 \pm 38 ^b

hmyzí požerky ***	12 ± 9 ^a	26 ± 22 ^{ab}	55 ± 50 ^c	39 ± 48 ^{bc}
korunové MD ***	6 ± 4 ^a	108 ± 96 ^b	38 ± 36 ^c	23 ± 17 ^d
bělové dřevo ***	15 ± 13 ^a	19 ± 15 ^{ab}	26 ± 22 ^b	46 ± 30 ^d
bělové jádro ***	20 ± 13 ^a	142 ± 63 ^b	131 ± 38 ^b	90 ± 67 ^b

Tabulka 13: ANOVA testy – delaunayova triangulace. V tabulce je uvedena průměrná velikost plochy (m²) bez přítomností daného typu mikrostanoviště (± směrodatná odchylka) v daném typu porostu a případně označen statisticky významný rozdíl zjištěný analýzou variance (ANOVA) s následným post-hoc Tukeyovým testem. Symbol * indikuje statisticky významný rozdíl na hladině p < 0,05, ** p < 0,01 a *** p < 0,001. Použité zkratky a popisy mikrostanovišť jsou k nalezení v metodice (tabulka č. 1,2,3).

MS	RZ	VH	PH1	PH2
souše ***	426 ± 567 ^a	3016 ± 4203 ^b	2722 ± 5098 ^b	3983 ± 6050 ^b
ptačí dutiny ***	738 ± 1088 ^a	9391 ± 8747 ^b	8214 ± 12612 ^{bc}	5818 ± 7076 ^b
všechny dutiny ***	249 ± 309 ^a	6083 ± 6907 ^b	12299 ± 13051 ^c	5179 ± 7032 ^b
hmyzí požerky ***	281 ± 393 ^a	1987 ± 2346 ^b	7863 ± 8784 ^c	3223 ± 5924 ^b
korunové MD ***	91 ± 136 ^a	7387 ± 11091 ^b	8081 ± 13624 ^b	1646 ± 2619 ^c
bělové dřevo ***	387 ± 517 ^a	1042 ± 1397 ^{ab}	2156 ± 3448 ^b	5175 ± 10153 ^c
bělové jádro ***	625 ± 603 ^a	7847 ± 9646 ^{ab}	13740 ± 8411 ^b	8946 ± 13497 ^b

Tabulka 14: Výsledky modelů. V tabulce jsou pro skupiny mikrostanovišť uvedeny regresní koeficienty DBH a prostorové korelace a parametry pro lokality a dřeviny. A případně označen statisticky významný rozdíl. Symbol * indikuje statisticky významný rozdíl na hladině p < 0,05, ** p < 0,01 a *** p < 0,001. Zkratka n.s. indikuje statisticky neprůkazný rozdíl na hladině p > 0,05.

	souše	ptačí dutiny	všechny dutiny	hmyzí požerky	korunové MD	bělové dřevo	bělové jádro
Lokalita	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Dřevina	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
DBH	5,112/***	3,681/***	4,159 /***	3,344 /***	1,920 /***	1,003 /***	3.361/**
Prostorová korelace	8,859 /**	6,211/n.s.	8,894/***	9,202/*	5,142 /n.s.	12,842/***	4,927/n.s.