

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra ekologie lesa



**Fakulta lesnická
a dřevařská**

**Management mrtvého dřeva při asanačních těžbách
v různých typech chráněných území**

Bakalářská práce

Autor: Romana Valentová

Vedoucí práce: Ing. Vojtěch Čada, Ph. D.

2023

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Romana Valentová

Lesnictví

Ochrana a pěstování lesních ekosystémů

Název práce

Management mrtvého dřeva při asanačních těžbách v různých typech chráněných území

Název anglicky

Deadwood management during the sanitation logging in various types of conservation areas

Cíle práce

Cílem práce bude, na základě literární rešerše, provést rozbor managementových přístupů souvisejících s mrtvým dřevem v různých typech lesních chráněných územích se zaměřením na území s aktivním managementem, a také popsat významu mrtvého dřeva pro cíle ochrany přírody v těchto územích. V hlavní části práce bude cílem srovnat reálné množství a kvalitu mrtvého dřeva ponechaného k zetlení při asanačních těžbách v různých typech chráněných území (CHKO, maloplošná zvláště chráněná území – MZCHU), přičemž jako referenční bude považována situace v sousedním hospodářském lese. Předpokladem je, že v chráněném území by měly být asanační těžby prováděny šetrnějším způsobem a management by měl zohledňovat význam mrtvého dřeva pro lesní ekosystém.

Metodika

Hlavní, praktická, část práce bude založena na vlastním měření ve vybraných lokalitách různých typů zvláště chráněných území (různé typy MZCHU vně či uvnitř CHKO, různé zóny ochrany CHKO), kde dochází k asanačním zásahům proti kůrovcovitým broukům (tj. budou vyloučena bezzásahová území). Množství a struktura mrtvého dřeva bude změřena na ploše, kde došlo k asanačnímu zásahu, uvnitř a na referenční ploše mimo chráněné území (ideálně u stejného vlastníka či správce území). Získaná data budou statisticky vyhodnocena a budou srovnány odchylky v množství (případně struktuře) mrtvého dřeva ve srovnání s hospodářským lesem pro různé typy chráněných území, a případně bude testován či diskutován vliv dalších proměnných.

Harmonogram zpracování:

Květen 2022 — Zadání BP

Léto/Podzim 2022 — Studium literatury, sběr dat

Podzim 2022 — Vyhodnocení dat a sběr doplňujících dat

Prosinec 2022 — Odevzdání osnovy práce, kostry literárních zdrojů a výsledků školiteli

Zima 2022/2023 — Příprava textu BP

Březen 2023 — Konzultace finální podoby práce se školitelem

Duben 2023 — Předložení práce



Doporučený rozsah práce

30 – 40 stran

Klíčová slova

Biodiverzita, management chráněných území, biologické dědictví, přírodní disturbance, asanační těžba, ekosystémové služby.

Doporučené zdroje informací

- Bače, R., Svoboda, R., 2014. Management mrtvého dřeva v hospodářských lesích, certifikovaná metodika. Česká zemědělská univerzita v Praze.
- Doerfler, I., Müller, J., Gossner, M.M., Hofner, B., Weisser, W.W., 2017. Success of a deadwood enrichment strategy in production forests depends on stand type and management intensity. *For. Ecol. Manage.* 400:607–620.
- Hlásny, T., König, L., Krokene, P., Lindner, M., Montagné-Huck, C., Müller, J., Qin, H., Raffa, K.F., Schelhaas, M.J., Svoboda, M. and Viiri, H., 2021. Bark beetle outbreaks in Europe: State of knowledge and ways forward for management. *Current Forestry Reports*, 7:138-165.
- Kraus, D., Krumm, F., 2013. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute.
- Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H., Bouget, C., 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecol. Indic.* 11:1027-1039.
- Müller, J., Bußler, H., Goßner, M., Rettelbach, T. and Duelli, P., 2008. The European spruce bark beetle *Ips typographus* in a national park: from pest to keystone species. *Biodiversity and Conservation*, 17:2979-3001.
- Müller, J., Bütler, R., 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: A baseline for management recommendations in European forests. *Eur. J. For. Res.* 129:981-992.
- Seibold, S., Bäessler, 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. *Biol. Conserv.* 191:139-149.
- Thom, D. and Seidl, R., 2016. Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. *Biological Reviews*, 91:760-781.
- Thorn, S., Bäessler, C., Brandl, R., Burton, P.J., Cahall, R., Campbell, J.L., Castro, J., Choi, C.Y., Cobb, T., Donato, D.C., Durska, E., Fontaine, J.B., Gauthier, S., Hebert, C., Hothorn, T., Hutto, R.L., Lee, E.J., Leverkus, A.B., Lindenmayer, D.B., Obrist, M.K., Rost, J., Seibold, S., Seidl, R., Thom, D., Waldron, K., Wermelinger, B., Winter, M.B., Zmihorski, M., Müller, J., 2018. Impacts of salvage logging on biodiversity: A meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 55:279-289.

Předběžný termín obhajoby

2022/23 LS – FLD

Vedoucí práce

Ing. Vojtěch Čada, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie lesa

Elektronicky schváleno dne 23. 6. 2022

prof. Ing. Miroslav Svoboda, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 31. 8. 2022

prof. Ing. Róbert Marušák, PhD.

Děkan

V Praze dne 26. 01. 2023

1906

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci „Management mrtvého dřeva při asanačních těžbách v různých typech chráněných území“ jsem vypracovala samostatně pod vedením pana Ing. Vojtěcha Čady, Ph. D. a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 5. 4. 2023

Podpis:

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucímu mé bakalářské práce Ing. Vojtěchovi Čadovi, Ph. D. za jeho cenné rady, konzultace a vedení mé práce. Dále bych chtěla poděkovat mému příteli Zdeňkovi za pomoc a podporu při zpracování této práce. Také bych chtěla poděkovat mé rodině za podporu během celého studia.

Management mrtvého dřeva při asanačních těžbách v různých typech chráněných území

Abstrakt

Tato bakalářská práce se zabývá managementem mrtvého dřeva v chráněných územích v souvislosti s asanační těžbou stromů napadených kůrovci. Je zde podrobně popsán význam mrtvého dřeva pro lesní ekosystém. Mrtvé dřevo pozitivně ovlivňuje především biodiverzitu, lesní půdu a koloběh živin. Dále jsou zmíněny nejvýznamnější druhy kůrovců žijících na smrku a s nimi související metody asanace. Je zde rozebrán také management v souvislosti s mrtvým dřevem i asanační těžbou, a to především v chráněných územích, kde se očekává šetrnější přístup vzhledem k ochraně přírody. V praktické části byl proveden sběr dat v 10 chráněných územích v České republice, konkrétně v Pardubickém kraji a kraji Vysočina. Množství a kvalita mrtvého dřeva na výzkumných plochách o velikosti 1000 m² byla porovnána mezi zájmovou lokalitou ve vybraném chráněném území a sousedním hospodářským lesem, který sloužil jako referenční plocha. Předpokladem bylo, že v chráněných územích by měl být přístup k asanačním smrků napadených kůrovci šetrnější. Jako kategorie chráněných území byly vybrány všechny typy maloplošných chráněných území a dále II. zóny CHKO. Výsledkem je zhodnocení stavu mrtvého dřeva a jeho managementu na jednotlivých lokalitách. V chráněných územích se obecně nacházel větší objem i heterogenita mrtvého dřeva oproti lesům hospodářským. V 5 chráněných územích nebyl ovšem významný rozdíl v objemu mrtvého dřeva v porovnání s hospodářským lesem. V ostatních chráněných územích byl management šetrnější a bylo zde mrtvé dřevo v určité míře ponecháno. Na dvou lokalitách nebyl proveden zásah vůbec a byly zde ponechány plochy souší. Výskyt mrtvého dřeva je ovlivněn především managementem daného území, ale také přírodními podmínkami a historií území. V chráněných oblastech je kladen větší důraz na ponechávání mrtvého dřeva, a to i při asanační těžbě.

Klíčová slova: biodiverzita, management chráněných území, biologické dědictví, přírodní disturbance, asanační těžba, ekosystémové služby

Deadwood management during the sanitation logging in various types of conservation areas

Abstract

This bachelor thesis deals with the management of dead wood in conservation areas in relation to sanitation logging of trees attacked by bark beetles. The importance of dead wood for the forest ecosystem is described in detail. Dead wood affects primarily forest biodiversity, soil and nutrient cycling. The most common bark beetles of spruce and related sanitation methods are mentioned. Management in connection to dead wood and sanitation logging is also discussed here, especially in conservation areas, where a more gentle approach to nature conservation is expected. The practical part was the collection of data in 10 conservation areas in the Czech Republic, specifically in the Pardubice Region and the Vysočina Region. The amount and quality of dead wood in research plots of 1000 m² was compared between selected conservation area and the neighboring managed forest, which served as a reference area. The assumption was that in conservation areas the approach to sanitation of spruce trees attacked by bark beetles should be more gentle. As a category of conservation areas were chosen all types of small conservation areas and II. zones of protected landscape area. Results evaluate the state of dead wood and its management at chosen locations. In conservation areas, there was a greater volume and heterogeneity of dead wood compared to managed forests. In 5 conservation areas, there was no meaningful difference in the volume of dead wood compared to managed forest. In the other conservation areas, management was more gentle and sufficient dead wood was left. In some of them, no-intervention management was performed towards bark-beetle affected trees and standing trunks were left there. The occurrence of dead wood is mainly influenced by the management of the area, but also by natural conditions and history. In conservation areas, dead wood retention, even during sanitation logging, is emphasized.

Key words: biodiversity, management of conservation areas, biological heritage, natural disturbance, sanitation logging, ecosystem services

Obsah

1. Úvod	11
2. Cíl práce.....	12
3. Literární rešerše	13
3.1. Mrtvé dřevo	13
3.1.1. Význam mrtvého dřeva pro biodiverzitu	13
3.1.2. Vliv mrtvého dřeva na koloběh živin.....	16
3.1.3. Vliv mrtvého dřeva na lesní půdu	17
3.1.4. Vliv mrtvého dřeva na rekreační hodnoty lesa	17
3.2. Nahodilá těžba	18
3.2.1. Smrk ztepilý (<i>Picea abies</i>).....	19
3.2.2. Kůrovci (<i>Scolytinae</i>).....	19
3.2.3. Asanace kůrovců	22
3.3. Management chráněných území	25
3.3.1. Management mrtvého dřeva v chráněných územích	25
3.3.2. Management chráněných území z hlediska gradací kůrovců.....	28
4. Metodika	30
4.1. Výběr lokalit	30
4.2. Sběr dat	31
4.3. Vyhodnocení dat	32
5. Výsledky	33
5.1. Vyhodnocení naměřených dat	33
5.2. Porovnání managementu dle plánu péče	37
6. Diskuze	41
7. Závěr.....	44
8. Seznam literatury	45

1. Úvod

Mrtvé dřevo je významnou a nepostradatelnou součástí všech lesních ekosystémů. Právě pro správné fungování a vývoj lesů jsou důležité, kromě stromů živých, i ty neživé. Největší význam má mrtvé dřevo pro zachování biodiverzity lesů. Často je objem mrtvého dřeva využíván jako indikátor biologické rozmanitosti lesů, a to nejen v České republice, ale i v celé Evropě (Lassauce et al. 2011). Saproxylické organismy, které jsou přímo či nepřímo závislé na odumírajícím či mrtvém dřevě, jsou citlivou a často zkoumanou skupinou organismů, a také dobrým indikátorem biodiverzity lesa (Seibold et al. 2015). Kromě významu pro biodiverzitu má mrtvé dřevo i další významy, slouží jako substrát semenáčků různých dřevin, jako přírodní hnojivo a má půdoochrannou funkci (Bače, Svoboda 2016).

V dnešní době se jedná o velmi diskutované téma, jelikož v mnoha lesích, i přes jeho velký význam, není mrtvé dřevo ponecháváno v dostatečném množství, či chybí úplně. Jde především o hospodářské lesy, kde se oproti lesům ochranným a lesům zvláštního určení, nachází nejméně mrtvého dřeva (Kučera 2012). Množství mrtvého dřeva v lese bývá nejvíce ohroženo těžbou, jelikož právě během těžby bývá z lesa vyvážena veškerá dřevní masa (Siitonen 2001).

V současnosti je ve velké míře prováděna asanační těžba stromů napadených kůrovci, kteří se v České republice v posledních letech značně rozšířili. Jedná se o hmyz z podčeledi kůrovci (*Scolytinae*), konkrétně je nejhojnějším druhem lýkožrout smrkový (*Ips typographus*), který napadá vzrostlé smrkové porosty. Právě preference tohoto druhu vůči vzrostlým smrkům má, nejen, ekonomický dopad (Muller et al. 2008). Jeden z důvodů gradace tohoto druhu je klimatická změna, která oslabuje smrky. Jde především o rostoucí průměrné teploty a zvyšující se frekvence sucha. Předpokládá se, že v nadcházejících desetiletích se v Evropě bude zvyšovat rozsah disturbancí způsobených kůrovcem (Hlásný et al. 2021).

Způsob provedení asanační těžby bývá ovlivněn managementem daného území. Především v hospodářských lesích, ale i v chráněných územích, se obvykle asanační těžba provádí včas, aby se zabránilo rozšíření daného druhu kůrovce. Z ekonomického a produkčního hlediska se tak ochrání zbývající, zatím nenapadená, část porostu. Asanační těžba v chráněných územích ovšem vždy nebývá v souladu s cíli ochrany,

a jsou potřeba změny pro podporu biodiverzity, jako je ponechávání mrtvého dřeva (Thorn et al. 2017). V chráněných územích by měl mít management šetrnější přístup k asanační těžbě, protože primárním účelem těchto území je zachování biologické rozmanitosti, a nikoliv ochrana hospodářských zájmů a produkce dřeva. Na mrtvé dřevo je vázáno značné množství organismů, a proto se objem mrtvého dřeva stává jedním z cílů lesního hospodářství, především v chráněných územích, ale již se tento trend pomalu rozšiřuje, i když v menší míře, do hospodářských lesů (Lassauce et al. 2011).

2. Cíl práce

Cílem této práce je, na základě literární rešerše, provést rozbor managementových přístupů souvisejících s mrtvým dřevem v různých typech lesních chráněných území se zaměřením na území s aktivním managementem. Dále popsat význam mrtvého dřeva pro cíle ochrany přírody, mimo jiné, i v souvislosti s asanační těžbou stromů napadených kůrovci.

V hlavní části práce je cílem srovnat reálné množství a kvalitu mrtvého dřeva ponechaného k zetlení při asanačních těžbách v různých typech chráněných území (CHKO – chráněné krajinné oblasti, MZCHÚ – maloplošná zvláště chráněná území), přičemž jako referenční bude považována situace v blízkém hospodářském lese, kde se taktéž vyskytli kůrovci. Předpokladem je, že v chráněném území by měly být asanační těžby prováděny šetrnějším způsobem, management by měl zohledňovat význam mrtvého dřeva pro lesní ekosystém, a proto by zde mělo být ponecháno výrazně větší množství mrtvého dřeva než v běžných hospodářských lesích.

3. Literární rešerše

3.1. Mrtvé dřevo

Pod termínem mrtvé dřevo si lze představit odumřelé části stromů nebo odumřelé celé stromy, ať už ve formě dřeva stojícího či ležícího (Bače 2016). Obvykle je mrtvé dřevo kategorizováno jako souše, vývraty, pahýly, ležící kmeny či jeho fragmenty (Rathmann et al. 2020). Tento dřevní materiál se v lese nachází z důvodu úhynu stromů či jejich částí. Přítomnost, množství a také prostorové uspořádání mrtvého dřeva v lese je ovlivněno dřevinnou skladbou, historickým vývojem a způsobem hospodaření (Merganič et al. 2022). Mrtvé dřevo má velký význam pro poskytování ekosystémových služeb. Má vliv především na biodiverzitu lesů, je v něm uložen uhlík a další živiny, má také vliv na rekreační a estetické funkce lesa (Alberdi et al. 2020). Objem mrtvého dřeva a početnost velkých kusů se obecně používají pro hodnocení kvality různých typů lesních stanovišť (Bujoczek et al. 2020). Právě intenzita a způsob obhospodařování daného lesa ovlivňují nejen kvantitu, ale i kvalitu mrtvého dřeva na dané lokalitě (Paletto et al. 2014).

V současné době obecně platí, že v přísně chráněných oblastech se nachází více mrtvého dřeva než v lesích s aktivní ochranou. Přísná ochrana představuje absenci lidského zásahu na daném území. Lesy s aktivní ochranou mohou být ovlivňovány v závislosti na hlavním cíli ochrany daného území (Bujoczek et al. 2021). Ovšem v lesích s aktivní ochranou se nachází stále více mrtvého dřeva než v lesích hospodářských, kde je ho většinou nedostatek. Proto je potřeba právě v hospodářských lesích úmyslně a plánovaně zvyšovat množství mrtvého dřeva (Bujoczek et al. 2020). Ponechávání dřeva v lese k zetlení přímo souvisí s intenzitou těžby, jelikož objem vytěženého dřeva z lesa snižuje zásoby mrtvého dřeva. Naopak dřevo, které se v lese ponechá k zetlení, snižuje z ekonomického hlediska výnosnost těžby v daném porostu (Siitonen 2001).

3.1.1. Význam mrtvého dřeva pro biodiverzitu

V současné době představuje pokles biologické rozmanitosti jeden z hlavních problémů ochrany životního prostředí (Bujoczek et al. 2020). V rámci všech lesů Evropy je pouze 10% z nich definováno jako chráněné s cílem zachování biodiverzity

(Forest-Europe et al. 2011). Jedná se o důležitý aspekt, jelikož okolo 25% druhů, které se nacházejí v lese, jsou buď striktně či fakultativně vázány na mrtvé dřevo a často tyto druhy patří mezi nejohroženější organismy evropských lesních ekosystémů mírného pásma (Bütler et al. 2013). V některých studiích může být ovšem tento počet druhů podhodnocen, jelikož často bývají do studie zahrnovány pouze organismy definované jako striktně vázané na mrtvé dřevo a organismy, které se na mrtvé dřevo vážou fakultativně, tedy nejsou přímo závislé, ale prosperují z něj, nebývají do studií vždy zahrnovány (Graf et al. 2022).

Saproxylické organismy, tedy ty, které se vážou na mrtvé dřevo, zahrnují především bakterie, dřevokazné houby, lišejníky, mechorosty, bezobratlé a obratlovce (Moreira-Arce et al. 2021). Ze skupiny saproxylických organismů představují brouci jednu z nejbohatších a nejrozmanitějších skupin, které jsou v lesním ekosystému ohroženy (Karpiński et al. 2021).

Jedna z hlavních příčin, proč v lesním prostředí dochází k úbytku biodiverzity, je těžba dřeva (Pohjanmies et al. 2019). Lesní hospodářství má vliv na množství mrtvého dřeva v lese, což ohrožuje diverzitu saproxylických organismů. Proto je potřeba mrtvé dřevo v lese udržovat či ho s ním dokonce aktivně obohacovat (Uhl et al. 2022). Bylo prokázáno, že v lesích, kde management aktivně obohacoval ekosystém mrtvým dřevem, byla zvýšena biodiverzita organismů oproti stavu předtím (Roth et al. 2019). To lze provést například vytvářením vysokých pařezů, ponecháváním těžebních zbytků, celých klád či souší během těžebních operací, transportem mrtvého dřeva z jiných lokalit či úmyslným poškozováním stromů (Bernes et al. 2015).

Pro zachování úrovně biodiverzity v lese se doporučují prahové hodnoty objemu mrtvého dřeva, a to v rozmezí minimálně 20-60 m³/ha (Müller et al. 2015). Objem mrtvého dřeva v hospodářských lesích se většinou této hodnotě ani nepřibližuje, kdežto v chráněných územích, jako jsou národní parky a přírodní rezervace, je vyšší pravděpodobnost dosažení této prahové hodnoty mrtvého dřeva díky přísné či aktivní ochraně (Bujoczek et al. 2020). Národní parky a přírodní rezervace slouží v přírodě jako rezervoár mrtvého dřeva. Potenciál přírodních rezervací z hlediska biologické rozmanitosti může být občas přehlížen, nejspíše kvůli jejich malé velikosti. Důležité ovšem je, že právě rezervace jsou v Evropě poměrně četné a mohou hrát důležitou roli jako stanoviště pro saproxylické organismy (Karpiński et al. 2021). Vyšší množství těchto organismů se také nachází v recentních holinách, kam po těžbě migrují na osluněné dřevní kusy, ale tento jev je spíše přechodný a z dlouhodobého hlediska

zachování biodiverzity ne příliš významný. Mrtvé dřevo na holinách využívají především saproxylické organismy, které jsou na mrtvé dřevo vázané jen fakultativně. Organismy striktně vázané na mrtvé dřevo vyžadují přítomnost mrtvého dřeva v dlouhodobém časovém měřítku, které se v případě recentních holin nevyskytuje (Jacobsen et al. 2020).

Existuje pozitivní korelace mezi objemem mrtvého dřeva v lese a biodiverzitou, jak z hlediska počtu druhů saproxylických organismů, tak z hlediska početnosti populace v rámci druhu (Karpiński et al. 2021). Kvantita, tedy objem mrtvého dřeva, ovšem nezbytně nezaručuje vysokou biodiverzitu. Pro většinu organismů je důležitá i kvalita mrtvého dřeva (Bujoczek, Bujoczek 2022). Doporučuje se vysoká strukturální heterogenita mrtvého dřeva jako nástroj pro zachování vyšší biologické rozmanitosti saproxylických organismů, především brouků a hub (Uhl et al. 2022). Pod kvalitou si lze představit specifické charakteristiky mrtvého dřeva jako je druh dřeviny, typ mrtvého dřeva (souše, ležící dřevo, pařez), stádium rozkladu či průměr. Každý organismus přitom bude mít rozdílné požadavky na kvalitativní charakteristiky mrtvého dřeva, proto je heterogenita mrtvého dřeva důležitá pro celkovou biodiverzitu (Horák et al. 2016).

Na každý druh dřeviny se vážou některé ze saproxylických organismů. V našich podmínkách jsou nejvýznamnější duby (*Quercus sp.*) (Bače, Svoboda 2016), které, mimo jiné, díky své dlouhověkosti a růstové schopnosti dosahují velkých rozměrů (Krása 2015). Mezi další významné listnaté dřeviny, jakožto hostitelé saproxylických organismů, patří například buk (*Fagus sp.*), habr (*Carpinus sp.*), topol (*Populus sp.*) či také lípa (*Tilia sp.*). Mezi jehličnatými dřevinami vynikl smrk ztepilý (*Picea abies*), který přitahoval nejvíce saproxylických organismů. Významné jsou také kombinace druhů dřevin, které zvyšují potenciální biodiverzitu (Gossner et al. 2016).

Kromě dřeviny ovlivňuje početnost saproxylických organismů také stádium rozkladu dřeva, jelikož během tohoto procesu se mění chemické a fyzikální vlastnosti dřeva a některé organismy preferují pouze určitou fází tohoto procesu (Kahl et al. 2017). Některé druhy saproxylického hmyzu kolonizují mrtvé dřevo intenzivněji v počáteční fázi rozkladu (Lassauce et al. 2012). Rychlost rozkladu dřeva je řízena klimatickými podmínkami, zejména kombinací teplot a srážek, a také aktivitou rozkradačů. Bylo zjištěno, že k nejrychlejšímu rozkladu dřeva dochází při vyšších teplotách a zároveň vyšším úhrnu srážek. Srážky ale negativně ovlivňují rychlost rozkladu při nízkých teplotách (Seibold et al. 2021). Rychlejší rozklad dřeva byl také

zaznamenán u ležícího dřeva než u stojících souší, nejspíše z důvodů kontaktu ležícího dřeva s půdou (Fridman, Walheim 2000). V souvislosti s klimatickými podmínkami také platí, že se zvyšuje biodiverzita saproxylických organismů, pokud je dřevo vystaveno slunci a naopak ve stinných podmínkách se biodiverzita snižuje (Vogel et al. 2020).

Typ mrtvého dřeva také ovlivňuje početnost saproxylických organismů. Vyšší počet saproxylických brouků se nachází v kmenech, než v ostatních typech mrtvého dřeva (Uhl et al. 2022). Velká část organismů také preferuje kmeny velkých rozměrů (Kunttu et al. 2020). Například mnoho druhů ptáků osidluje dutiny velkých mrtvých stromů (Bonaparte et al. 2020). Mrtvé dřevo je tedy dobrým indikátorem kvality biotopu saproxylických organismů a je dobře využitelné pro hodnocení managementu lesa z hlediska biodiverzity (Crecente-Campo et al 2016).

3.1.2. Vliv mrtvého dřeva na koloběh živin

Lesy jsou významnou zásobárnou uhlíku. Ukládání a uvolňování uhlíku je ovlivněno klimatickou změnou, která, mimo jiné, způsobuje úmrtnost stromů (Seidl et al. 2017). Celosvětově je v mrtvém dřevě uloženo přibližně 8% z celkového množství uhlíku uloženého v lese (Pan et al. 2011). To je zásadní pro tok uhlíku z živé biomasy do atmosféry nebo do jiné zásobárny, jako je lesní půda (Moreno-Fernández et al. 2015). Kromě uhlíku je mrtvé dřevo zásobárnou i dalších makroprvků, jako je dusík, draslík, hořčík, vápník či fosfor (Piaszczyk et al. 2019).

V počáteční fázi rozkladu dřeva je obsah dusíku nízký, obvykle méně než 1% (Tláškal et al. 2017). Proto je dřevo oproti jiným organickým materiálům hůře rozložitelné (Weedon et al. 2009). Pro rozklad dřeva jsou důležité mikroorganismy, jelikož díky enzymům dokážou degradovat složité a odolné rostlinné polymery (Tláškal et al. 2021). V průběhu rozkladu se množství dusíku zvyšuje díky dřevokazným houbám a bakteriím, které přispívají k rozkladu dřeva. Způsobují, že uhlík ubývá procesem dýchání, ale zároveň se zvyšuje podíl dalších prvků (Baldrian et al. 2016). Některé bakterie navíc fixují atmosférický dusík, což přispívá ke zvýšení dusíku v mrtvém dřevě (Brunner, Kimmins 2003). Kromě toho se dusík může do dřeva transportovat přes mycelium dřevokazných hub (Philpott et al. 2014). V boreálním lese, kde je nízká zásoba dusíku, může ponechávání mrtvého dřeva přispět k lepšímu nutričnímu stavu a úrodnosti lesní půdy (Tláškal et al. 2021). Obecně lze konstatovat, že

ležící mrtvé dřevo obohacuje lesní půdu minerálními látkami, které se do ní, díky kontaktu dřeva s půdou, dostávají během procesu rozkladu dřeva (Piaszczyk et al. 2019).

3.1.3. Vliv mrtvého dřeva na lesní půdu

Mrtvé dřevo má významný vliv na lesní půdu. Organická hmota, která se uvolňuje ze dřeva při jeho rozkladu, a následně proniká do půdy, mění její fyzikální vlastnosti (Piaszczyk et al. 2019). Schopnost půdy zadržovat vodu je právě ovlivněna mrtvým dřevem (Stutz et al. 2019). Porézní struktura dřeva umožňuje zadržovat významné množství vody (Piaszczyk et al. 2019). Tato vlastnost je důležitá zejména v období sucha, kdy je zadržování vody důležité pro ekosystém (Merganič et al. 2022).

Další významná funkce mrtvého dřeva je ochrana proti erozi. Ležící mrtvé dřevo ochraňuje lesní půdu jak před vodní, tak větrnou erozí (Hartanto et al. 2003). V horských oblastech může dokonce zabránit pádu lavin a kusů skal (Kupferschmid Albisetti et al. 2003) či obecně stabilizovat svah. Odumřelé kusy dřeva mohou mít také vliv na malé vodní toky (Stevens et al. 1997).

Díky uvolňování prvků slouží mrtvé dřevo také jako přírodní hnojivo (Holub et al. 2001). Je to také důležitý substrát pro semenáčky během obnovy lesa (Lonsdale et al. 2008). Zejména v horských podmínkách vytváří mrtvé dřevo vhodné podmínky pro přirozenou obnovu lesa (Konôpka et al. 2021). Například pro semenáčky smrku vzniká nejlepší substrát ze smrkového dřeva po zhruba 30-60 letech rozkladu (Zielonka 2006).

3.1.4. Vliv mrtvého dřeva na rekreační hodnoty lesa

Jelikož les poskytuje řadu ekosystémových služeb (Merganič et al. 2022), hraje mrtvé dřevo důležitou roli také z pohledu estetiky a rekreace lidí (Alberdi et al. 2020). Lesy slouží jako venkovní rekreace pro lidi, kde se můžou oprostít od stresu, a užít si klid přírody (Ohe et al. 2017). Proto je také důležitý estetický vzhled lesa, který je ovlivněn lesním hospodářstvím a má vliv na intenzitu rekreace (Nielsen et al. 2007). Studie v Národním parku Bavorský les v Německu ukazuje, že mrtvé dřevo je zde druhým nejfotografovanějším aspektem návštěvníků a lidé si mrtvé dřevo spojují s pozitivním vnímáním lesa. Pozitivní vnímání mrtvého dřeva z pohledu rekreatantů tedy

naznačuje, že se může management zaměřit na zvyšování mrtvého dřeva v lese z ekologického hlediska a lze mrtvé dřevo akumulovat i v často navštěvovaných lokalitách (Rathmann et al. 2020).

3.2. Nahodilá těžba

Nahodilá těžba je typ těžby, která se uplatňuje po přírodních disturbancích (Leverkus et al. 2021). Hlavními disturbancemi, tedy narušeními, mírných a boreálních lesů jsou požáry, vichřice a výskyt hmyzích škůdců (Johnstone et al. 2016). Po takovém narušení může vzniknout v lese velké množství mrtvého dřeva (Garbarino et al. 2015). Během nahodilé těžby bývá z lesa vytěženo vzniklé mrtvé dřevo (Basile et al. 2023). Právě nahodilá těžba snižuje množství mrtvého dřeva v lese, a i přes tento negativní vliv na biologickou rozmanitost, je v širokém měřítku používána (Müller et al. 2019). Do značné míry je nahodilá těžba používána pro snížení ekonomických ztrát, ke kterým kvůli disturbancím došlo. V současné době je zvláštním případem asanační těžba dřeva, které je napadené škůdci. V mnoha zemích, včetně České republiky, je dokonce i povinná, a to z důvodu zamezení šíření ohnisek škůdců a jejich nekončící poškozování stromů (Basile et al. 2023).

V případě napadení porostu hmyzími škůdci snižuje asanační těžba riziko jejich přemnožení, účinná je především při nízké populační hustotě brouků. Nejúčinnější je odstranění všech napadených stromů, což může být po velkých a rozsáhlých disturbancích obtížné. Pokud je cílem asanační těžby utlumit budoucí ohniska kůrovců, je potřeba asanovat alespoň 95% poškozených stromů (Dobor et al. 2019). Účinnost asanační těžby klesá, pokud dosáhne populace brouků kalamitního stavu. Zabránění rozšíření ohniska výskytu je ovlivněno regionálními faktory v měřítku krajiny (Jacobsen et al. 2020). Podle Seidla et al. (2016) klesá účinnost asanační těžby se změnou klimatu, jelikož oteplování urychluje vývoj brouků, a tím se zvětšuje populace brouků.

Asanační těžba by měla být pečlivě naplánovaná, jelikož ovlivňuje dostupnost mrtvého dřeva, a pokud možno se jí v chráněných územích co nejvíce vyvarovat (Basile et al. 2023). Müller et al. (2008) uvádí, že je věnována velká pozornost stavu kůrovců v oblastech s cílem ochrany přírody a biologické rozmanitosti. Podle Müllera et al. (2019) je asanační těžba v chráněných oblastech stále intenzivně aplikována, bez ohledu na zachování dostatku mrtvého dřeva (Thorn et al. 2020). V chráněných oblastech není

napadení stromů kůrovci bráno tak negativně, jako v lesích hospodářských, jelikož přispívá k fungování ekosystému a zvyšuje heterogenitu stromů (Seidl et al. 2016). Obecně má výskyt kůrovců pozitivní vliv na biologickou rozmanitost, která bývá v chráněných oblastech prioritou (Thorn et al. 2019).

3.2.1. Smrk ztepilý (*Picea abies*)

Původně v lesích v České republice dominovaly listnaté dřeviny a jedle. Od konce 18. století začala být dřevinná skladba přeměňována na převahu jehličnatých dřevin, které jsou produktivnější. Ve velké míře se vysazoval především smrk ztepilý (*Picea abies*) a borovice lesní (*Pinus sylvestris*). V současné době tvoří smrk asi 25% porostů v Evropě (Hlásný et al. 2021). V České republice tvoří smrk 48% z druhové skladby všech lesů (Ministerstvo zemědělství 2021).

Vzniklé smrkové monokultury přinesly kromě pěstebních pozitiv také řadu problémů. Umělé rozšíření smrku v Evropě, mimo jeho přirozený areál, který je spíše v horských a severských oblastech, snížilo jeho rezistenci vůči abiotickým i biotickým činitelům (Klím, Kulhavý 1999). Mimo svůj přirozený areál vykazoval smrk 7x větší poškození než v lesích jeho historického areálu (Marini et al. 2012). Smrk oslabený suchem je poté náchylnější k napadení kůrovci (Seidl et al. 2016). Od 80. let 20. století je pozorován úbytek smrku ztepilého (Staniaszek-Kik et al. 2019). Z důvodu ochrany přírody a zvýšení stability lesů je v posledních desetiletích snaha zvyšovat podíl listnatých dřevin (Gossner et al. 2013).

3.2.2. Kůrovci (*Scolytinae*)

Podčeleď kůrovci (*Scolytinae*) – patřící do řádu brouci (*Coleoptera*), čeledi nosatcovití (*Curculionidae*), jsou brouci, kteří se vyvíjejí pod kůrou stromů, většina z nich ve floému, někteří v xylému (Lubojacký et al. 2019). Patří v současné době mezi nejvýznamnější biotické činitele lesů na celém světě (Anderegg et al. 2015). Dospělci i larvy svým požíváním floému nevratně poškozují vodivá pletiva stromu, což vede až k jeho úhynu (Lubojacký et al. 2019). V Evropě jsou to významní hmyzí škůdci, jejichž poškozování lesních ekosystémů v posledních letech stále graduje. Jejich zvyšující se výskyt je vyvolán do značné míry stavem lesů, které tvoří z velké části starší, méně

odolné smrkové monokultury, které jsou pro kůrovce atraktivní (Seidl et al. 2014).

Ačkoliv jsou kůrovci často spojováni především s jehličnatými dřevinami, existuje i řada druhů vyskytujících se také na listnatých dřevinách. Téměř na každou dřevinu je vázán některý druh brouka z podčeledi kůrovci.

V Česku můžeme najít asi 120 druhů kůrovců (Nachlingerová 2021). S ohledem na současný kalamitní stav některých druhů kůrovců je potřeba zmínit ty druhy, které jsou nejhojnější a nejškodlivější. Přítomnost kůrovců nemusí ihned znamenat kalamitu, při nízké populační hustotě jsou běžnou součástí lesa. Dle vyhlášky č. 101/1996 v aktuálním znění se rozděluje hustota populace škůdců na základní, zvýšený a kalamitní stav. Kalamitní stav je takový stav hustoty populace, který vede ke vzniku hospodářsky významných škod na lesních porostech. V této vyhlášce je rovněž uveden výčet tzv. kalamitních škůdců, z nichž jsou 3 z podčeledi kůrovci. Konkrétně jde o lýkožrouta smrkového (*Ips typographus*), lýkožrouta lesklého (*Pityogenes chalcographus*) a lýkožrouta severského (*Ips duplicatus*). Schroeder, Coboş (2017) uvádějí, že nejvýznamnějším škůdcem smrku ztepilého je lýkožrout smrkový, který v Evropě poškozují miliony stromů. Objem vytěženého kůrovcového smrkového dříví v České republice čítá za rok 2021 14,2 mil. m³ (Ministerstvo zemědělství 2021). Tento stav je vyvolaný vysokým podílem smrku, který je pěstován v holosečně obhospodařovaných monokulturách, které jsou oslabené změnou klimatu, jako jsou vysoké teploty a dlouhotrvající sucha (Marini et al. 2017). Vysoké teploty obecně urychlují vývoj kůrovců, zvyšuje se tak početnost populace, a tím je větší pravděpodobnost náletu i na zdravé stojící stromy. Při nižší populační hustotě preferují kůrovci oslabené stromy (Marini et al. 2012).

3.2.2.1. Lýkožrout smrkový (*Ips typographus*)

Lýkožrout smrkový je tmavě hnědý až černý brouk o velikosti 4,2 – 5,5 mm. Jeho vývojový cyklus počíná vajíčkem, přes larvu, kuklu až po dospělého jedince probíhá v lýku stromu (Lubojacký et al. 2019). Předpokládá se, že u nás se původně vyskytoval pouze v horských oblastech s nadmořskou výškou nad 800 metrů. Teprve během 2. světové války se rozšířil i do nižších poloh, kde způsobil v 50. letech 20. století první kůrovcovou kalamitu. V dnešní době je rozšířen prakticky po celé republice ve všech nadmořských výškách až po horní hranici lesa. Jedná se o typického sekundárního škůdce. To znamená, že primárně napadá jen odumírající a oslabené

stromy. Jeho přemnožení vedlo až k tomu, že kvůli vysoké hustotě populace v současnosti nalétává i na zdravé stromy. (Zahradník, Geráková 2010). Pokud je hustota populace nízká, napadá lýkožrout smrkový víceméně pouze vývraty a jiné oslabené či umírající smrky (Krokene 2015). V případě velkého množství oslabených stromů roste i populace a reprodukce kůrovců, což může vést ke kolonizaci a usmrcování zdravých stojících stromů (Marini et al. 2017).

Lýkožrout smrkový mívá ve střední Evropě dvě generace do roka v nižších nadmořských výškách a jednu generaci do roka v horských oblastech. V případě dvou generací ročně se jedná o tzv. jarní a letní rojení. Jarní rojení probíhá na přelomu měsíce dubna a května, letní rojení probíhá zhruba od poloviny června do srpna.

Nálet na strom začíná sameček, který následně pomocí agregačních feromonů přiláká hromadně ostatní brouky. Při páření na jednoho samečka připadají až tři samičky. Každá samička si vyhlodá vlastní matečnou chodbu, do které klade vajíčka. Celkový vývoj trvá 6 až 10 týdnů. Lýkožrout smrkový obsazuje kmen smrku, neobsazená zůstává jen vrcholová část kmene <10 cm a případně i oddenková část. Obecně nalétává zejména do porostů starších než 60. let. První nalétává na porostní stěny. Při zvýšeném a kalamitním stavu pokračuje dál a tudíž ho najdeme i uvnitř porostu (Zahradník, Geráková 2010).

3.2.2.2. Lýkožrout lesklý (*Pityogenes chalcographus*)

Lýkožrout lesklý je tmavě hnědý až černý brouk o velikosti 1,6 – 2,8 mm. Je rozšířen po celé Evropě ve všech nadmořských výškách. Jedná se taktéž o sekundárního škůdce, který napadá primárně oslabené a odumírající stromy. Při přemnožení může obsadit i zdravý strom. Nalétá na stromy se slabší kůrou, tedy do mlazin, tyčkovin a tyčovin. Ve starších porostech obsazuje vrchol stromu, kde je slabší kůra. Nejčastěji obsazovanou dřevinou je smrk ztepilý, ale můžeme ho nalézt i na jiných jehličnanech, především na modřínu opadavém (*Larix decidua*), ale také na borovici (*Pinus sp.*). Jeho vývojový cyklus a způsob náletu na strom je v podstatě totožný s lýkožroutem smrkovým. Na jednoho samečka připadá ovšem až šest samiček. Taktéž má obvykle dvě generace do roka (Zahradník 2007).

3.2.2.3. Lýkožrout severský (*Ips duplicatus*)

Lýkožrout severský je tmavě hnědý až černý brouk o velikosti 2,8 – 4,5 mm. Dříve nebyl v Evropě považován za nebezpečný druh, který by mohl působit významnější hospodářské škody. Jeho první přemnožení bylo zaznamenáno v Polsku, v České republice až na začátku 90. let 20. století, a to na Moravě a ve Slezsku. V současné době se již vyskytuje po celé republice, nicméně především do nadmořské výšky 600 m. n. m. Ve vyšších polohách byl zaznamenán velmi ojediněle. Po této gradaci byl taktéž zařazen mezi potenciální kalamitní škůdce.

Nejčastěji napadá smrky starší než 40. let. Obsazuje vrcholy stromů nebo silné větve. Výjimečně je možné ho najít také na borovici. Lýkožrouta severského můžeme často najít na smrku společně s lýkožroutem smrkovým a lýkožroutem menším (*Ips amitinus*). Vývojový cyklus a nálet na strom je téměř totožný s lýkožroutem smrkovým. Lýkožrout severský mívá až tři generace do roka. Zabraňování přemnožení tohoto druhu je ovšem složité, jelikož napadá stromy v porostu jednotlivě a nevytváří typická kůrovcová kola (Knižek, Holuša 2007).

3.2.3. Asanace kůrovců

Ochrana lesa před škodlivými činiteli je řešena v legislativě. Lesní zákon č. 289/1995 Sb. obsahuje přímo paragraf o ochraně lesa. Dle tohoto zákona je každý vlastník lesa povinen vykonávat taková opatření, kterými bude předcházet a zabraňovat působení škodlivých činitelů. Jde o zajištění a evidenci výskytu a také rozsahu škodlivých činitelů a jimi způsobených škod. Při významném zvýšení výskytu těchto činitelů je vlastník lesa povinen neprodleně tuto skutečnost oznámit místně příslušnému orgánu státní správy lesů. Dále je vlastník povinen provádět také preventivní opatření proti vývoji, šíření a přemnožení škodlivých organismů. Pokud dojde ke vzniku mimořádné okolnosti a nepředvídaných škod v lese, jakým je například přemnožení škůdců, musí vlastník lesa neodkladně činit taková opatření, která zabrání dalším škodám a zmírní jejich dopad.

Z toho vyplývá, že problematika tzv. kalamitních škůdců je v hospodářských lesích ošetřena. Nejen pomocí obranných, ale také preventivních opatření. Při základním či zvýšeném stavu se kontroluje stav kůrovce pochůzkami, feromonovými lapači a lapáky. Při kalamitním stavu se již klasická kontrola kůrovce neprovádí

a přistupuje se rovnou k obranným opatřením. Aby byla obrana účinná, je potřeba dodržovat tři základní principy. Prvním důležitým krokem je včasné zpracování dříví, které je pro kůrovce atraktivní a umožňuje jim se množit. Jde především o vývraty a těžební zbytky. Dalším krokem je identifikace stromů napadených kůrovcem a jejich účinná a především včasná asanace. Poté je potřeba hubit kůrovce v ohnisku jejich žirů a na jiných ohrožených místech. To se obvykle provádí lapáky, otrávenými lapáky a feromonovými lapači (Zahradník, Geráková 2010).

Lýkožroutem napadané stromy je nutné bezodkladně pokácet, a to ještě před tím, než vylíhnutí brouci opustí kmen. Pokácené stromy musí být včas správně asanovány. To znamená, že se musí zabránit vývoji a výletu nové generace. Samotné vytěžení kůrovcové dříví z lesa není ovšem považováno za asanační metodu. Výjimkou je kalamitní stav, kdy je akceptovatelný rychlý odvoz dříví z lesa a provedení asanace až u zpracovatele (Lubojacký et al. 2019).

Asanaci kůrovce lze provádět mechanicky či chemicky. Mechanická asanace spočívá v odkornění hroubí, spálením nehroubí či štěpkování. Tento typ asanace je účinný ovšem pouze do stádia larvy kůrovce, pokud se již objeví stádium kukly či vylíhnutého jedince, mechanická asanace v podstatě ztrácí smysl (Zahradník 2007). Odkornění se provádí buď u ležícího kmene či stojícího stromu. Tento úkon se vykonává strojně či ručně. Na ruční odkornění existují speciální ruční škrabáky kůry. Strojní odkornění se provádí hlavicí na těžebním stroji jako je například harvestor nebo mobilní odkorňovač (Lubojacký et al. 2019). Alternativou strojního odkornění je použití vhodného adaptéru na jednomužné motorové pile (Zahradník, Geráková 2010). Možným alternativním způsobem je také drážkování, kdy je kůra ze stromu odstraňována v pruzích a není odkorněn celý kmen. Drážky musí zasahovat až do dřeva, aby kůrvec nemohl překonat tuto překážku do vedlejšího pruhu s kůrou (Holuša et al. 2021). Účinné je také pálení nehroubí, během kterého lze spálit i odkorněnou kůru. Dřevo lze jako způsob mechanické asanace také rozštěpovat, kdy se zvyšuje účinnost se snižující se velikostí vzniklé štěpky (Zahradník 2007).

Pokud se v lýku již nacházejí kukly nebo dokonce vylíhnutí brouci, je účinnější použít chemickou asanaci. Pro tento typ asanace se mohou použít pouze schválené přípravky k tomu určené, jejich výčet nalezneme v seznamu povolených přípravků na ochranu lese, který spravuje Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti (Zahradník, Geráková 2010).

Při použití těchto chemických přípravků musí mít osoba osvědčení o odborné

způsobnosti pro nakládání s těmito přípravky (Lubojacký et al. 2019). Chemickou asanací se rozumí postřik kůrovce dříví insekticidy. Brouci se kontaminují a uhynou při požívání kůry, která je právě postříkaná insekticidem, když se prozírají přes kůru z lýka ven. Tento typ asanace lze začít aplikovat již po náletu kůrovce na strom. Pokud se dodrží předepsaný postup a stanovené doby pro aplikaci postřiku, je insekticid účinný alespoň 8 týdnů. Aplikace postřiku musí být na suchou kůru a nesmí v následujících hodinách po postřiku začít pršet.

Doprovodným prvkem k hubení kůrovce při asanaci jsou obranná opatření, jako je lapák, feromonový lapač a otrávený lapák. Tyto prvky slouží k odchytku kůrovce a je potřeba je v porostu vhodně rozmístit. Jejich účinnost je brána jako rovnocenná. Množství těchto prvků umístěných do lesa během jarního rojení se stanovuje podle kalamitního základu. To je objem kůrovce dříví z období 1. srpna – 31. března. Počet odchytkových zařízení se rovná počtu včas zpracovaného kůrovce dříví v poměru 1:10, a v případě pozdě zpracovaného kůrovce dříví v poměru 1:1.

Lapák je pokácený odvětvený zdravý smrk o minimální tloušťce 20 cm. Pokrývá se větvemi, aby atraktivita pro kůrovce déle vydržela. Je vhodné připravit lapáky ještě před začátkem rojení kůrovce. Pokud je lapák plně obsazený, je nutné do porostu přidat další. Po ukončení rojení se hodnotí populace kůrovce z nejvíce napadené části kmene (Zahradník, Geráková 2010).

Feromonový lapač je umělé zařízení, do kterého se díky feromonovým odparníkům přilákají kůrovci a následně je potřeba odchycené brouky asanovat. Pro každý druh kůrovce je potřeba zvolit jiný druh feromonu, na některé druhy dokonce nemáme účinný feromonový odparník. Aby feromonový lapač byl účinný, musí se umístit do vzdálenosti 10 – 25 metrů od nejbližšího smrku, musí být odstraněna buňka z okolí a lapače by od sebe měli být zhruba 20 metrů. Feromonové lapače je potřeba kontrolovat každý týden až 10 dní, zaznamenávat počet odchycených brouků a asanovat je.

Otrávené lapáky jsou části kmene, které jsou celoplošně ošetřeny insekticidem. Pro nalákání kůrovce je potřeba umístit také feromonový odparník. Tento typ lapáku se často staví do podoby trojnožek, která je postavena z 1,5 metru dlouhých polen. Umístění trojnožky by mělo být alespoň 6 metrů od nejbližšího smrku. Pod trojnožku se umístí plachta, na které je následně možné kontrolovat počet uhynulých brouků. Tato metoda je často využívána v méně dostupném terénu, jelikož se na rozdíl od feromonového lapače nemusí kontrolovat tak často (Zahradník, Geráková 2010).

3.3. Management chráněných území

Za účelem ochrany přírody a krajiny vznikla chráněná území, která jsou v tomto smyslu nejvýznamnějším nástrojem. Dle §14 zákona o ochraně přírody č. 114/1992 Sb. v platném znění v současné době existuje 6 kategorií zvláště chráněných území, a to jsou a) NP - národní parky, b) CHKO - chráněné krajinné oblasti, c) NPR - národní přírodní rezervace, d) PR - přírodní rezervace, e) NPP - národní přírodní památky a f) PP - přírodní památky. Chráněná území u nás patří mezi jedny z nestarších v rámci Evropy. Počátek nějaké formy ochrany přírody začal již v polovině devatenáctého století. Tehdy se jednalo spíše pouze o rozhodnutí bezzásahovosti do porostů. Pokrok nastal až po 2. světové válce, kdy se ochrana vyvíjela směrem k zavádění řízeného managementu v některých chráněných územích (Mackovčín 2005). Jak uvádí §38 zákona č. 114/1992 Sb. v platném znění, v současné době existují pro maloplošná zvláště chráněná území a pro chráněné krajinné oblasti tzv. plány péče. Jde o odborný dokument, který navrhuje opatření pro tato území za účelem zachování, či dokonce zlepšení stavu předmětu ochrany daného území.

3. 3. 1. Management mrtvého dřeva v chráněných územích

Ministerstvo životního prostředí (2014) vydalo metodický pokyn s názvem „Metodika managementu tlejícího dříví v lesích zvláště chráněných území“. Tato metodika má být nápomocná při vytváření plánů péče, kde je management mrtvého dřeva v souvislosti s konkrétním zvláště chráněným územím ukotven. Důležitým faktorem pro management je cíl ochrany, který je primární v daném území. Dále je důležitý také charakter lesa, který má vliv na mrtvé dřevo, jako jsou klimatické a půdní podmínky či dřevinná skladba (současná i cílová). V této metodice je uveden rozptyl objemu mrtvého dřeva, který je považován jako prahový, a je důležité minimálně takové množství v lesích udržovat. Pro horské lesy ve střední Evropě jde o rozptyl 30-60 m³/ha, v nižších oblastech postačuje 30-40 m³/ha. V hospodářských lesích je cílové do roku 2030 dosáhnout minimální hodnoty 20-30 m³/ha.

Aby byl využit potenciál a funkce mrtvého dřeva, je důležitá, kromě objemu, také charakteristika mrtvého dřeva. Prvním faktorem je druh dřeviny. V chráněných územích je ideální, když se dřevinná skladba mrtvého dřeva podobá přirozené skladbě

dřevin na dané lokalitě. Pokud není možné této skladby mrtvého dřeva dosáhnout, jsou doporučeny především listnaté dřeviny a jedle. S tím souvisí i rozměry mrtvého dřeva. Pro zachování biodiverzity jsou důležité větší rozměry kmenů, biodiverzita hub se začíná zvyšovat u kmenů >20 cm. Pro doupné stromy je doporučena tloušťka stromu >40cm. Tenčí stromy a klest hrají roli především v koloběhu živin, mají vliv na vlastnosti lesní půdy a zmírňují erozi půdy.

Jelikož každý organismus vázaný na mrtvé dřevo preferuje rozdílnou formu mrtvého dřeva, je důležité zachovat heterogenitu mrtvého dřeva, jak v druhu dřeviny, velikosti, tak ve stádiu rozkladu. Mrtvé dřevo má nejvyšší hodnotu, pokud v porostu zůstane v nenarušeném stavu. Opracováním dřeva klesá jeho hodnota z hlediska biodiverzity. V některých případech je ovšem nezbytné takové úkony provést. Jde především o asanaci stromů napadených kůrovci. Pokud se veškeré dřevo z lesa odveze, je doporučeno zde ponechat alespoň klest.

Pro zachování funkcí mrtvého dřeva je důležité, aby se v lesním ekosystému vyskytovalo kontinuálně v delším časovém úseku a minimálně v prahových hodnotách. Přirozeným způsobem, jak docílit dostatečného množství mrtvého dřeva v chráněných územích, je ponechání lesa vývoji bez zásahu. V chráněných územích je obecně doporučeno ponechávat vybranou skupinu stromů k dožití a následnému zetlení.

Management mrtvého dřeva se liší dle kategorie chráněného území. V národních parcích je management kvůli velikosti a zónám řízen rozdílně v různých částech těchto velkoplošných zvláště chráněných územích, podle předmětu ochrany, ale také dle mnoha dalších kritérií. V chráněných krajinných oblastech se taktéž management mrtvého dřeva řídí především předmětem ochrany daného území. Ve srovnání s národním parkem je ovšem v CHKO kladen menší důraz na objem ponechaného mrtvého dřeva, nesmí ovšem klesnout pod prahové hodnoty. V národních přírodních rezervacích je doporučeno ponechat k zetlení veškeré dřevo či alespoň jeho většinu. Odvoz dřeva z porostu v případě, kdy to není činěno s úmyslem dosáhnout cílů ochrany, je to v rozporu se zachováním přírodního stavu v daném území. Vytěžit dřevo z NPR je možné pouze v případě ochrany zdraví, života či majetku, anebo pokud to vede k dosažení cílů ochrany. Stejně jako v NPR, také v přírodní rezervaci je cílem ponechat k zetlení veškeré či alespoň většinu dřeva k zetlení. Těžba dřeva je zde taktéž nežádoucí s výjimkou ochrany zdraví, života či majetku, anebo pokud to vede k dosažení cílů ochrany.

V případě národních přírodních památek, které se zakládají především pro ochranu geologických a geomorfologických útvarů, se management mrtvého dřeva řídí především druhy, které jsou uvedeny v předmětu ochrany. Pro tyto druhy je důležité ponechat vhodné stanoviště, ať už přítomnost mrtvého dřeva vyžadují či ne. Management může být tedy v jednotlivých NPP velmi odlišný. V některých NPP se může ponechávat velký objem mrtvého dřeva, jelikož to druh z předmětu ochrany vyžaduje, na druhou stranu v některých NPP se může část mrtvého dřeva vytěžit, pokud daný druh nepreferuje stanoviště s vysokým objemem mrtvého dřeva. Stejně tomu tak je v přírodních památkách, kde se management mrtvého dřeva liší lokalitu od lokality, a ne vždy je velký objem mrtvého dřeva žádoucí.

Existují výjimky, kdy je vhodné strom v porostu pokácet, byť se jedná o chráněné území. Jde o případ, kdy je ohrožen život a zdraví osob či majetek. Nebezpečí se tak vyskytuje v případě souší a tlejících stromů, které jsou v menší vzdálenosti, než je jedna výška stromu, od turistických a veřejných cest, parkovišť, nemovitostí či jiných míst s vysokou frekvencí návštěvníků. Dále takové nebezpečí hrozí v případě rizika samovolného pohybu tlejícího dřeva ze strmých svahů, které se vyskytují nad vysoce frekventovanými místy či nemovitostmi.

V metodice je rovněž kladen důraz na problematiku podkorního hmyzu či jiných škodlivých činitelů. V porostu s velkým procentem zastoupení smrku je nebezpečné ponechat čerstvé smrkové dřevo, které je atraktivní pro kůrovce, kteří se mohou rozšířit do okolních porostů. Obecně se nedoporučuje ponechávat smrkové dřevo v porostu mimo jeho přirozený areál, tedy neponechávat smrkové dřevo v 1 až 5 LVS. Výjimkou jsou sterilní souše, které již nejsou pro kůrovce atraktivní, či tenké smrkové dřevo. Pokud se v porostu nechají smrky k zetlení, je důležité zvážit možná rizika, nejen na vlastním, ale i cizím majetku, které může rozšíření kůrovců způsobit. Smrkové bučiny a bukové smrčiny, tedy 6 a 7 LVS, kde je smrk součástí přirozené dřevinné skladby, připouštějí ponechání smrku k zetlení. I zde se ovšem musí klást důraz na riziko rozšíření kůrovců a ponechávat k zetlení nejlépe dřevo pro kůrovce již neatraktivní.

Dalším aspektem, který je potřeba při ponechávání mrtvého dřeva zvážit, je riziko požáru. Při současné klimatické změně, která představuje zvýšené teploty a delší období sucha, je riziko větší než dříve. V Česku je toto riziko největší na vysýchavých stanovištích, ale nesmí se zanedbávat ani v ostatních oblastech (Ministerstvo životního prostředí 2014).

3. 3. 2. Management chráněných území z hlediska gradací kůrovců

Ministerstvo životního prostředí (2019) taktéž vydalo metodické doporučení „Postupu asanace kůrovcem napadených porostů v CHKO a MZCHÚ“. V České republice je kůrovcová kalamita celoplošně rozšířená, a tudíž se vyskytuje i v chráněných územích. Zde by asanace měla probíhat šetrněji, aby i tak bylo možné dosáhnout cílů ochrany. Dle tohoto dokumentu je v rámci chráněných krajinných oblastí nejvíce ohrožena kůrovcovou kalamitou CHKO Jeseníky, CHKO Beskydy a CHKO Žďárské vrchy. V hospodářských lesích představuje kůrovcová kalamita především hrozbu z hlediska produkce dřeva, která je zde primární. V chráněných oblastech je na tuto situaci pohlíženo i z pozitivní stránky. Z dlouhodobého hlediska může kůrovcová kalamita přispět k přeměně rozsáhlých smrkových monokultur na více heterogenní porosty, které jsou žádoucí.

Postup asanace kůrovce je v tomto metodickém doporučení rozdělen dle tří důležitých kritérií. Prvním kritériem je, zda je smrk na daném stanovišti součástí přirozené dřevinné skladby. Porosty se dělí na přirozené smrčiny, ostatní lesy s přirozeným podílem zastoupení smrku a na druhotné kulturní smrčiny. Druhým kritériem je stav rozšíření kůrovce v okolních porostech. Jde buď o stav základní a zvýšení, či o stav kalamitní. Posledním, neméně důležitým, kritériem je stupeň ochrany přírody. Chráněná území jsou zde rozdělena na přírodní rezervace (NPR, PR), přírodní památky (NPP, PP), I. a II. zóny CHKO mimo MZCHÚ, Evropsky významné lokality a ptačí oblasti, III. a IV. zóny CHKO. Dle kombinací těchto tří kritérií je doporučen postup asanace.

Postup asanace je zde dělen do 5 kategorií. Prvním případem je ponechání porostu bez asanace, tento postup neohrozí biodiverzitu ani strukturu lesa. Druhým typem je šetrná asanace, která spočívá pouze v šetrné mechanické asanaci stromů napadených kůrovcem. Nevykonává se u stromů, které pro kůrovce již nejsou atraktivní, tedy jsou sterilní. Šetrná mechanická asanace je například odkorňování či drážkování. Asanované dřevo ovšem zůstane v porostu, jelikož hlavním účelem je zastavit rozšíření kůrovce. Třetím možným postupem asanace je asanace s ponecháním části dřeva. Jedná se taktéž o mechanickou asanaci atraktivních stromů pro kůrovce. V tomto případě je již možné nějaké dřevo z lesa vytěžit. Je důležité při asanaci na ploše ponechat všechny listnaté dřeviny a případně i sterilní smrkové dřevo, aby objem

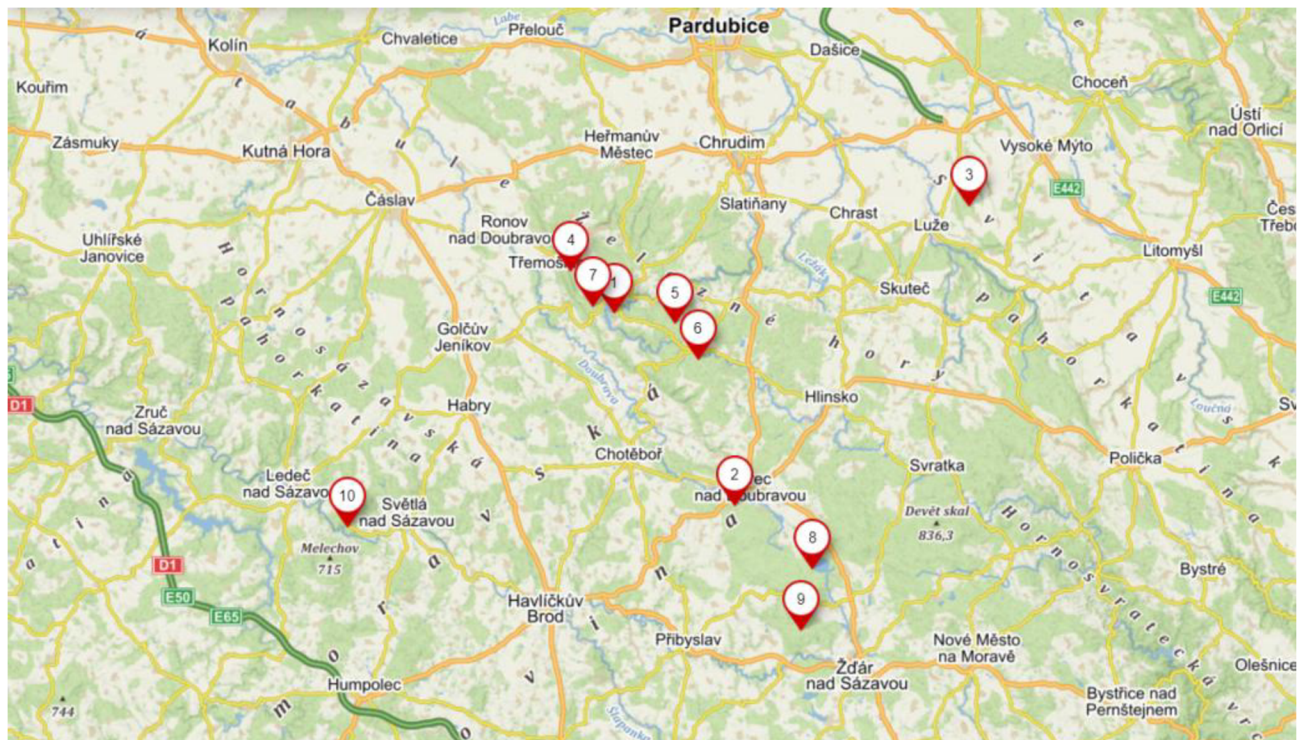
ponechaného dřeva k zetlení dosahoval minimálně hodnot 30-100 m³/ha. Čtvrtým typem asanace je již běžná asanace s ponecháním části dřeva. Jedná se o především o mechanickou asanaci atraktivních stromů pro kůrovce. Dřevo je z lesa vyvezeno, v porostu zůstávají jen listnaté dřeviny, které mohou být případně doplněny sterilním smrkovým dřevem, aby byl dosažen optimální objem mrtvého dřeva na ploše. Posledním, pátým, typem je standardní asanace dle lesního zákona č. 289/1995 Sb., kdy je z lesa vyvezeno veškeré dřevo.

Dle zákona č. 114/1992 Sb. v platném znění je zakázané používání biocidů v I. a II. zóně CHKO a v PR. V NPR je obecně zakázaná chemizace. V oblastech MZCHÚ je k používání chemických přípravků potřeba udělení výjimky a souhlasu orgánu ochrany přírody. Jedná se o zcela výjimečné případy, kdy je k udělení výjimky potřeba individuální posouzení prostředí a situace. Pokud je použití těchto přípravků povoleno, jsou stanoveny podmínky, které je nutné dodržet, jde například o minimální vzdálenosti či termíny aplikace (Ministerstvo životního prostředí 2019).

4. Metodika

4. 1. Výběr lokalit

Sběr dat proběhl na lokalitách, které jsou chráněnými územími, a zároveň zde v posledních letech došlo k žíru kůrovce. Lokality byly vyhledány pomocí mapy chráněných území a kůrovcové mapy (www.kurovcovamapa.cz), na které jsou vyznačeny plochy těžby jehličnatého dříví a plochy detekovaných jehličnatých souší. Byly nalezeny lokality, které splňují obě podmínky. Finální lokality byly omezeny pouze na území Pardubického kraje a kraje Vysočina. Bylo vybráno celkem 10 chráněných území, z toho 7 lokalit bylo vybráno v MZCHÚ a 3 lokality představovaly II. zóny CHKO. Ke každému zkoumanému území byla vyhledána blízká referenční plocha mimo chráněné území, na které také došlo k žíru kůrovce. V případě MZCHÚ se jednalo o sousední plochu mimo MZCHÚ a v případě II. zón CHKO byla vybrána referenční plocha ve III. zóně.



Obr. 1: Mapa zkoumaných chráněných území

NÁZEV	ZCHÚ	CHKO	KŮROVEC
Ransko	NPR	CHKO Žďárské vrchy	9/19 - 9/20
Dářko	II. zóna	CHKO Žďárské vrchy	9/19 - 9/20
Polnička	II. zóna	CHKO Žďárské vrchy	9/19 - 9/20
Oheb	PR	CHKO Železné hory	9/21
Kaňkovy hory	NPP	CHKO Železné hory	9/20 - 9/21
Vršovská olšina	PR	CHKO Železné hory	9/21
Polom	PR	CHKO Železné hory	9/21
Javorka	II. zóna	CHKO Železné hory	9/19 - 9/20
Kusá hora	PP	mimo CHKO	9/20 - 9/21
Stvořidla	PR	mimo CHKO	9/18 - 9/19

Tab. 1: Vybrané lokality chráněných území nacházející se v Pardubickém kraji a kraji Vysočina, na kterých proběhl sběr dat o mrtvém dřevě

4.2. Sběr dat

Na zkoumaných plochách byla vytyčena kruhová inventarizační plocha o velikosti 1000 m², na které bylo měřeno reálné množství mrtvého dřeva. Kruhová plocha byla v rámci lokality umístěna náhodně, aby měření nebylo nijak subjektivně ovlivněno. Danou plochou nesměla procházet cesta, vodní tok či stavba. Jako střed plochy byl zatlučen kolík, od kterého byla vyměřena vzdálenost 17,84 metrů, jakožto poloměr kruhové plochy. Na této ploše bylo měřeno veškeré ležící dřevo, případně souše a pahýly, které splňují podmínku minimální délky 1,5 metrů a minimální tloušťky 10 centimetrů. U ležícího dřeva byla změřena délka, čelová a čepová tloušťka. U vybraných souší byla změřena výška a u všech výčetní tloušťka. U pahýlů byla změřena výška a tloušťka v polovině. Dále byla u každého kusu změřena vzdálenost a úhel od středu plochy, byla určena dřevina a stadium rozkladu podle stupnice odlišné pro ležící a stojící dřevo. Stupnice stádií rozkladu byla použita dle práce Sippola a Renvall (1999).

4	Nedávno zemřelý, malé větvičky a alespoň nějaké olistění stále přítomno.
5	Olistění chybí, ale malé větvičky stále přítomny.
6	Nejmenší větvičky chybí, většina velkých větví stále přítomna.
7	Jen pár největších větví stále přítomno. Vnější část dřeva měkká.
8	Výška menší než 2m, významná část dřeva měkká, bez větví.

Tab. 2: Použitá stupnice stádií rozkladu pahýlů a souší

1	Zcela v kůře, alespoň místy živé lýko
2	Dřevo tvrdé, většina kůry zachovalá, ale žádné čerstvé lýko
3	Dřevo částečně rozložené, velké kusy kůry uvolněné až zcela bez kůry
4	Většina dřeva měkká, části dřeva odpadlé, obvykle bez kůry
5	Dřevo kompletně měkké, rozpadavé

Tab. 3: Použitá stupnice stádií rozkladu ležícího dřeva

4. 3. Vyhodnocení dat

Po sběru veškerých dat v terénu proběhlo jejich zpracování v elektronické podobě. Byl potřeba zjistit celkový objem mrtvého dřeva na jednotlivých plochách. Nejprve se vypočítaly dílčí objemy jednotlivých kusů ležícího dřeva, souší a pahýlů, které se poté pro jednotlivé plochy sečetly. K čerpání vzorců a postupu výpočtu byla využita skripta Kuželka et al. (2015).

Objem ležícího dřeva byl vypočten pomocí následujícího kubirovacího vzorce podle Smaliana:

$$v = \frac{\pi}{4} \cdot \frac{d_0^2 + d_n^2}{2} \cdot L = \frac{g_0 + g_n}{2} \cdot L$$

Objem pahýlů byl vypočten pomocí následujícího kubirovacího vzorce podle Hubera:

$$v = \frac{\pi}{4} \cdot d_{1/2}^2 \cdot L = g_{1/2} \cdot L$$

Objem souší byl vypočten pomocí JOK – jednotných objemových křivek. Nejprve se vypočítala střední výška a střední tloušťka. Jednotlivé stromy byly zařazeny do tloušťkových stupňů. Podle střední výšky, střední tloušťky a dřeviny byla nalezena příslušná křivka v rámci JOK. Podle příslušné křivky se v tabulce vyhledaly objemy pro jednotlivé tloušťkové stupně. Tato hodnota byla vynásobena četností stromů v tomto tloušťkovém stupni. Celkový objem se vypočetl jako součet objemů v jednotlivých tloušťkových stupních.

Celkové množství mrtvého dřeva na kruhové ploše bylo následně převedeno na hektar, aby byly výsledky lépe porovnatelné.

5. Výsledky

5.1. Vyhodnocení naměřených dat

V rámci této práce, na 20 kruhových zkusných plochách, byla naměřena data k 172 kusům mrtvého dřeva. Objemy mrtvého dřeva v chráněných územích se pohybovaly v rozmezí od 1,06 m³/ha až k hodnotám 512,9 m³/ha. Na referenčních plochách, kterými jsou hospodářské lesy, se pohyboval objem mrtvého dřeva od hodnot 0 m³/ha až k hodnotám 6,95 m³/ha. Nejvíce mrtvého dřeva v rámci chráněných území bylo naměřeno v PR Vršovská olšina a PR Oheb, kde se nacházala plocha souší.

Lokalita	Objem mrtvého dřeva v m ³ /ha	
	Chráněné území	Referenční plocha
NPR Ransko	34,00	0,00
NPP Kaňkovy hory	74,79	1,07
PR Stvořidla	7,81	0,64
PR Vršovská olšina	512,90	6,95
PR Oheb	453,10	1,75
PR Polom	95,37	4,86
PP Kusá hora	7,83	0,00
Dářko II. zóna	3,15	2,56
Javorka II. zóna	1,06	0,35
Polnička II. zóna	1,15	3,15

Tab. 4: Naměřené objemy mrtvého dřeva na 20 kruhových zkusných plochách přepočtené na m³/ha

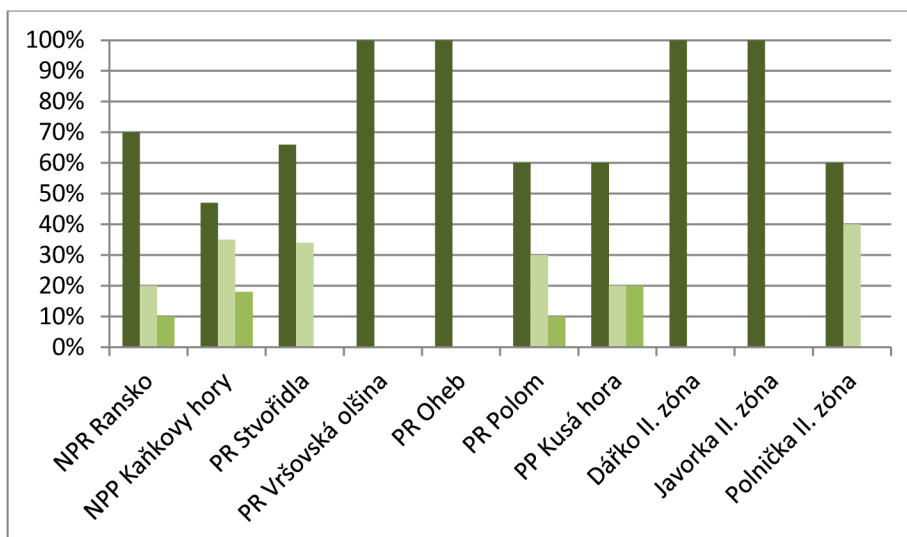
Pro porovnání byly využity odchylky mezi chráněným územím a referenční plochou v rámci jednotlivých lokalit. Největší objem, resp. odchylka, mrtvého dřeva se nacházel v PR Vršovská olšina a v PR Oheb. Mezi další lokality s významnějším objemem mrtvého dřeva patří PR Polom, NPP Kaňkovy hory a NPR Ransko. Nízký objem mrtvého dřeva se nacházel na lokalitách PP Kusá hora, PR Stvořidla, Javorka II. zóna, Dářko II. zóna a Polnička II. zóna. Pokud objem mrtvého dřeva porovnáme s prahovou hodnotou 30-40 m³/ha (Ministerstvo životního prostředí 2014), dostačující množství se nacházelo pouze na 5 z 10 zkoumaných chráněných územích, a na 5 ze 7 MZCHÚ. Objem mrtvého dřeva v NPR Ransko překročil prahovou hodnotu 30 m²/ha jen nepatrně. V ostatních 5 územích se pohyboval objem mrtvého dřeva pod 10 m³/ha a víceméně tak odpovídal množství mrtvého dřeva v hospodářských lesích.



Graf 1: Rozdíl objemu mrtvého dřeva mezi chráněným územím a příslušnou referenční plochou

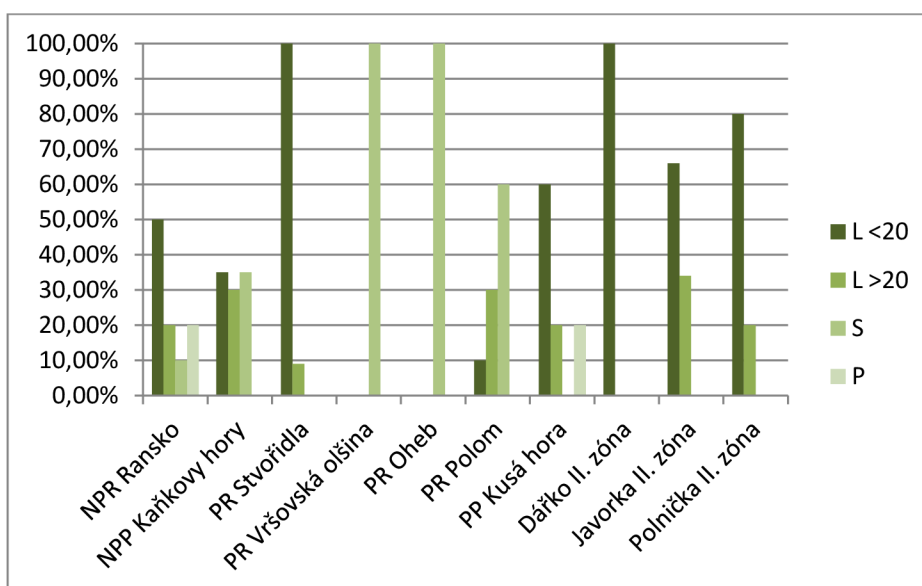
Jelikož je z hlediska zachování biodiverzity důležitá heterogenita mrtvého dřeva na daném stanovišti, byly v chráněných územích porovnány ukazatele, jako je stádium rozkladu, typ mrtvého dřeva a dřevina.

Pro lesní ekosystém je významné, aby se na daném stanovišti vyskytovalo mrtvé dřevo v různých stádiích rozkladu. Ve 4 z 10 zkoumaných chráněných územích se ovšem vyskytovalo mrtvé dřevo pouze v 1 stádiu rozkladu, což je pro biodiverzitu nepříznivý fakt. Ve 2 z 10 zkoumaných chráněných územích se vyskytovalo mrtvé dřevo již ve 2 stádiích rozkladu, což je pro biodiverzitu příznivější. Nejvýznamnější ze zkoumaných území jsou pro zachování vysoké biodiverzity lokality, kde se nacházela 3 různá stádia rozkladu mrtvého dřeva. Konkrétně jde o lokality NPR Ransko, NPP Kaňkovy hory, PR Polom a PP Kusá hora. Na těchto lokalitách se ve všech případech nejspíše nejednalo pouze o mrtvé dřevo vzniklé při recentních asanačních těžbách. V těchto případech vzniká mrtvé dřevo jednotně v krátkém časovém úseku a tomu odpovídá 1-2 stádia rozkladu.



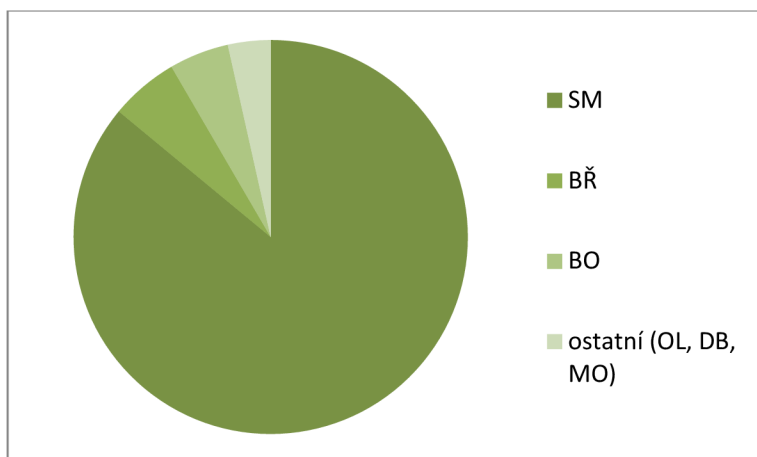
Graf 2: Četnost různých stádií rozkladu v jednotlivých chráněných územích

Na funkce mrtvého dřeva má také vliv typ mrtvého dřeva. Například ležící kmeny mají kromě biodiverzity vliv také na vlastnosti lesní půdy a význam mrtvého dřeva roste s dimenzí kmene. Z tohoto důvodu bylo mrtvé dřevo rozčleněno na souše, pahýly a ležící mrtvé dřevo s tloušťkou <20cm a >20cm. Na 3 lokalitách z 10 se nacházel pouze jeden typ mrtvého dřeva. Taktéž na 3 lokalitách se nacházely 2 typy mrtvého dřeva. Významná heterogenita typů mrtvého dřeva se nacházela na dalších 3 lokalitách, kde se vyskytovaly již 3 typy mrtvého dřeva. Jedna lokalita, NPR Ransko, vynikla nad ostatními, jelikož se zde nacházely dokonce 4 typy mrtvého dřeva, což je velice pozitivní pro rozmanité funkce mrtvého dřeva.



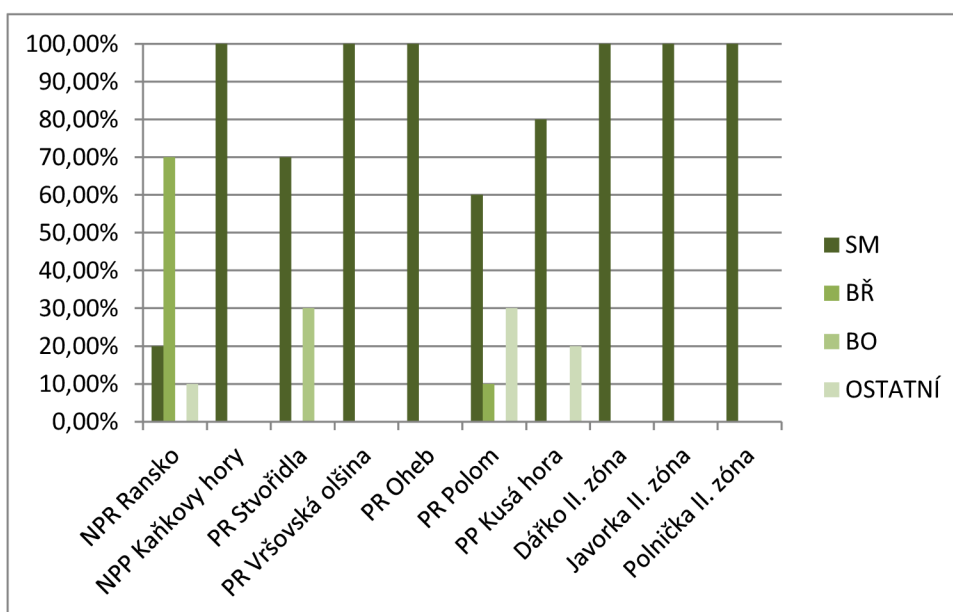
Graf 3: Výskyt různých typů mrtvého dřeva v chráněných územích. Rozlišeno na ležící mrtvé dřevo s tloušťkou pod 20cm, ležící mrtvé dřevo s tloušťkou nad 20cm, souše a pahýly

Dalším zkoumaným aspektem byl druh dřeviny. Jak již bylo v této práci zmíněno, rozdílné dřeviny využívají rozdílné saproxylické organismy. Jelikož sběr dat proběhl na lokalitách, kde proběhla asanační těžba kůrovce, který je spojen se smrkem a smrkovými monokulturami, předpokládá se, že velká část ponechaného mrtvého dřeva bude právě smrkové dříví. Z celkového počtu mrtvého dřeva ve zkoumaných chráněných územích tvoří 86% smrk ztepilý. Dále je nejvíce zastoupena břiza (*Betula sp*) 5,6%, borovice (*Pinus sp.*) 4,9 % a ostatní dřeviny 3,5%.



Graf 4: Celkové zastoupení dřevin tlejícího dřeva v chráněných územích

Na 6 z 10 lokalit se nacházelo pouze tlející smrkové dřevo. Na 2 lokalitách se nacházelo mrtvé dřevo již 2 druhů dřevin. Nejvýznamnější heterogenita druhů dřevin se nacházela v NPR Ransko a PR Polom, kde se nacházelo mrtvé dřevo 3 druhů dřevin.



Graf 5: Zastoupení dřevin v jednotlivých chráněných územích

Zkoumaná chráněná území byla mezi sebou porovnána z hlediska heterogenity stanoviště, protože různorodost mrtvého dřeva má pozitivní vliv na biodiverzitu. U každé lokality bylo zhodnoceno, zda splňuje prahový objem mrtvého dřeva, heterogenitu stádia rozkladu, typu mrtvého dřeva a druhu dřeviny. Hodnoceno bylo pomocí stupnice: zcela splňuje, částečně splňuje, nesplňuje.

Chráněné území	Objem MD	Stádia rozkladu	Typy MD	Dřevina
NPR Ransko	1	1	1	1
NPP Kaňkovy hory	1	1	1	X
PR Stvořidla	X	O	O	O
PR Vršovská olšina	1	X	X	X
PR Oheb	1	X	X	X
PR Polom	1	1	1	1
PP Kusá hora	X	1	1	O
Dářko II. zóna	X	X	X	X
Javorka II. zóna	X	X	O	X
Polnička II. zóna	X	O	O	X

Tab. 5: Vyhodnocení heterogenity mrtvého dřeva v chráněných územích

1 – zcela splňuje, O – částečně splňuje, X – nesplňuje

Z celkově 10 zkoumaných chráněných území právě 2 nejvíce splňují parametry pro heterogenitu mrtvého dřeva. Jedná se o NPR Ransko a PR Polom. Dále lze také zmínit NPP Kaňkovy hory, kde je taktéž významná heterogenita s výjimkou druhu dřeviny. Ostatní lokality nelze označit jako dostatečně heterogenní. PP Kusá hora si také vykazuje náznak heterogenity, ale není zde dosažen požadovaný minimální objem mrtvého dřeva. Nejhuře dopadlo území Dářko ve II. zóně CHKO, které nevykazuje heterogenitu ani v jednom z parametrů a nedosahuje ani minimálního objemu mrtvého dřeva.

5.2. Porovnání managementu dle plánu péče

Plány péče jsou odborný dokument vydávaný pro MZCHÚ a CHKO a slouží jako podklad při tvoření jiných plánovacích dokumentů. V rámci plánů péče se pojednává, mimo jiné, i o tlejícím dřevě a jeho managementu. Právě proto byl dále porovnán obsah jednotlivých plánů péče v souvislosti s tlejícím dřevem a realitou, jaká byla zjištěna v daném chráněném území při sběru dat.

NPR Ransko – plán péče s platností 2019 – 2027

Předmětem ochrany tohoto území je komplex lesních ekosystémů jasanových olšin, květnatých a kyselých bučin a borů na hadcovém podloží. Cílem je dosáhnout přirozené druhové skladby, ponechání tlejícího dřeva a stromů k dožití. Při zhodnocení předchozí péče se pozitivně projevilo ponechání dřeva k zetlení v porostu. Je zmíněna potřeba se do budoucna intenzivně věnovat zásahům ve smrkových monokulturách a jejich přeměna na příznivější druhovou skladbu. V plánu péče se plánovala přestavba smrkových monokultur a nepředpokládalo se ponechávání dřeva smrku kvůli riziku šíření lýkožrouta. Zároveň se počítalo za dobu obmytí s ponecháním alespoň 20-40 m³/ha dřeva listnáčů k zetlení. Zjištěný stav na zkoumané ploše odpovídal plánu péče. Objem mrtvého dřeva na hektar odpovídal předpokládanému rozmezí, zároveň se jednalo především o listnaté dřeviny.

NPP Kaňkovy hory – plán péče s platností 2019 – 2028

Předmětem ochrany tohoto území je rozsáhlý komplex strukturálně bohatých bučin, suťové lesy, mokřadní olšiny a lužní lesy. Původně se, kvůli přístupnosti do porostu, veškeré dřevo zpracovávalo a odváželo. K zetlení byly ponechávány pouze pařezy a zbytky oddenkové části vývratů. Aktuálně se podíl mrtvého dřeva postupně navyšuje, ponechávají se na vhodných místech stojící souše, doupné stromy a těžební zbytky. Dle plánu zásahů je povoleno zpracování smrku bez omezení. Listnaté dřeviny zlomené, vyvrácené či odumírající se nechávají k zetlení. Na části území, kde proběhl sběr dat, se nacházelo smrkové tlející dřevo jak v podobě souší, tak jako ležící dřevo v relativně větším množství. Ponechané smrkové dřevo nebylo pro kůrovce již atraktivní, a nehrozilo tak rozšíření kalamitního stavu.

PR Stvořidla – plán péče s platností 2014 - 2023

Předmětem ochrany tohoto území jsou fragmenty ekosystémů dubohabřin, bučin a údolních jasanovo-olšových lužních lesů v okolí řeky Sázavy. Většina porostů je zde tvořena smrkem ztepilým a borovicí lesní, což je v rozporu s původní skladbou s převahou listnatých dřevin, které je cílem opět dosáhnout. Dle plánu zásahů se má v porostu ponechat asi 10% dřeva k zetlení. Výhledově se má tato hodnota zvýšit na 20%. Na lokalitě se opravdu nacházely pokrácené kmeny, které zde byly ponechány

úmyslně. Nicméně se jednalo pouze o objem 7,81 m³/ha, což realisticky zdaleka neodpovídá 10% předpokládané celkové zásoby porostu před disturbancí.

PR Vršovská olšina – plán péče s platností 2019 – 2028

Předmětem ochrany tohoto území jsou olšiny jakožto biotop bledule jarní a fragmenty jedlových bučin. Dle plánu zásahů se má dřevo atraktivní pro hmyzí škůdce zpracovat a odvézt. Naopak dřevo pro kalamitní škůdce již neatraktivní se má v porostu nechat k zetlení. Zkoumaná plocha přitom byla ponechána bez zásahu a veškerá hmota zůstala ve formě souší, které zde byly ponechány k fyzickému rozpadu.

PR Oheb – plán péče s platností 2019 – 2028

Předmětem ochrany tohoto území jsou podhorské suťové lesy, reliktní bory a acidofilní bikové bučiny. Dle plánu zásahů je možné zpracovat a vyvézt dřevo atraktivní pro kalamitní hmyzí škůdce na ploše o velikosti do 20 arů bez omezení. V jiných případech je nutná výjimka od orgánu ochrany přírody. Dřevo, které ovšem pro kalamitní hmyzí škůdce atraktivní již není, se ponechá na ploše do fyzického rozpadu. Zkoumaná plocha přitom byla ponechána bez zásahu a veškerá hmota zůstala ve formě souší.

PR Polom – plán péče s platností 2019 -2028

Předmětem ochrany tohoto území jsou fragmenty jedlobukového pralesa, prameništích jasanin a lužních olšin. Dle plánu zásahů se nahodilé těžby neprovádí, území by mělo být bezzásahové. V případě pádu stromu na komunikaci, cestu či objekt lze strom zpracovat, ale dřevo ponechat v porostu. Pokud spadne strom smrku ztepilého mimo území rezervace, lze zpracovat pouze tu část stromu vně rezervace, i když by se jednalo o dřevo atraktivní pro kůrovce. Listnaté dřeviny se vždy ponechávají v porostu k rozpadu. Pouze při udělení výjimky od orgánu ochrany přírody lze kácet stromy, ale pouze ty, které ohrožují okolí. Na ploše se při sběru dat nacházely stojící smrky napadané kůrovcem a také ležící dřevo listnatých dřevin, které má být vždy ponecháno v porostu k rozpadu.

PP Kusá hora – plán péče s platností 2017 – 2026

Předmětem ochrany tohoto území jsou bučiny a dubohabřiny na opukovém podloží s výskytem jedle a dále acidofilní doubravy. V plánu péče je hodnocen současný stav území jako neuspokojivý. Důvodem je zničení původního porostu pěstováním smrkových monokultur a dalších nepůvodních dřevin. Dle plánu zásahů vysoké zastoupení smrku působí na území negativně. Proto je zde preferováno ponechávání listnatých dřevin v porostu. Ponechání smrkového dříví je spíše nežádoucí. Ačkoliv je zde zmíněn plán ponechání 20-60 m³/ha odumřelého dřeva, tato hodnota nebyla dosažena a na zkoumané ploše se nachází pouze těžební zbytky.

6. Diskuze

Mrtvé dřevo je nedílnou součástí ekosystému. Na jeho kvantitu i kvalitu má vliv mnoho faktorů. Bujoczek et al. (2020) ve své práci uvádí, že aktivní či přísná ochrana vede k vyššímu objemu mrtvého dřeva ve srovnání s lesy hospodářskými, což se potvrdilo i v této práci. Chráněná území mají obecně propracovanější management, jak s tlejícím dřevem či dřevem k zetlení pracovat. V jednotlivých chráněných územích se individuálně plánuje nakládání s mrtvým dřevem dle historie území, minulého způsobu hospodaření, předmětu ochrany, cílů a plánovaného způsobu hospodaření. Podkladem pro plánování managementu mrtvého dřeva jsou plány péče pro jednotlivá MZCHÚ a CHKO. V hospodářských lesích je primárním cílem produkce dřeva a význam mrtvého dřeva je mnohdy zanedbáván. Data z této práce potvrzují, že v chráněných územích je větší předpoklad dosažení prahového objemu mrtvého dřeva než v lesích hospodářských. Z 10 zkoumaných chráněných území dosáhlo prahového objemu mrtvého dřeva 5 z nich. Dvě území sice nedosáhly prahového objemu, ale hodnoty se pohybovaly mezi 5-10 m³/ha, což není úplně zanedbatelná hodnota. Ve 3 chráněných území se ovšem objem mrtvého dřeva nacházel pod hranicí 5 m³/ha, což je velmi nedostatečné. Jednalo se o II. zóny CHKO, kde není tak přísná ochrana území jako v MZCHÚ. V 9 z 10 hospodářských lesích, kde taktéž proběhl sběr dat, nedosáhl objem mrtvého dřeva ani hodnoty 5 m³/ha, což je výrazně pod prahovou hodnotu. Jednalo se spíše o nevyužitelné zbytky po těžbě a nebylo to cílem managementu. Pouze na jedné lokalitě byl objem necelých 7 m³/ha, což stále není dostatek, ale jedná se o již významnější hodnotu. Není jisté, zda bylo toto množství mrtvého dřeva zde ponecháno cíleně nebo zda se jedná o náhodnou odchylku.

Paillet et al. (2010) uvádí, že dostupnost mrtvého dřeva souvisí s délkou ochrany daného území. Čím déle je území považováno za chráněné, tím je významnější vliv mrtvého dřeva na lesní ekosystém. Krátkou dobu po vyhlášení chráněného území se struktura porostu zdaleka nepodobá přirozené skladbě lesa. Výsledky působení daného managementu se v porostu projeví až po delší době. Z tohoto důvodu Braunisch et al. (2019) doporučuje vyhlášovat za nové rezervace vzrostlé, strukturálně rozmanité a přírodě blízké lesy. Vliv délky ochrany území na množství mrtvého dřeva částečně vyplývá i z dat v této práci. Například v PR Oheb, která byla vyhlášena v roce 1995, se

nacházel významný objem mrtvého dřeva. Datum počátku ochrany ovšem ještě nezajišťuje skutečný počátek ochrany daného území. Je celkem spekulativní, co lze považovat za počátek ochrany. Například chráněná území, kterými se zabývá tato práce, byla vyhlášena za chráněná v současné podobě mezi lety 1995 – 2017. U všech území je ovšem uveden nějaký způsob ochrany mnohem dříve. NPP Kaňkovy hory byla vyhlášena za zvláště chráněné území v současné podobě v roce 2016, první zmínky o ochraně přírody v této lokalitě jsou ale již z roku 1990. NPR Ransko byla vyhlášena v současné podobě v roce 1997, ale ochrana této lokality se datuje již od roku 1956. PP Kusá hora byla vyhlášena v současné podobě v roce 1996, první formální ochrana je již od roku 1990. Toto území je ukázkou toho, že vyhlášení počátku ochrany ještě neznamená skutečnou ochranu. V plánu péče tohoto území je přímo zaznamenáno, že ačkoliv je území chráněné už od roku 1990, aktivní ochrana se na tomto území aplikuje až posledních 10 let, a to stále ne v dostatečné míře. PR Oheb byla vyhlášena v současné podobě v roce 1995, ochrana toho území je zaznamenána již od roku 1951. PR Polom byla v současné podobě vyhlášena v roce 2009, historie ochrany sahá až do roku 1870, což je nejdelší ochrana ze zkoumaných chráněných území v této práci. PR Stvořidla byla vyhlášena v současné podobě v roce 2017, ochrana zde se datuje již od roku 1948. PR Vršovská olšina byla vyhlášena v současné podobě v roce 2009, ale území se zde ochraňuje již od roku 1990. Otázkou je, jaká forma ochrany zde byla v minulosti aplikována a od jaké doby zde funguje současný management.

Dle úvahy o délce ochrany území by mělo být mrtvé dřevo nejvýznamnější v PR Polom, PR Stvořidla, NPR Ransko a PR Oheb. Dle analýzy dat v této práci byla PR Polom a NPR Ransko opravdu vyhodnocena jako heterogenní stanoviště, tedy vliv mrtvého dřeva je zde velký. Oproti tomu v PR Stvořidla a PR Oheb se mrtvé dřevo nevyskytovalo v dostatečné podobě. Z toho vyplývá, že kromě doby ochrany území má vliv na mrtvé dřevo především management, který se v dané lokalitě uplatňuje.

Ze studie Bujoczek, Bujoczek et al. (2022) vyplývá, že lesy s nízkým objemem mrtvého dřeva čelí také nízké kvalitě mrtvého dřeva. V této práci 5 z 10 chráněných územích nedosáhlo prahového objemu mrtvého dřeva. Ačkoliv v PP Kusá hora nebyl dosažen požadovaný objem, objevily se zde známky heterogenity. PR Stvořidla nevykazovala dostatečný objem ani heterogenitu mrtvého dřeva. Plochy ve II. zóně CHKO kromě nedostatečného objemu mrtvého dřeva vykazovaly taktéž nízkou kvalitu mrtvého dřeva. Stejně tomu bylo ve všech zkoumaných hospodářských lesích, kde byl nízký jak objem, tak kvalita mrtvého dřeva. Souvislost nízkého objemu s nízkou

kvalitou mrtvého dřeva tedy potvrzuje i tato práce, kde většina území s nízkým objemem mrtvého dřeva vykazovala také nízkou kvalitu mrtvého dřeva. Mohou se zde samozřejmě objevit výjimky, ale není příliš reálné, aby malé množství mrtvého dřeva mohlo vytvořit významnou heterogenitu. Pro heterogenitu mrtvého dřeva je žádoucí heterogenita původního porostu. V této práci se jednalo především o homogenní monokultury, z kterých hůře vzniká heterogenní mrtvé dřevo.

Dle metodických pokynů od Ministerstva životního prostředí (2014) by se v NPR mělo ponechávat veškeré dřevo k zetlení. V případě NPR Ransko tak činěno ovšem nebylo, jelikož se na ploše nacházelo pouze 34 m³/ha mrtvého dřeva. Což lze odůvodnit plánem péče, ve kterém je uvedeno, že se s ponecháváním smrkového dřeva nepočítá, zřejmě kvůli riziku rozšíření kůrovce. V porostu se k zetlení ponechávají primárně listnaté dřeviny, což bylo při sběru dat potvrzeno.

Výskyt mrtvého dřeva byl také ovlivněn správou daného území. 5 lokalit MZCHÚ spadá pod správu CHKO a na těchto plochách byl významný objem mrtvého dřeva. 2 lokality MZCHÚ se nacházely mimo území CHKO a zde byl objem dřeva nízký. Stejně tomu tak bylo v II. zónách CHKO.

7. Závěr

Mrtvé dřevo má vliv na biologickou rozmanitost v lese, slouží jako ochrana lesní půdy, má vliv na koloběh živin a slouží také jako hnojivo a substrát při přirozené obnově lesa. V současnosti vzniká v lesích velké množství mrtvého dřeva, které vzniklo žírem kůrovců. Předpokladem této práce bylo, že v chráněných územích se úmyslně ponechává větší objem mrtvého dřeva a asanační těžby se zde provádějí šetrnějším způsobem.

Oba předpoklady byly v této práci potvrzeny. Ve většině chráněných území se obecně vyskytovalo větší množství i kvalita mrtvého dřeva. V hospodářských lesích se nenacházel dostatek mrtvého dřeva. Dřevo k zetlení zde úmyslně ponecháno nebylo. V 50 % zkoumaných chráněných územích se nacházel požadovaný prahový objem mrtvého dřeva. Dle plánů péče management ve všech chráněných lokalitách počítá nějakým způsobem s ponecháním dřeva k zetlení. Omezujícím faktorem je výskyt smrkových monokultur, kdy není doporučeno v lese ponechávat smrkové dřevo, které představuje riziko nekontrolovatelného šíření kůrovců do okolí. Asanační těžby jsou v chráněných oblastech prováděny šetrněji, obvykle se počítá s ponecháním alespoň dřeva listnatých dřevin, případně sterilních smrků, které nejsou pro kůrovce atraktivní. Tyto skutečnosti jsou ovšem ovlivňovány mnoha faktory a ne vždy je reálné v podmínkách daného území dosáhnout optimálního či cíleného stavu.

V rámci chráněných územích by se dalo předpokládat, že důslednější management v ponechávání mrtvého dřeva bude v NPP a NPR, než v klasických PP a PR. V této práci nebylo ovšem dostatek dat pro zhodnocení této skutečnosti. Proto je to podnětem pro další práce a výzkumy, zda se liší striktnost managementu v ponechávání mrtvého dřeva dle typu chráněného území.

8. Seznam literatury

- ALBERDI, Iciar, Daniel MORENO-FERNÁNDEZ, Isabel CAÑELLAS, Patricia ADAME a Laura HERNÁNDEZ. Deadwood stocks in south-western European forests: Ecological patterns and large scale assessments. *Science of The Total Environment*. 2020, (747). Doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.141237
- ANDEREGG, William R. L., Jeffrey A. HICKE, Rosie A. FISHER, et al. Tree mortality from drought, insects, and their interactions in a changing climate. *New Phytologist*. 2015, **208**(3), 674-683. Doi: 10.1111/nph.13477
- BAČE, Radek. MRTVÉ DŘEVO KLÍČEM K BIODIVERZITĚ LESA. *Fórum ochrany přírody*. 2016(2), 25-27.
- BAČE, Radek a Miroslav SVOBODA *Management mrtvého dřeva v hospodářských lesích: certifikovaná metodika*. Strnady: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 2016. Lesnický průvodce. ISBN 978-80-7417-118-5.
- BALDRIAN, Petr, Petra ZRŮSTOVÁ, Vojtěch TLÁSKAL, Anna DAVIDOVÁ, Věra MERHAUTOVÁ a Tomáš VRŠKA. Fungi associated with decomposing deadwood in a natural beech-dominated forest. *Fungal Ecology*. 2016, (23), 109-122. Doi: 10.1016/j.funeco.2016.07.001
- BASILE, Marco, Anton KRISTÍN, Simon THORN, Michal ŽMIHORSKI, Gilberto PASINELLI a Eckehard G. BROCKERHOFF. Salvage Logging Strongly Affects Woodpecker Abundance and Reproduction: a Meta-analysis. *Current Forestry Reports*. 2023, (9), 1-14. Doi:10.1007/s40725-022-00175-w
- BERNES, Claes, Bengt Gunnar JONSSON, Kaisa JUNNINEN, Asko LÖHMUS, Ellen MACDONALD, Jörg MÜLLER a Jennie SANDSTRÖM. What is the impact of active management on biodiversity in boreal and temperate forests set aside for conservation or restoration? A systematic map. *Environmental Evidence*. 2015. Doi:10.1186/s13750-015-0050-7
- BONAPARTE, Eugenia Bianca, José Tomás IBARRA a Kristina L. COCKLE. Conserving nest trees used by cavity-nesting birds from endangered primary Atlantic forest to open farmland: Increased relevance of excavated cavities in large dead trees on farms. *Forest Ecology and Management*. 2020, (475). Doi: 10.1016/j.foreco.2020.118440
- BRAUNISCH, Veronika, Stefanie RODER, Joy COPPES, Jérémy S. P. FROIDEVAUX, Raphael ARLETTAZ a Kurt BOLLMANN. Structural complexity in managed and strictly protected mountain forests: Effects on the habitat suitability for indicator bird species. *Forest Ecology and Management*. 2019, (448), 139-149. Doi:10.1016/j.foreco.2019.06.007
- BRUNNER, Andreas a J. P. KIMMIS. Nitrogen fixation in coarse woody debris of Thuja plicata and Tsuga heterophylla forests on northern Vancouver Island. *Canadian Journal of Forest Research*. 2003. Doi: 10.1139/x03-085
- BUJOCZEK, Leszek, Stanislaw ZIEBA a Małgorzata BUJOCZEK. Variation in Deadwood Microsites in Areas Designated under the Habitats Directive (Natura 2000). *Forests*. 2020, 11(5). Doi: 10.3390/f11050486
- BUJOCZEK, Leszek, Małgorzata BUJOCZEK a Stanislaw ZIEBA. How much, why and where? Deadwood in forest ecosystems: The case of Poland. *Ecological Indicators*. 2021, (121). Doi: 10.1016/j.ecolind.2020.107027
- BUJOCZEK, Leszek a Małgorzata BUJOCZEK. Factors influencing the diversity of deadwood, a crucial microhabitat for many rare and endangered saproxylic organisms. *Ecological Indicators* . 2022, (142). Doi: 10.1016/j.ecolind.2022.109197
- BÜTLER, Rita, Thibault LACHAT, Laurent LARRIEU a Yoan PAILLET. Habitat trees: key elements for forest biodiversity. In: KRAUS, Daniel a Frank KRUMM. *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute, 2013, s. 84-91. ISBN 978-952-5980-06-6.

CRECENTE-CAMPO, Felipe, María PASALODOS-TATO, Iciar ALBERDI, Laura HERNÁNDEZ, J. J. IBAÑEZ a Isabel CAÑELLAS. Assessing and modelling the status and dynamics of deadwood through national forest inventory data in Spain. *Forest Ecology and Management*. 2016, (360), 297-310. Doi: 10.1016/j.foreco.2015.10.029

ČESKO. Vyhláška č. 101/1996 Sb., aktuální znění od 11. 05. 2018. Vyhláška Ministerstva zemědělství, kterou se stanoví podrobnosti o opatřeních k ochraně lesa a vzor služebního odznaku a vzor průkazu lesní stráže.

ČESKO. Zákon č. 289/1995 Sb., aktuální znění 1. 02. 2022 – 30. 06. 2023. Zákon o lesích a o změně některých zákonů (lesní zákon)

ČESKO. Zákon č. 114/1992 Sb., aktuální znění 1. 02. 2022 – 30. 06. 2023. Zákon České národní rady o ochraně přírody a krajiny

DOBOR, Laura, Tomáš HLÁSNÝ, Werner RAMMER, Soňa ZIMOVÁ, Ivan BERKA a Rupert SEIDL. Is salvage logging effectively dampening bark beetle outbreaks and preserving forest carbon stocks?. *Journal of Applied Ecology*. 2019, **57**(1), 67-76. Doi:10.1111/1365-2664.13518

FOREST EUROPE, UNECE a FAO. *State of Forests 2011 Europe's: Status & Trends in Sustainable Forest Management in Europe*, 2011

FRIDMAN, Jonas a Mats WALHEIM. Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *Forest Ecology and Management*. 2000, 131(1-3), 23-36. Doi: 10.1016/S0378-1127(99)00208-X

GARBARINO, M., R. MARZANO, J. D. SHAW a J. N. LONG. Environmental drivers of deadwood dynamics in woodlands and forests. *Ecosphere*. 2015, **6**(3), 1-24. Doi:10.1890/ES14-00342.1

GOSSNER, Martin M., Thibault LACHAT, Jörg BRUNET, et al. Current Near-to-Nature Forest Management Effects on Functional Trait Composition of Saproxylic Beetles in Beech Forests. *Conservation Biology*. 2013, **27**(3), 605-614. Doi:10.1111/cobi.12023

GOSSNER, Martin M., Beate WENDE, Shaun LEVICK, et al. Deadwood enrichment in European forests – Which tree species should be used to promote saproxylic beetle diversity?. *Biological Conservation*. 2016, (201), 92-102. Doi: 10.1016/j.biocon.2016.06.032

GRAF, Marlene, Sebastian SEIBOLD, Martin M. GROSSNER, Jonas HAGGE, Ingmar WEISS, Claus BÄSSLER a Jörg MÜLLER. Coverage based diversity estimates of facultative saproxylic species highlight the importance of deadwood for biodiversity. *Forest Ecology and Management*. 2022, (517). Doi: 10.1016/j.foreco.2022.120275

HARTANTO, Herlina, Ravi PRABHU, Anggoro S. E. WIDAYAT a Chay ASDAK. Factors affecting runoff and soil erosion: plot-level soil loss monitoring for assessing sustainability of forest management. *Forest Ecology and Management*. 2003, 180(1-3), 361-374. Doi: 10.1016/S0378-1127(02)00656-4

HLÁSNÝ, Tomáš, Louis KÖNIG, Paal KROKENE, et al. Bark Beetle Outbreaks in Europe: State of Knowledge and Ways Forward for Management. *Current Forestry Reports*. 2021(7), 138-165. Doi: 10.1007/s40725-021-00142-x

HOLUB, Scott, Julie D. H. SPEARS a Kate LAJTHA. A reanalysis of nutrient dynamics in coniferous coarse woody debris. *Canadian Journal of Forest Research*. 2001, 31(11), 1894-1902. Doi:10.1139/cjfr-31-11-1894

HOLUŠA Jaroslav, Karolina RESNEROVÁ, Roman BERČÁK, Milan KOREŇ a Emanuel KULA. Optimalizace používání stromových lapáků proti lýkožroutům na smrku: *certifikovaná metodika. Lesnický průvodce 12/2021*. Strnady: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 2021. ISBN 978-80-7417-118-5.

HORÁK, Jakub, Jiří KOUT, Štěpán VODKA a Daniel C. DONATO. Dead wood dependent organisms in one of the oldest protected forests of Europe: Investigating the contrasting effects of within-stand

- variation in a highly diversified environment. *Forest Ecology and Management*. 2016, (363), 229-236. Doi: 10.1016/j.foreco.2015.12.041
- JACOBSEN, Rannveig M., Ryan C. BURNER, Siri Lie OLSEN, Olav SKARPAAS a Anne SVERDRUP-THYGESON. Near-natural forests harbor richer saproxylic beetle communities than those in intensively managed forests. *Forest Ecology and Management*. 2020, (466). Doi: 10.1016/j.foreco.2020.118124
- JOHNSTONE, Jill F., Craig D. ALLEN, Jerry F. FRANKLIN, et al. Changing disturbance regimes, ecological memory, and forest resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2016, **14**(7), 369-378. Doi:10.1002/fee.1311
- KAHL, Tiemo, Tobias ARNSTADT, Kristin BABER, et al. Wood decay rates of 13 temperate tree species in relation to wood properties, enzyme activities and organismic diversities. *Forest Ecology and Management*. 2017, (391), 86-95. Doi: 10.1016/j.foreco.2017.02.012
- KARPIŃSKI, Lech, István Elek MAÁK a Piotr WEĞIEREK. The role of nature reserves in preserving saproxylic biodiversity: using longhorn beetles (Coleoptera: Cerambycidae) as bioindicators. *The European Zoological Journal*. 2021, (88), 487-504. Doi: 10.1080/24750263.2021.1900427
- KLIMO, Emil a Jiří KULHAVÝ. Smrkové monokultury ve Střední Evropě. *Lesnická práce*. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce 99(10). ISSN 0322-9254
- KNÍŽEK Miloš a Jaroslav HOLUŠA. Lýkožrout severský. *Lesnická práce*. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce 07(4). ISSN 0322-9254
- KONÔPKA, Bohdan, Vladimír ŠEBEŇ a Katarína MERGANIČOVÁ. Forest Regeneration Patterns Differ Considerably between Sites with and without Windthrow Wood Logging in the High Tatra Mountains. *Forests*. 2021, 12(10). Doi: 10.3390/f12101349
- KRÁSA, Antonín. In: *Ochrana saproxylického hmyzu a opatření na jeho podporu: metodika AOPK ČR*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, 2015. ISBN 978-80-88076-15-5.
- KROKENE, Paal. Conifer Defense and Resistance to Bark Beetles. *Academic Press*. 2015, 177-207. Doi:10.1016/B978-0-12-417156-5.00005-8
- KUČERA, Miloš. Mrtvé dříví v Národní inventarizaci lesů ČR. *Lesnická práce*, 2012, 91 (2012)(1/12).
- KUNTTU, Panu, Hannes PASANEN, Teppo RÄMÄ, Matti KULJU, Sanna-Mari KUNTTU a Heikki KOTIRANTA. Diversity and ecology of aphyllorphoroid fungi on driftwood logs on the shores of the Baltic Sea. *Nordic Journal of Botany*. 2020, 38(4). Doi: 10.1111/njb.02735
- KUPFERSCHMID ALBISETTI, Andrea D., Peter BRANG, Walter SCHÖNENBERGER a Harald BUGMANN. Decay of *Picea abies* snag stands on steep mountain slopes. *The Forestry Chronicle*. 2003. Doi: 10.5558/tfc79247-2
- KUŽELKA, Karel, Róbert MARUŠÁK a Vilém URBÁNEK. Dendrometrie. V Praze: Česká zemědělská univerzita, 2015. ISBN 978-80-213-2600-2.
- LASSAUCE, Aurore, Yoan PAILLET, Hervé JACTEL a Christophe BOUGET. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*. 2011, 11(5), 1027-1039. Doi: 10.1016/j.ecolind.2011.02.004
- LASSAUCE, Aurore, Francois LIEUTIER a Christophe BOUGET. Woodfuel harvesting and biodiversity conservation in temperate forests: Effects of logging residue characteristics on saproxylic beetle assemblages. *Biological Conservation*. 2012, (147), 204-212. Doi: 10.1016/j.biocon.2012.01.001
- LEVERKUS, Alexandro B., Brian BUMA, Joseph WAGENBRENNER, Phillip J. BURTON, Emanuele LINGUA, Raffaella MARZANO a Simon THORN. Tamm review: Does salvage logging mitigate subsequent forest disturbances?. *Forest Ecology and Management*. 2021, (481). Doi: 10.1016/j.foreco.2020.118721

LONSDALE, David, Marco PAUTASSO a Ottmar HOLDENRIEDER. Wood-decaying fungi in the forest: Conservation needs and management options. *European Journal of Forest Research*. 2008, 127(1). Doi:10.1007/s10342-007-0182-6

LUBOJACKÝ Jan, Miloš KNÍŽEK a Jan LIŠKA. Ochrana lesa před kůrovci na smrku pro menší lesní majetky. *Lesnická práce*. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce 19(4). ISSN 0322-9254

MACKOVČIN, Peter. Management chráněných území v České republice. *Život. Prostr.* 2005, 39(2), 67-71.

MARINI, Lorenzo, Matthew P. AYRES, Andrea BATTISTI a Massimo FACCOLI. Climate affects severity and altitudinal distribution of outbreaks in an eruptive bark beetle. *Climatic Change*. 2012, (115), 327-341. Doi:10.1007/s10584-012-0463-z

MARINI, Lorenzo, Bjørn ØKLAND, Anna Maria JÖNSSON, et al. Climate drives of bark beetle outbreak dynamics in Norway spruce forests. *Ecography*. 2017, (40), 1426-1435. Doi:10.1111/ecog.02769

MERGANIČ, Ján, Katarína MERGANIČOVÁ, Mária VLČKOVÁ, et al. Deadwood Amount at Disturbance Plots after Sanitary Felling. *Plants*. 2022, 11(7). Doi: 10.3390/plants11070987

MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ. Zpráva o stavu lesa a lesním hospodářství České republiky v roce 2021.

MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ. Metodika managementu tlejícího dříví v lesích zvláště chráněných území. *Věstník*, 2014.

MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ. Postup asanace kůrovcem napadených porostů v CHKO a MZCHÚ. 2019.

MOREIRA-ARCE, Dario, Pablo M. VERGARA, Andrés FIERRO, Erick PINCHEIRA, Silvio J. CRESPI, Alberto ALANIZ a Mario A. CARVAJAL. Standing dead trees as indicators of vertebrate diversity: Bringing continuity to the ecological role of senescent trees in austral temperate forests. *Ecological Indicators*. 2021, (129). Doi: 10.1016/j.ecolind.2021.107878

MORENO-FERNÁNDEZ, Daniel, Eugenio DÍAZ-PINÉS, Ignacio BARBEITO, Mariola SÁNCHEZ-GONZÁLEZ, Fernando MONTES, Angustín RUBIO a Isabel CAÑELLAS. Emporal carbon dynamics over the rotation period of two alternative management systems in Mediterranean mountain Scots pine forests. *Forest Ecology and Management*. 2015, (348), 186-195. Doi:10.1016/j.foreco.2015.03.043

MÜLLER, Jörg, Heinz BUSSLER, Martin GOSSNER, Thomas RETTELBAACH a Peter DUELLI. The European spruce bark beetle *Ips typographus* in a national park: from pest to keystone species. *Biodiversity and Conservation*. 2008, 17(12), 2979-3001. Doi:10.1007/s10531-008-9409-1

MÜLLER, Jörg, Herve BRUSTEL, Antoine BRIN, et al. Increasing temperature may compensate for lower amounts of dead wood in driving richness of saproxylic beetles. *Ecography*. 2015, (38), 499-509. Doi:10.1111/ecog.00908

MÜLLER, Jörg, Reed F. NOSS, Simon THORN, Claus BÄSSLER, Alexandro B. LEVERKUS a David LINDENMAYES. Increasing disturbance demands new policies to conserve intact forest. *Conservation Letters*. 2019, 12(1). Doi: 10.1111/conl.12449

NACHLINGEROVÁ, Jana. Krušnohorské lesy – problematika kloubnatky a kůrovce. *Ekologické centrum Most pro Krušnohoří* [online]. 2021 [cit. 2023-03-15]. Dostupné z: <https://www.ecmost.cz/ke-stazeni?id=54&action=detail>

NIELSEN, Anders Busse, Soren Boye OLSEN a Thomas LUNDHEDE. An economic valuation of the recreational benefits associated with nature-based forest management practices. *Landscape and Urban Planning*. 2007, 80(1-2), 63-71. Doi: 10.1016/j.landurbplan.2006.06.003

- OHE, Yasuo, Harumi IKEI, Chorong SONG a Yoshifumi MIYAZAKI. Evaluating the relaxation effects of emerging forest-therapy tourism: A multidisciplinary approach. *Tourism Management*. 2017, (62), 322-334. Doi: 10.1016/j.tourman.2017.04.010
- PAILLET, Yoan, Laurent BERGÈS, Joakim HJÄLTÉN, et al. Diferencias en la Biodiversidad entre Bosques Manejados y No Manejados: Meta-análisis de la Riqueza de Especies en Europa. *Conservation Biology*. 2010, **24**(1), 101-112. Doi:10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x
- PALETTO, Alessandro, Isabella DE MEO, Paolo CANTIANI a Fabrizio FERRETTI. Effects of forest management on the amount of deadwood in Mediterranean oak ecosystems. *Annals of Forest Science*. 2014, (71), 791-800. Doi:10.1007/s13595-014-0377-1
- PAN, Yude, Richard A. BIRDSEY, Jingyun FANG, et al. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*. 2011, 333(6045), 988-993. Doi:10.1126/science.1201609
- PHILPOTT, Tim J., C. E. PRESCOTT, W. K. CHAPMAN a S. J. GRAYSTON. Nitrogen translocation and accumulation by a cord-forming fungus (*Hypholoma fasciculare*) into simulated woody debris. *Forest Ecology and Management*. 2014, (315), 121-128. Doi: 10.1016/j.foreco.2013.12.034
- PIASZCZYK, Wojciech, Jarosław LASOTA a Ewa BŁOŃSKA. Effect of Organic Matter Released from Deadwood at Different Decomposition Stages on Physical Properties of Forest Soil. *Forests*. 2019, 11(1). Doi: 10.3390/f11010024
- POHJANMIES, Tähti, Kyle EYVINDSON a Mikko MÖNKKÖNEN. Forest management optimization across spatial scales to reconcile economic and conservation objectives. *Plos one*. 2019. Doi: 10.1371/journal.pone.0218213
- RATHMANN, Joachim, Philipp SACHER, Norman VOLKAMANN a Marius MAYER. Using the visitor-employed photography method to analyse deadwood perceptions of forest visitors: a case study from Bavarian Forest National Park, Germany. *European Journal of Forest Research*. 2020, (139), 431-442. Doi: 10.1007/s10342-020-01260-0
- ROTH, Nicolas, Inken DOERFLER, Claus BÄSSLER, et al. Decadal effects of landscape-wide enrichment of dead wood on saproxylic organisms in beech forests of different historic management intensity. *Diversity and Distributions*. 2019, 430-441. Doi:10.1111/ddi.12870
- SEIBOLD, Sebastian, Claus BÄSSLER, Roland BRANDL, Martin M. GROSSNER, Simon THORN, Michael D. ULYSHEN a Jörg MÜLLER. Experimental studies of dead-wood biodiversity — A review identifying global gaps in knowledge. *Biological Conservation*. 2015, (191), 139-149. Doi: 10.1016/j.biocon.2015.06.006
- SEIBOLD, Sebastian, Werner RAMMER, Torsten HOTHORN, et al. The contribution of insects to global forest deadwood decomposition. *Nature*. 2021, (597), 77-81. Doi: 10.1038/s41586-021-03740-8
- SEIDL, Rupert, Mart-Jan SCHELHAAS, Werner RAMMER a Pieter Johannes VERKERK. Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change*. 2014, (4), 806-810.
- SEIDL, Rupert, Jörg MÜLLER, Torsten HOTHORN, Claus BÄSSLER, Marco HEURICH a Markus KAUTZ. Small beetle, large-scale drivers: how regional and landscape factors affect outbreaks of the European spruce bark beetle. *Journal of Applied Ecology*. 2016, (53), 530-540. Doi:10.1111/1365-2664.12540
- SEIDL, Rupert, Dominik THOM, Markus KAUTZ, et al. Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*. 2017, (7), 395-402. Doi:10.1038/NCLIMATE3303
- SCHROEDER, Martin a Dragoş COCOŞ. Performance of the tree-killing bark beetles *Ips typographus* and *Pityogenes chalcographus* in non-indigenous lodgepole pine and their historical host Norway spruce. *Agricultural and Forest Entomology*. 2017, **20**(3), 347-357. Doi: 10.1111/afe.12267
- SIITONEN, Juha. Forest Management, Coarse Woody Debris and Saproxylic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example. *Ecological Bulletins*. 2001, (49), 11-41. Doi:10.2307/20113262

- SIPPOLA, Anna-Liisa a Pertti RENVALL. Wood-decomposing fungi and seed-tree cutting: A 40-year perspective. *Forest Ecology and Management*. 1999, 115 (2-3), 183-201. Doi: 10.1016/S0378-1127(98)00398-3
- STANIASZEK-KIK, Monika, J. ZARNOWIEC a Damian CHMURA. 0.46490/vol25iss2pp249. *Baltic Forestry*. 2019, 25(2), 249-256. Doi: 10.46490/vol25iss2pp249
- STEVENS, Victoria. *The ecological role of coarse woody debris: an overview of the ecological importance of CWD*. British Columbia, Ministry of Forests research Program, 1997.
- STUTZ, Kenton P., Klaus KAISER, Janna WAMBSGANSS, Fernanda SANTOS, Asmeret Asefaw BERHE a Friederike LANG. Lignin from white-rotted European beech deadwood and soil functions. *Biogeochemistry*. 2019, (145), 81-105. Doi: 10.1007/s10533-019-00593-2
- THORN, Simon, Anne CHAO a Kostadin B. GEORGIEV, et al. Estimating retention benchmarks for salvage logging to protect biodiversity. *Nature Communications*. 2020, (11). Doi:10.1038/s41467-020-18612-4
- THORN, Simon, Claus BÄSSLER, Roland BRANDL, et al. Impacts of salvage logging on biodiversity: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*. 2017, 55(1), 279-289. Doi: 10.1111/1365-2664.12945
- THORN, Simon, Jörg MÜLLER a Alexandro B. LEVERKUS. Preventing European forest diebacks. *Science*. 2019, 365(6460). Doi:10.1126/science.aaz3476
- TLÁSKAL, Vojtěch, Petra ZRŮSTOVÁ, Tomáš VRŠKA a Petr BALDRIAN. Bacteria associated with decomposing dead wood in a natural temperate forest. *FEMS Microbiology Ecology*. 2017, 93(12). Doi: 10.1093/femsec/fix157
- TLÁSKAL, Vojtěch, Vendula BRABCOVÁ, Tomáš VĚTROVSKÝ, et al. Complementary Roles of Wood-Inhabiting Fungi and Bacteria Facilitate Deadwood Decomposition. *Ecological and Evolutionary Science*. 2021, 6(1). Doi: 10.1128/mSystems.01078-20
- UHL, Britta, Franz-Sebastian KRAH, Petr BALDRIAN, et al. Snags, logs, stumps, and microclimate as tools optimizing deadwood enrichment for forest biodiversity. *Biological Conservation*. 2022, (270). Doi: 10.1016/j.biocon.2022.109569
- VOGEL, Sebastian, Martin M. GOSSNER, Ulrich MERGNER, Jörg MÜLLER a Simon THORN. Optimizing enrichment of deadwood for biodiversity by varying sun exposure and tree species: An experimental approach. *Journal of Applied Ecology*. 2020, 57(10), 2075-2085. Doi: 10.1111/1365-2664.13648
- WEEDON, James T., William K. CORNWELL, Johannes H. C. CORNELISSEN, Amy E. ZANNE, Christian WIRTH a David A. COOMES. Global meta-analysis of wood decomposition rates: a role for trait variation among tree species?. *Ecology Letters*. 2009, 12(1), 45-56. Doi: 10.1111/j.1461-0248.2008.01259.x
- ZAHRADNÍK Petr. Lýkožrout lesklý. *Lesnická práce*. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce 07(4). ISSN 0322-9254
- ZAHRADNÍK Petr a Marie GERÁKOVÁ. Lýkožrout smrkový. *Lesnická práce*. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce 10(12). ISSN 0322-9254
- ZIELONKA, Tomasz. Quantity and decay stages of coarse woody debris in old-growth subalpine spruce forests of the western Carpathians, Poland. *Canadian Journal of Forest Research*. 2006. Doi: 10.1139/x06-149