

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra ekologie lesa



Bakalářská práce

Metody asanace smrků napadených kůrovci

Autor: Veronika Hejčmanová

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

2022

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta lesnická a dřevařská

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Veronika Hejcmanová

Lesnictví

Ochrana a pěstování lesních ekosystémů

Název práce

Metody asanace smrků napadených kůrovci

Název anglicky

Methods of sanitation treatments of spruce trees attacked by bark-beetles

Cíle práce

Cílem práce bude shrnout různé přístupy k managementu kůrovcovitých. Speciální pozornost bude věnována možnostem managementu kůrovcovitých v chráněných územích, kde je třeba používat šetrné metody a vyloučit intenzivní technologie. Bude použita aktuální vědecká a odborná literatura. Stěžejní částí práce bude souhrn metod zpracování (asanace) smrků napadených kůrovci nebo padlých kmenů. Cílem bude vytvořit co nejúplnější seznam používaných či použitelných metod a provést rešerši dostupných dat o jejich vlivu na populace kůrovců (zejména *Ips typographus*), na populace dalších necílových organismů (resp. na kvalitu biotopu mrtvého dřeva), a také o ekonomických nákladech těchto metod.

Metodika

Práce bude sestávat z literární rešerše, která bude zaměřená obecně na management kůrovcovitých a jejich roli v lesních ekosystémech, a z praktické části, která bude zaměřená na rozbor metod asanací stromů napadených kůrovci. Práce proto musí být založená na domácí i zahraniční vědecké literatuře, ale i dalších odborných publikacích a nepublikovaných datech, odborných textech a podobně. Praktická část bude dle potřeby a reálných možností doplněna o informace z praxe formou vlastního šetření, sběrem údajů z dostupných dokumentů nebo rozhovory se zasvěcenými odborníky.

Harmonogram zpracování:

Květen 2021 — Zadání BP

Léto 2021 — Studium literatury a dalších zdrojů, vytvoření seznamu metod, sběr dat a informací o metodách

Červenec 2021 — Konzultace seznamu asanačních metod se školitelem

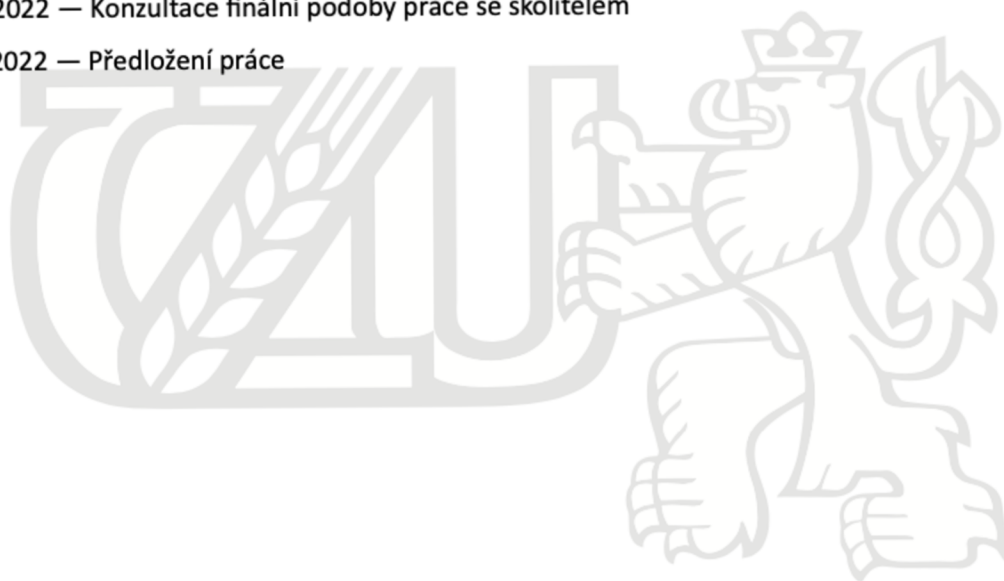
Listopad 2021 — Odevzdání osnovy práce a kostry literárních zdrojů školiteli

Listopad 2021 — Konzultace výsledků vlastního šetření se školitelem

Zima 2021/2022 — Příprava textu BP

Březen 2022 — Konzultace finální podoby práce se školitelem

Duben 2022 — Předložení práce



Doporučený rozsah práce

30 – 40 stran

Klíčová slova

Lýkožrout smrkový, přírodě blízká asanace, šetrná asanace, biodiverzita, ochrana přírody.

Doporučené zdroje informací

- Bače, R., Svoboda, R., 2014. Management mrtvého dřeva v hospodářských lesích, certifikovaná metodika. Česká zemědělská univerzita v Praze.
- Hagge, J., Leibl, F., Müller, J., Plechinger, M., Soutinho, J.G. and Thorn, S., 2019. Reconciling pest control, nature conservation, and recreation in coniferous forests. *Conservation Letters*, 12(2), p.e12615.
- 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. and Bouget, C., 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*, 11(5), pp.1027-1039.
- Seidl, R., Müller, J., Hothorn, T., Bässler, C., Heurich, M. and Kautz, M., 2016. Small beetle, large-scale drivers: how regional and landscape factors affect outbreaks of the European spruce bark beetle. *Journal of Applied Ecology*, 53(2), pp.530-540.
- Thom, D. and Seidl, R., 2016. Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. *Biological Reviews*, 91(3), pp.760-781.
- Thorn, S., Bässler, C., Brandl, R., Burton, P.J., Cahall, R., Campbell, J.L., Castro, J., Choi, C.Y., Cobb, T., Donato, D.C. and Durska, E., 2018. Impacts of salvage logging on biodiversity: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 55(1), pp.279-289.
- Thorn, S., Bässler, C., Bußler, H., Lindenmayer, D.B., Schmidt, S., Seibold, S., Wende, B. and Müller, J., 2016. Bark-scratching of storm-felled trees preserves biodiversity at lower economic costs compared to debarking. *Forest Ecology and Management*, 364, pp.10-16.
- Thorn, S., Bässler, C., Svoboda, M. and Müller, J., 2017. Effects of natural disturbances and salvage logging on biodiversity—Lessons from the Bohemian Forest. *Forest Ecology and Management*, 388, pp.113-119.
- Zahradník, P., Zahradníková, M., 2019. Katalog asanačních metod, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i.
-

Předběžný termín obhajoby

2021/22 LS – FLD

Vedoucí práce

Ing. Vojtěch Čada, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie lesa

Elektronicky schváleno dne 8. 2. 2022

prof. Ing. Miroslav Svoboda, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 22. 2. 2022

prof. Ing. Róbert Marušák, PhD.

Děkan

V Praze dne 01. 04. 2022

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma „Metody asanace smrků napadených kůrovci“ vypracovala samostatně pod vedením pana Ing. Vojtěcha Čady, Ph.D. a použila jen prameny, které uvádím v seznamu použitých zdrojů.

Jsem si vědoma, že zveřejněním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním dle zákona č. 111/1998 Sb. o vysokých školách v platném znění, a to bez ohledu na výsledek její obhajoby.

V Praze dne:

Podpis:

Poděkování:

Ráda bych poděkovala panu Ing. Vojtěchovi Čadovi, Ph.D. za odborné vedení a konzultace při zpracování této bakalářské práce. Dále mé poděkování patří panu Mgr. Miroslavovi Havirovi Ph.D. za odborné rady z praxe a mé rodině a příteli za podporu při studiu.

Metody asanace smrků napadených kůrovci

Abstrakt

Tato bakalářská práce je zaměřena na analýzu různých přístupů k managementu kůrovcovitých. Cílem je shrnout veškeré metody využívané k asanaci smrkových porostů zasažených zejména lýkožroutem smrkovým a jejich vliv na lesní ekosystém. Základem práce je literární rešerše zaměřená na dynamiku horského smrkového lesa, podkorní hmyz a možnosti jeho kontroly. Dále na biologické dědictví, funkce mrtvého dřeva a biodiverzitu. Metodika se sestává ze sběru informací, k jejichž získání byla využita odborná literatura, vědecké články a konzultace s odborníky v dané oblasti. Výsledky byly zformulovány na základě získaných informací do třech tabulek. V první tabulce jsou porovnávány ekonomické aspekty vybraných metod a jejich vývoj v čase. Druhá tabulka shrnuje získané poznatky o vlivech a vlastnostech zkoumaných asanačních metod. Posuzován je zejména vliv na biodiverzitu, půdu, přirozené zmlazení a množství tlejícího dřeva ponechaného v porostu. Třetí tabulka udává objem asanovaného dřeva v České republice. Podle těchto parametrů bylo posouzeno, zda je konkrétní metoda vhodná pro použití v chráněných lesních oblastech. Po srovnání všech metod z výsledků vyplývá, že nejlepší volbou je drážkování kůry, které je dostatečně účinné, ekonomicky výhodné a zároveň nenarušuje biodiverzitu. Dále se v chráněných oblastech osvědčuje odkornění stojících stromů, díky kterému si les částečně zachovává svou přirozenou podobu za současného zamezení šíření podkorního hmyzu.

Klíčová slova: lýkožrout smrkový, přírodě blízká asanace, šetrná asanace, biodiverzita, ochrana přírody

Methods of sanitation treatments of spruce trees attacked by bark-beetles

Abstract

This bachelor thesis focuses on the analysis of different approaches to bark beetle management. The aim is to summarize all the methods used to sanitation spruce stands affected mainly by spruce bark beetle and their impact on the forest ecosystem. The basis of the thesis is a literature search focused on the dynamics of mountain spruce forest, bark beetles and their control options. Furthermore, on biological heritage, deadwood functions and biodiversity. The methodology consists of collecting information using literature, scientific articles and consultations with experts in the field. The results were formulated into two tables based on the information gathered. The first table compares the economic aspects of the selected methods and their evolution over time. The second table summarises the knowledge obtained on the effects and characteristics of the sanitation methods studied. In particular, the effects on biodiversity, soil, natural regeneration and the amount of standing timber left in the stand are assessed. The third table shows the volume of harvested timber in the Czech Republic. These parameters were used to assess whether a particular method was suitable for use in protected forest areas. After comparing all the methods, the results show that bark stripping is the best choice as it is sufficiently efficient, economically viable and does not disturb biodiversity. In addition, in protected areas, bark stripping of standing trees works well, as it allows the forest to partially retain its natural form while preventing the spread of bark beetles.

Key words: spruce bark beetle, nature friendly sanitation, environmentally friendly sanitation, biodiversity, nature conservation

Obsah

1.	ÚVOD.....	11
2.	CÍLE PRÁCE.....	11
3.	LITERÁRNÍ REŠERŠE.....	12
3.1.	DYNAMIKA HORSKÉHO SMRKOVÉHO LESA.....	12
3.1.1.	PODKORNÍ HMYZ	12
3.1.1.1.	LÝKOŽROUT SMRKOVÝ (<i>IPS TYPOGRAPHUS</i>)	13
3.1.1.2.	ROZŠÍŘENÍ	13
3.1.1.3.	VÝVOJ.....	13
3.1.1.4.	ROJENÍ.....	14
3.1.1.5.	PŘEZIMOVÁNÍ A DIAPAUZA	15
3.1.1.6.	PŘIROZENÍ NEPŘÁTELÉ.....	15
3.1.1.7.	POPULAČNÍ DYNAMIKA	16
3.1.2.	LÝKOŽROUT LESKLÝ (<i>PITYOGENES CHALCOGRAPHUS</i>)	17
3.1.2.1.	ROZŠÍŘENÍ	17
3.1.2.2.	VÝVOJ.....	17
3.1.2.3.	ROJENÍ A PŘEZIMOVÁNÍ	18
3.1.2.4.	PŘIROZENÍ NEPŘÁTELÉ.....	18
3.1.3.	LÝKOŽROUT SEVERSKÝ (<i>IPS DUPLICATUS</i>).....	18
3.1.3.1.	ROZŠÍŘENÍ	19
3.1.3.2.	VÝVOJ.....	19
3.1.3.3.	ROJENÍ A PŘEZIMOVÁNÍ	20
3.1.3.4.	PŘIROZENÍ NEPŘÁTELÉ.....	20
3.2.	KONTROLA A OBRANA PROTI KALAMITNÍM ŠKŮDCŮM	20
3.2.1.	STROMOVÉ LAPÁKY	21
3.2.2.	FEROMONOVÉ LAPAČE.....	22
3.2.3.	OTRÁVENÉ LAPÁKY.....	23
3.3.	OCHRANA LESA V CHRÁNĚNÝCH ÚZEMÍCH	24
3.4.	MANAGEMENT KŮROVCOVITÝCH V HORSKÝCH SMRČINÁCH.....	25
3.5.	BIOLOGICKÉ DĚDICTVÍ	26
3.5.1.	MRTVÉ DŘEVO	26
3.5.2.	MANAGEMENT MRTVÉHO DŘEVA V HORSKÝCH SMRČINÁCH	28
3.5.3.	BIODIVERZITA.....	28
3.5.3.1.	HMYZ.....	29
3.5.3.2.	HOUBY.....	30
3.5.3.3.	PŘIROZENÁ OBNOVA	30
4.	METODIKA.....	31
5.	VÝSLEDKY	31

5.1.	ASANACE TĚŽBOU S ODSTRANĚNÍM AKTIVNÍ HMOTY	31
5.2.	ODKORŇOVÁNÍ	33
5.3.	DRÁŽKOVÁNÍ.....	36
5.4.	ODKORNĚNÍ STOJÍCÍCH STROMŮ	37
5.5.	CHEMICKÁ ASANACE	39
5.6.	DALŠÍ NEPŘÍZNIVÉ DOPADY ASANACE NA BIOLOGICKÉ DĚDICTVÍ	41
5.7.	ASANACE TĚŽEBNÍCH ZBYTKŮ	42
5.7.1.	ŠTĚPKOVÁNÍ.....	42
5.7.2.	ČÁSTEČNÁ ASANACE ZMĚNOU EKOLOGICKÝCH PODMÍNEK	43
5.7.3.	PÁLENÍ	43
5.8.	EKONOMICKÉ ASPEKTY	44
5.9.	OBJEM ASANOVANÉHO DŘEVA V ČR	44
5.10.	SHRNUTÍ NEGATIV A POZITIV VYBRANÝCH ASANAČNÍCH METOD	45
6.	DISKUSE	46
7.	ZÁVĚR	48
8.	SEZNAM LITERATURY	50

Seznam obrázků

Obrázek 1:	Neodvětvený vývrat odkorněný ručním škrabákem	35
Obrázek 2:	Kmen odkorněný pomoci nástavce na motorovou pilu	35
Obrázek 3:	Neodvětvený vývrat asanovaný drážkováním	37
Obrázek 4:	odkornění stojících stromů	38
Obrázek 5:	Odkorněný vývrat.....	42

Seznam tabulek

Tabulka 1:	Porovnání nákladů vybraných asanačních metod za rok 2020 a 2022 (Náklady obvyklých opatření MŽP 2020, Náklady obvyklých opatření MŽP 2022). ...	44
Tabulka 2:	Objem asanovaného dřeva v české republice za roky 2020, 2019 a 2018 (Knížek a Liška 2021).....	44
Tabulka 3:	Souhrn pozitivních a negativních vlastností a vlivů výše popsaných asanačních metod	45

1. Úvod

Rozdíl mezi plánovanou těžbou a asanační těžbou je v tom, že asanační těžba může být zahájena i na místech, kde by za normálních okolností nikdy neprobíhala. Výjimkou nejsou ani silně podmáčená stanoviště, chráněná území nebo hůře dostupné lokality (Havira 2016). Hlavním úkolem asanačních metod je zabránit přemnožení a následnému nekontrolovatelnému šíření podkorního hmyzu (Zahradník a Zahradníková 2019). Efektivita jednotlivých metod závisí na charakteru porostu. Ve smrkových monokulturách musí být obranná opatření daleko intenzivnější a pravidelnější než ve smíšených porostech (Juha 2012). Faktorem určujícím zahájení asanační těžby je rozsah disturbance (Havira 2016). Za rok 2020 bylo v České republice včas asanováno pouze 20-30 % z celkového objemu kůrovcového dříví, který činil 14,9 mil. m³ (Knížek a Liška 2021).

Oproti přírodnímu stavu asanační zásahy způsobují značné změny v prostředí. Primárním důvodem asanace v horských smrčích je ochrana okolních produkčních lesů (Havira, Čada 2018). Největším problémem při asanaci je odstraňování napadených stromů z porostu, čímž se snižuje budoucí množství tlejícího dřeva, dochází ke ztrátě substrátu a mikrohabitatů lesních organismů. Přibližování a odvoz kmenů těžkou technikou způsobuje zhutnění a erozi půdy atd.

V chráněných oblastech by se měly uplatňovat především šetrnější metody. Cílem přírodě blízkých asanačních metod je zejména zachování co největšího množství dřevní hmoty v lese a co nejmenší zásah do struktury biologického dědictví (Havira 2016). V ČR zároveň dosud neexistuje žádná publikace shrnující uceleně přírodě blízké asanační metody, které by byly použitelné v chráněných územích, kde se proti kůrovcovým broukům zasahuje.

2. Cíle práce

Cílem této bakalářské práce je shrnutí veškerých metod boje proti broukům z čeledi kůrovcovití. Zvláštní pozornost je věnována chráněným územím, kde je zapotřebí v managementu kůrovcovitých postupovat šetrnější cestou a co nejvíce omezit negativní dopady na lesní ekosystém. Dalším cílem je zhodnocení vlivu metod asanací na lesní prostředí, necílové organismy a finanční náročnosti.

3. Literární rešerše

3.1. Dynamika horského smrkového lesa

Hlavní silou, která ovlivňuje dynamiku mnoha lesních ekosystémů jsou disturbance (Svoboda 2008), které vytvářejí nové prostředí v podobě biologického dědictví (Havira et al. 2017). Pod pojmem disturbance se vlastně skrývá konkrétní událost v čase, která naruší dosavadní ekosystém a tím umožní jeho další vývoj. Znalost těchto procesů je zásadní při utváření rozdílného managementu v zásahových a bezzásahových oblastech chráněných území (Čada 2014). Hlavními disturbančními činiteli jsou vichřice a podkorní hmyz, dále pak laviny, imise, houbové patogeny a také liská činnost (Havira 2016). Vichřice a gradace podkorního hmyzu spolu úzce souvisejí. Po vichřici zůstává v lese velké množství vhodného materiálu pro reprodukci podkorního hmyzu, což má za následek zvětšení jeho populace a následné rozšíření míry narušení (Havira, Čada 2018). Gradace je také ovlivněna klimatickými změnami, které jsou pro podkorní hmyz příznivé, a naopak pro smrkové porosty stresujícím faktorem (Havira et al. 2017).

Kůrovcová kalamita přináší lesnímu prostředí mnohá pozitiva, zvyšuje například množství mrtvého dřeva a slunečního záření, což navyšuje počet včel, vos, lišejníků, pavouků a také obnovy vzácné *Antrodiella citrinella* (Thorn et al. 2017). Jonášová (2008) při svém výzkumu zjistila, že ponechat smrkové lesy bez zásahu je mnohem lepší variantou než jakékoliv lesnická opatření. Odstraňování sterilních stromů je z hlediska ochrany lesa bezpředmětné, protože takové stromy již nejsou pro lýkožrouty atraktivní. Naopak je jejich ponechání v lese důležité pro druhovou rozmanitost (Mišcicki et al. 2021). Dobor et al. (2020) pokazuje na možnost, že se disturbance způsobené podkorním hmyzem budou v příštích desetiletích nadále zvyšovat, a to hlavně vlivem klimatických změn, což by mohlo zapříčinit, že se asanační těžby stanou do jisté míry neefektivní.

3.1.1. Podkorní hmyz

Druhy organismů, které ohrožují produkci dřevní hmoty jsou dle vyhlášky č. 76/2018 Sb. považovány za tzv. kalamitní škůdce, i když se v řadě případů jedná o běžnou součást lesních ekosystémů (viz předchozí kapitola). Mezi kalamitní škůdce patří například lýkožrout smrkový (*Ips typographus*), lýkožrout lesklý (*Pityogenes chalcographus*), klikoroh borový (*Hylobius abietis*), bekyně mniška (*Lymantria monacha*), obaleč modřínový (*Zeiraphera diniana*) a ploskohřbetky (*Cephalcia*) (Kula 2014). Aktuální gradace kůrovců způsobila, že výše nahodilých těžeb dosáhla v roce 2020

dosud nejvyšší úrovně, 26,24 mil. m³. Téměř výhradně se jedná o smrkové dříví napadené lýkožroutem smrkovým, který bývá doprovázen lýkožroutem lesklým a lýkožroutem severským (Knížek a Liška 2021).

3.1.1.1. Lýkožrout smrkový (*Ips typographus*)

Lýkožrout smrkový je nedílnou součástí veškerých smrkových ekosystémů. Je sice jedním z nejzávažnějších kalamitních škůdců v celé Eurasii, ale jeho vliv není pouze destruktivní. Tím, že osidluje oslabené, umírající a mrtvé stromy přispívá k rozkladu kůry a dřeva, čímž podporuje biologickou různorodost (Hagge et al. 2019). Jedná se o brouka hnědého až černého zbarvení s délkou těla dosahující až 4,5 milimetru (Zahradník a Knížek 2016). Náleží do řádu brouci (*Coleoptera*), čeledi nosatcovití (*Curculionidae*) a rodu lýkožrout (*Ips*) (Nakládal 2015).

3.1.1.2. Rozšíření

Je původním druhem horských oblastí. Dnes je ale jeho areál značně rozsáhlejší, a to hlavně kvůli pěstování smrku v nižších polohách. Napadá převážně smrk ztepilý (*Picea abies*), vzácně také osidluje modřín opadavý (*Larix decidua*) a borovici lesní (*Pinus sylvestris*) (Kula 2014). Často se objevuje na smrcích, které překročily hranici 60 let, kde vyhledává slunná místa porostních stěn. Uvnitř porostu se vyskytuje pouze při kalamitním stavu nebo při poklesu zakmenění (Zahradník a Geráková 2010). Ideálními podmínkami pro gradaci kůrovce jsou větrné kalamity a jejich pozdní zpracování v kombinaci se suchem a teplem. Brouk se tak může přemnožit, napadat i zdravé stromy a zapříčinit rozsáhlé odumírání smrkových porostů (Kindlmann et al. 2012).

3.1.1.3. Vývoj

Období vývoje lýkožrouta začíná nalétnutím samečka na strom, kde vyhloubí snubní komůrku a pomocí agregačních feromonů naláká obvykle 1-3 samičky (Zahradník 2004). Současně se samičkami láká také samce svého druhu, aby zvýšil šance na překonání obrany stromu (Kausrud et al. 2012). Samičky po spáření kladou do zářezů matečné chodby 1-2 vajíčka denně. Jediná samička naklade za svůj život v průměru kolem 60 vajíček. Vajíčka jsou bílá, oválná a jejich velikost se pohybuje v rozmezí 0,6 – 1,0 milimetrů (Zahradník 2004). Toto stádium trvá přibližně 6–18 dnů, poté se z vajíček začínají líhnout larvy (Kula 2014).

Larvy jsou beznohé, bíle zbarvené s chitinizovanou hlavou (Zahradník 2004). V prvním instaru jsou dlouhé pouze 2 milimetry a na konci vývoje (třetí instar) dosahují délky až 7 milimetrů. Larvální stádium trvá v rozmezí 6–50 dnů, závisí totiž na množství a kvalitě potravy, na klimatických podmínkách a také na přítomnosti parazitů (Kula 2014). Chodby, které larvy v lýku vyhlodávají jsou dlouhé 3-6 centimetrů a probíhají kolmo na směr matečných chodeb (Matoušek 2012).

Z larválního stádia lýkožrout přechází do stádia kukly. Kukla je volného typu, což znamená, že jsou pozorovatelné veškeré vnější orgány. Dosahuje délky 5-6 milimetrů a na konci zadečku má dva trny (Kula 2014). Po 8 dnech se obvykle z kulek vylíhne nejprve bílý brouk, který postupně žloutne, hnědne a přechází v dospělého. Pohlavně brouk dospívá za 2-3 týdny, kdy vykusuje zralostní žír (Zahradník a Geráková 2010). Při líhnutí je poměr pohlaví obvykle 1 samec a 3 samice (Nakládal 2015).

Imago lýkožrouta smrkového je charakteristické svým lesklým, černohnědým, válcovitým tělem. Zád' krovek je prohloubená, matně leklá, lehce tečkovaná a zakončená čtyřmi páry zoubků. Horní dva páry zoubků jsou malé, třetí je největší a čtvrtý je opět drobný. Celé tělo je pokryto dlouhými žlutavými chloupky. Samičku od samečka rozeznáme podle větší hustoty chloupků na přední straně pronota. Sameček je rozlišován podle výraznějšího hrbolku na čele (Kula 2014). Od ostatních lýkožroutů na smrku se různí zejména tím, že nemá tečkované mezirýží, je silněji ochlupen a krovky má v zadní části matně lesklé (Zahradník 2004).

3.1.1.4. Rojení

Rojení by se dalo definovat jako masový let dospělých jedinců kůrovce za účelem vyhledání vhodné živné dřeviny pro založení nové generace (Kula 2014). Klimatické podmínky České republiky umožňují vznik většinou dvěma generacím kůrovce za rok. Pokud je dostatečné teplo a sucho, je kůrovec schopen založit i 3. generaci, tu však většinou není schopen dokončit a zimuje ve stádiu larvy nebo kukly. Ve středních polohách začíná rojení 1. generace na jaře, zpravidla na přelomu dubna a května. V horských oblastech se začátek rojení může zpozdit až o měsíc, což je zapříčiněno odlišnou teplotou a vyšší nadmořskou výškou (Zahradník 2004). Pro začátek jarního rojení jsou nejpříznivější teploty, které překonají hranici 16 °C (Kula 2014). Vývoj 2. generace se odvíjí od ukončení rojení 1. pokolení a probíhá v letních měsících (červen–srpen). Následné 3. rojení se odehrává na přelomu srpna a září (Matoušek 2012).

Za 2-3 týdny po ukončení vývoje každé ze tří generací začíná sesterské rojení, které zakládá samička po prodělání regeneračního žíru. Typické je zejména tím, že samičky kladou vajíčka bez dalšího oplodnění samečkem. Může probíhat v původním požerku, ale častěji samička přelétá na jiný strom, kde vyhlodá novou matečnou chodbu. (Kula 2014) Zhruba 25 % samiček zakládá sesterské pokolení (Nakládal 2015).

3.1.1.5. Přezimování a diapauza

Kůrovec většinou přezimuje ve stádiu dospělce, zřídka ve stádiu larvy nebo kukly, ale ve stádiu vajíčka nikdy (Nakládal 2015). Nejvhodnější místo pro přezimování je pod kůrou, kde zimuje téměř 90 % dospělců. Pouhých 10 % zimuje v hrabance pod napadenými stojícími nebo ležícími stromy (Matoušek 2012).

Přechod do diapauzy nastává v momentě, kdy se délka dne zkrátí na 14,5 hodin, což je v našich podmínkách přibližně v polovině srpna. Navození tohoto stavu je řízeno hormonálně a má mnoho typických znaků jako je: omezení letové aktivity, zastavení reprodukce, u samic redukce vaječníků, hromadění a úspora energie, atrofie létacího svalstva. V prosinci dochází k ukončení diapauzy a brouci přecházejí do post-diapauzní kviescence a připravují se na nadcházející sezónu (Kula 2014).

3.1.1.6. Přirození nepřátelé

Mimo klimatických vlivů, obranyschopnosti stromů a nadmořské výšky mají v populační dynamice kůrovce velký význam také přirození nepřátelé a patogeny. Nejedna studie prokázala, že četnost kůrovce a jejich přirozených nepřátel spolu blízce souvisí a má významný vliv na biodiverzitu rozkládající se dřevní hmoty (Havira 2016).

Významným predátorem je pestrokrovečník mravenčí (*Thanasimus formicarius*) z čeledi pestrokrovečnickovití (*Cleridae*), jehož larvy i dospělci pronikají do chodeb a živí se larvami, kuklami i dospělci lýkožrouta (Nakládal 2015). Mnohé studie uvádí, že pestrokrovečník může snížit populaci kůrovce až o 18 % (Vanická et al. 2020). *Nemosoma elongatum* z čeledi kornatcovití (*Temnochilidae*) se živí podobně jako pestrokrovečník. Jeho larvy i dospělci jsou dobře přizpůsobeni pro pohyb v chodbách kůrovce. Tento druh také velmi často loví lýkožrouta lesklého (*Pityogenes chalcographus*) (Setkání lesníků tří generací 2003). Dalším významným predátorem jsou mouchy z čeledi lupicovití (*Dolichopodidae*), rodu *Medetera*. Mortalita, kterou tyto mouchy zapříčiní, se odvíjí od hustoty obsazení kmene kůrovcem. Pokud je hustota jeho

larev 10 kusů na 100 cm² kůry, jsou mouchy schopné způsobit mortalitu 70-90 % (Nakládal 2015).

Mezi parazitoidy patří zástupci z čeledi kovověnkovití (*Pteromalidae*). Například samice *Tomicobia seitneri* kladou svá vajíčka do těl kůrovců, ti jsou sice stále schopni zavrtat se do kůry a naklást vajíčka, ale jejich plodnost je značně snížena a to o 30 %. Parazitoidy jsou i druhy z čeledi lumčíkovití (*Braconidae*), napadající především larvy, ale i dospělce (Vanická et al. 2020).

V současné době je známo něco přes 20 patogenů napadajících kůrovce. Mezi nejčastější patogeny lýkožrouta smrkového patří například *entomoproxivirus typographi* nebo microsporidie *Chytridiopsis typographi*. Tyto patogeny jsou přenášeny kontaktem, trusem nebo prostřednictvím mrtvých těl infikovaných jedinců. Čím je populace brouků hustší, tím efektivnější přenos patogenů je. Výskyt patogenů je ovlivňován teplotou a vlhkostí, pokud je vystaven suchu a slunečnímu záření, nevydrží v prostředí déle než 1 rok. Nejlépe patogeny přežívají ve výkalech a infikovaných mrtvolách (Vanická et al. 2020).

Významné procento predace tvoří také ptáci, především datlovití, kteří z kůry vyklouvají larvy, kukly i dospělce (Kula 2014).

3.1.1.7. Populační dynamika

Na populační dynamiku mají vliv jak abiotické (teplota, srážky), tak biotické faktory (konkurence, mortalita, predace, zdravotní stav stromů). Na základě získaných znalostí o populační dynamice lýkožrouta smrkového je možné předpokládat další vývoj populace, který můžeme ovlivnit a zabránit tak dalšímu poškození lesního porostu (Matoušek 2012). Množství a kvalita materiálu vhodného k reprodukci jsou dalším faktorem, který ovlivňuje velikost populace. Za atraktivní materiál jsou považovány především oslabené nebo čerstvě odumřelé stromy. Nejvíce vyhledávané jsou větrné polomy a vývraty, jejichž množství je významným činitelem ovlivňujícím přemnožení kůrovce. Jelikož je napadení živého zdravého stromu náročnější, jsou kolonizovány až při vyšší populační hustotě kůrovců (Kausrud et al. 2012).

Počet jedinců lýkožrouta je ovlivňován plodností, která je závislá na sexuálním indexu (poměr pohlaví) a na absolutním reprodukčním činiteli (počet vajíček, které samička naklade za vhodných podmínek). Dále pak na míře konkurence, která může být mezidruhová nebo vnitrodruhová. K vnitrodruhové konkurenci dochází při překročení kapacity kmene. V tomto případě začnou brouci vylučovat antiagregační feromon, čímž

zabraňují dalšímu nalétávání na strom (Zumr 1995). Ačkoliv je lýkožrout smrkový schopný usmrtit strom sám, většinou se samostatně nevyskytuje. Mezidruhová konkurence je navyšována přítomností ostatních druhů škůdců, jako jsou lýkožrout menší (*Ips amitinus*), lýkožrout severský (*Ips duplicatus*) nebo lýkožrout lesklý (*Pityogenes chalcographus*) (Matoušek 2012). Lýkožrout smrkový a lýkožrout menší se souběžně téměř nevyskytují. Pokud je strom hustě osídlen lýkožroutem menším, lýkožrout smrkový nevystoupí ani do třetiny profilu koruny. Bez významné konkurence probíhá soužití lýkožrouta smrkového a lýkožrouta lesklého, který využívá prostoru mezi požerky (Kula 2014).

3.1.2. Lýkožrout lesklý (*Pityogenes chalcographus*)

Lýkožrout lesklý je škůdcem sekundárním a fyziologickým. Spadá do řádu brouci (*Coleoptera*) a čeledi kůrovcovití (*Scolytidae*). Je to lesklý hnědý brouk o velikosti 1,6 - 2,8 milimetrů (Nakládal 2015).

3.1.2.1. Rozšíření

Areál jeho výskytu zahrnuje jak nížiny, tak horské oblasti (Zahradník 2004). Vyskytuje se po celé Evropě, na Kavkazu, Sibiři, a dokonce i v Japonsku. Primárně napadá smrk ztepilý (*Picea abies*), ale nepohrdne ani jinými druhy našich jehličnatých dřevin, jako je smrk pichlavý (*Picea pungens*), modřín opadavý (*Larix decidua*) nebo borovice černá (*Pinus nigra*). Upřednostňuje odumírající nebo čerstvě odumřelé stromy, zdravé stromy napadá pouze při přemnožení (Zahradník 2007). Poškozuje zejména mladší stromy, tyčkoviny a tyčoviny. Napadá ale i starší porosty, které jsou ohrožovány imisemi z měst a průmyslových oblastí. U starších stromů vyhledává hlavně koncové části větví, kde je tenká kůra. Mladé stromky napadá celé (Švestka et al. 1996).

3.1.2.2. Vývoj

Podobně jako u lýkožrouta smrkového, tak i u lýkožrouta lesklého nalétá na strom jako první sameček, který vyhloubí snubní komůrku a pomocí agregačních feromonů naláká 3-6 samiček. Ty poté pokračují v hloubení matečné chodby, která má hvězdicovité uspořádání a tam kladou do zářezů drobná, bílá vajíčka (Zahradník 2004). V průběhu 7 dnů samička naklade kolem 10-26 vajíček (Zahradník 2007).

Z vajíček se larvy líhnou postupně jak byla nakladena. Larvy jsou stejně jako u lýkožrouta smrkového beznohé, bělavé a mají hnědou chitinizovanou hlavu. Jejich velikost se v posledním instaru pohybuje kolem 2,7 -3 milimetrů (Zahradník 2004).

Poté, co larvy ukončí žír, který trvá 4-6 týdnů, začnou se kuklit. Kukla je volného typu, má tedy viditelné veškeré budoucí vnější orgány. Kukelní komůrka se nachází v kůře (Zahradník 2007).

Na konci června se začínají objevovat první dospělci. Samce od samice rozeznáme podle čela. U samců je ploché a lehce tečkované, u samic je mezi očima patrná hluboká jamka. Štít je lesklý, zepředu hrbolatý a vzadu tečkovaný. Lesklé a tečkované jsou i krovky, které jsou opatřeny třemi páry zubů. Zuby samic tvoří mozolovité hrbolky, samci mají zuby kuželovitého tvaru. Mezirýží jsou také lesklá, ale hladká bez teček (Zahradník 2004).

3.1.2.3. Rojení a přezimování

Lýkožrout lesklý je schopen za příznivých podmínek v nižších polohách založit až 3 generace. V horských oblastech zakládá většinou jen 2 generace. Tak jako lýkožrout smrkový i lýkožrout lesklý zakládá sesterská pokolení. Období vegetačního klidu překonává ve stádiu larvy, kukly nebo dospělého. Přezimuje obvykle v místě vývoje, v hrabance nebo přelétá na jiný strom (Zahradník 2007).

3.1.2.4. Přirození nepřátelé

Úhlavním nepřítelem lýkožrouta smrkového je kornatec dlouhý (*Nemosoma elongatum*) z čeledi kornatcovití (*Temnochilidae*), který je díky svému úzkému tělu schopen prolézat chodbami a lovit larvy. Bohužel bývá poměrně často nalézán v lapačích, kde jeho podíl tvoří až 4 %. Pokud je to možné, je vhodné tyto zachycené brouky pouštět zpět do porostu. Dalšími predátory jsou pestrokrovečník mravenčí (*Thanasimus formicarius*), brouci z čeledi střevlíkovití (*Carabidae*) nebo drabčíkovití (*Staphylinidae*) (Zahradník 2004).

3.1.3. Lýkožrout severský (*Ips duplicatus*)

Lýkožrout severský spadá opět do řádu brouků (Coleoptera) a čeledi kůrovcovitých (Scolytidae). I v tomto případě se jedná o sekundárního a fyziologického škůdce. Dorůstá velikosti 2,8 – 4,5 milimetrů (Nakládal 2015).

3.1.3.1. Rozšíření

Jeho původním areálem výskytu bylo území severské tajgy od Švédska po Sachalin. U nás v minulosti nebyl považován za lesnický významný druh, který by způsoboval významné škody. První přemnožení bylo v Česku zaznamenáno na Moravě a ve Slezsku na začátku devadesátých let dvacátého století. Hned poté byl vysoký stav registrován také na Slovensku a v Polsku. Lýkožrout severský byl tak zařazen mezi potencionální kalamitní škůdce, kterým je potřeba věnovat pozornost (Zahradník 2004). V současné době je rozšířen po celém území Česka, obzvláště v polohách do nadmořské výšky 600 metrů. Ve vyšších polohách se vyskytuje jen ojediněle. Takovéto rozšíření je pravděpodobně z důvodu přirozeného šíření a lidské činnosti, kdy se do nové lokality dostává prostřednictvím obchodu s dřívím (Knížek a Holuša 2007).

Hostitelskou dřevinou bývá nejčastěji smrk ztepilý ve stáří kolem 40-80 let. Lýkožrout nalétává do vršků oslabených stojících stromů, kde tvoří požerky. Na rozdíl od lýkožrouta smrkového nenapadá ležící dřevo a polomy (Zahradník 2004). Stromy v porostu napadá roztroušeně, nepreferuje určitou úroveň stromů a nevytváří kůrovcová ohniska (Knížek a Holuša 2007).

3.1.3.2. Vývoj

Sameček po nalétnutí a vyhloubení závrtového otvoru včetně snubní komůrky naláká prostřednictvím agregačního feromonu samičky. Samičky vyhlodají matečné chodby a kladou vajíčka. Vajíčka jsou velká 0,7 milimetrů, lesklá a bílá. Za 1-2 týdny se začnou líhnout larvy, které jsou beznohé, mají chitinizovanou hlavu a dorůstají do velikosti 4,5-5,5 mm. Jejich délka vývoje je závislá na faktoru prostředí, ale většinou se pohybuje v rozmezí 2-4 týdnů. Kukla je dlouhá 5 mm, bílá a volná. Zhruba po týdnu se začínají líhnout brouci, kteří ještě prodělávají úživný žír, než pohlavně dozrají. Vývoj celkově trvá 6-8 týdnů (Kula 2014).

Dospělý brouk je zbarvený do hněda až černa. V zadní části krovek je lesklá prohlubenina, která nese 4 páry zubů. První pár je od ostatních výrazně vzdálen. Samec má 3. zoubek největší a na konci rozšířený, díky tomu ho spolehlivě rozeznáme od samičky, která má všechny zoubky bez rozšíření. Mezirýží jsou tečkovaná a celé tělo je řídce pokryto žlutými chloupky. Od Lýkožrouta smrkového ho rozeznáme podle menší velikosti a podle vzdálenosti zoubků (Zahradník 2004).

3.1.3.3. Rojení a přezimování

V klimatických podmínkách České republiky mívá lýkožrout severský zpravidla dvě generace do roka. Rojení začíná v jarních měsících, obvykle na přelomu dubna a května. Druhé rojení začíná v létě, konkrétněji od poloviny července. Pokud je velké sucho a teplo, zakládá na přelomu srpna a září i třetí generaci. Sesterské rojení zakládá obdobně jako lýkožrout smrkový. Stejně jako ostatní druhy i tento zimuje nejčastěji jako dospělec ukrytý v hrabance nebo pod kůrou stromu (Zlatník 2004).

3.1.3.4. Přirození nepřátelé

Podobně jako ostatní druhy kůrovců, je i lýkožrout severský nejčastěji napadán pestrokrovečником mravenčím. Dále zástupci z čeledi drabčíkovití (*Staphilinidae*), mršníkovití (*Histeridae*) a lesklicovití (*Monotomidae*). Mezi významné parazitoidy řadíme druhy z čeledi lumkovití (*Ichneumonidae*) a kovověnkovití (*Pteromalidae*). Populace je také ovlivňována entomopatogenními houbami a ptáky. Kromě mikosporidií *Chytridiopsis typographi* byla u lýkožrouta smrkového nalezena nákaza mikosporidií z rodu *Larssoniella*. *L. duplicati* se vyvíjí ve střevech brouků a je přenášena trusem. Patologicky se viditelně projevuje až u starších jedinců (Holuša et al. 2006).

3.2. Kontrola a obrana proti kalamitním škůdcům

Populace lýkožrouta je v ČR rozlišována podle normy ČSN 48 1000 na základní stav, zvýšený stav a kalamitní stav. Při základním stavu objem kůrovcového dříví v průměru nepřesahuje 1 m³ na 5 ha za rok a nedochází ke vzniku ohnisek žíru. Početnost kůrovce se kontroluje za pomoci odchyťových zařízení jako je lapák a lapač. Do porostů se zastoupením smrku alespoň 20 % a starších 60 let se v jarních i letních měsících instaluje minimálně jedno odchyťové zařízení na 5 ha. Zvýšený stav upozorňuje na možnost přemnožení a dochází k vytvoření ohnisek žíru. Kalamitní stav je definován jako stav populace lýkožrouta, při kterém dochází k rozsáhlému poškození a hospodářským ztrátám. U zvýšeného a kalamitního stavu je počet odchyťových zařízení stanoven pro každé ohnisko žíru zvlášť podle kalamitního základu. Odchyťová zařízení se kontrolují v rozmezí 7-14 dní a současně s nimi se kontrolují i okolní stromy, zda nejsou napadané. Provádění kontroly výskytu kůrovců v porostech hraje významnou roli ve stanovení dalších postupů ochrany proti tomuto škůdci (Modlinger et al. 2015). Všechny níže zmíněné metody jsou považovány za rovnocenné a vzájemně nahraditelné (Lubojacký a Holuša 2011).

3.2.1. Stromové lapáky

Lapáky jsou nejstarší metodou využívanou k obraně proti kůrovci a využívají se už přes 200 let (Lubojacký a Holuša 2011). Jsou to zpravidla pokácené, neodkorněné a odvětvené zdravé stromy, které přitahují lýkožrouta a jsou tak vhodné pro jeho kontrolu a hubení. Jako lapák je možné využít i vývrat nebo zlom, který splňuje dané podmínky (ČSN 48 1000). Kácení probíhá na jaře, nejpozději do konce března. V hodně suchých oblastech je lepší lapák pokácet později, aby byla zachována jeho atraktivita co nejdéle. Odřezané větve jsou použity pro zakrytí pokáceného stromu, aby se zamezilo rychlému vysychání (Zahradník 2004). Nejvhodnější výčetní tloušťka stromu pro lýkožrouta smrkového je kolem 30-40 cm, minimální hodnota je 20 cm. Pro lýkožrouta lesklého jsou vhodnější slabší smrky o průměru 15-20 cm (Zahradník 2007). Lýkožrout severský za normálních okolností pokácené stromy nenapadá, a proto se k jeho navnadění na lapáky používají feromonové odparníky (Knížek a Holuša 2007). Aby byl lapák co nejefektivnější, je důležité, aby neležel přímo na zemi, ale na podvalcích. Díky tomu se zvyšuje atraktivní plocha pro nálet kůrovce. Pokud kmeny zůstanou v kontaktu se zemí, stanou se atraktivními pro sekundární druhy jako je například kůrovec pařezový (*Dryocoetes autographus*) (Zumr 1995). Lýkožrouti jsou lákáni na lapáky primárními atraktanty, které produkuje dřevina. Samec, který nalétne jako první na připravený kmen začne pomocí agregačního feromonu lákat další brouky (Modlinger et al. 2015).

Kontrola lapáků probíhá v nižších polohách od poloviny dubna a ve vyšších od poloviny května v intervalu 7-10 dní až do doby jejich asanace. Sleduje se počet závrtů v kůře a potup vývoje (Zumr 1995). Kontrola se provádí na místech, kde je nálet nejsilnější, což většinou bývá na počátku koruny, kde zelené větve přecházejí v suché (Modlinger et al. 2015).

Stupeň napadení se hodnotí dle počtu závrtů na 1 dm² a podle toho se dělí na slabý, střední a silný stupeň. U lýkožrouta smrkového a severského je slabý stupeň, pokud je méně než 0,5 závrtu na 1 dm², střední stupeň 0,5-1 závrt na 1 dm² a silný, pokud je více než 1 závrt na 1 dm². U lýkožrouta lesklého je slabý stupeň, pokud je méně než 1 závrt na 1 dm², střední, pokud jsou 1-2 závrtů na 1 dm² a silný, když je počet závrtů větší než 2 na 1 dm² (ČSN 48 1000). V případě, že je stupeň napadení střední nebo silný, položí se okamžitě další lapáky (Zahradník 2004).

Pro odchyt brouků z jarního rojení jsou určeny lapáky I. série, které se umísťují na okraj porostu. Umísťují se tak, aby byly 2/3 lapáku na slunci a 1/3 v polostínu.

Zastíněné lapáky vysychají přibližně o tři týdny později než ty na slunci, díky tomu jsou vhodné pro zachycení sesterského rojení (Zumr 1995). Jejich počet je odvozen od množství opuštěných kůrovcových stromů, kdy na každý takový strom náleží jeden lapák. Dále se počet určuje podle kalamitního základu (Zahradník 2004).

Lapáky II. série se připravují týden před začátkem letního rojení, umisťují se do polostínu a jejich počet se určí podle stupně napadení lapáků I. série. Pokud byl stupeň napadení na lapáku I. série slabý, není nutné pokládat lapáky II. série. Při středním napadení je počet nových lapáků o polovinu menší a při silném napadení se umisťuje stejný počet jako v I. sérii (Zahradník 2004).

Pokud jsou vhodné klimatické podmínky a hrozí nebezpečí, že lýkožrout založí i třetí generaci, kladou se lapáky III. série. Postup je zde stejný jako při pokládání lapáků II. série (Zahradník 2004).

Všechny lapáky podléhají evidenci. Zaznamenává se jejich číslo, místo a datum položení, série, data kontrol, stupeň napadení, datum a způsob asanace (Kula 2014). Včasná a efektivní asanace je důležitá pro úspěšný boj proti kůrovci. Pokud by brouk z lapáku vylétl, došlo by ke zvýšení jeho populace a tato metoda by se stala nefunkční (Zahradník 2004).

3.2.2. Feromonové lapače

V 70. letech 20. století došlo ke změně kontroly kůrovce, byl totiž objeven agregační feromon, který dal za vznik feromonovým lapačům (Lubojacký a Holuša 2011). Od té doby prošly značným vývojem. Nejprve byli lapení kůrovci zachytáváni do zásobníku s vodou a později se přešlo na suchý zásobník (Juha 2005). Feromonový lapač je zařízení, které slouží k odchytu lýkožroutů za pomoci feromonového odparníku. Použit lze jediné odparníky, které jsou uvedeny v seznamu povolených přípravků na ochranu rostlin (Zahradník 2004). Odparníky obsahují feromony, což jsou chemické látky, které jedinci stejného druhu využívají k vzájemné komunikaci. Rozdělují se na agregační a sexuální (Zahradník 2006). Například feromonový odparník pro l. smrkového není možné kombinovat v jednom lapači s odparníkem pro l. severského, protože na sebe působí inhibičně (Zahradník 2004).

Dospělci jsou lákáni látkami z feromonového odparníku k lapači, do kterého buďto narážejí (narázové lapače) anebo přistávají na jeho povrch, prolézají dovnitř a propadají do sběrné nádoby (přistávací lapače) (Zumr 1995). V odchytech převažují samice nad samci, což způsobuje ztrátu účinnosti této metody, protože jako první stromy

napadají samci (Lubojacký a Holuša 2011). U nás se používají 2 typy nárazového lapače, šterbinový a křížový (Zahradník a Knížek 2016). Nejúčinnější jsou lapače instalované do bariéry podél porostní stěny s rozestupem 10 m (Zahradník 2004).

Nejpozději 14 dní před předpokládaným rojením se do porostu umisťují lapače a těsně před začátkem rojení se vyvěsí feromonové návnady (Holuša et al. 2006). Lapače se rozmisťují na okraje porostů a do porostních mezer, kde je dostatek volné a osluněné plochy (Zumr 1995). Instalují se tak, aby byly ve vzdálenosti 10-25 metrů od nejbližšího zdravého smrku staršího 40 let. Pokud se lapač umístí blíže než 10 metrů, zvyšuje se hrozba, že lýkožrout napadne nejbližší stromy. V opačném případě, kdy se lapač umístí dále než 25 metrů, klesá jeho účinnost (Zahradník 2004). Doporučovaná vzdálenost mezi jednotlivými lapači je 20 metrů, při kalamitním stavu může být i menší (Švestka et al. 1996). Lapače nesmí být zakryty bušením nebo jinými překážkami, které by mohly zamezit šíření feromonů (ČSN 48 1000).

Kontroly těchto zařízení se provádí v intervalu 7-10 dní, při vysokých odchycích se zkracuje na 2-4 dny (Zumr 1995). Množství odchycených brouků se zjišťuje kalibrační metodou, kdy se 1 ml rovná 35 jedinců lýkožrouta smrkového, 550 lýkožrouta lesklého a 80 lýkožrouta severského (ČSN 48 1000). Odchycení brouci se při kontrolách hubí (Zahradník 2004).

Stejně jako lapáky tak i feromonové lapače musí být evidovány. Zaznamenává se datum a místo instalace lapače, datum vyvěšení feromonového odparníku a data z jednotlivých kontrol s počtem odchycených brouků (Zumr 1995).

3.2.3. Otrávené lapáky

Otrávený lapák je pokácený, odvětvený a neodkorněný strom nebo jeho část, který je ošetřen insekticidem a opatřen feromonovým odparníkem. Jedná se o kombinaci chemické, mechanické a biotechnické metody. Vlivem insekticidu dochází ke ztrátě přirozené produkce agregačního feromonu, a proto je důležitá přítomnost feromonového odparníku, aby byla zajištěna atraktivita dřeva (Modlinger et al. 2015). Často se využívají metrové kmeny, které se sestaví do trojnožek a pod vrchol se zavěsí feromonová návnada (Zahradník 2004). Do porostu se také mohou umisťovat celé kmeny nebo výřezy, na které se rovněž zavěsí feromonový odparník (Zahradník a Knížek 2016). Instalují obdobně jako feromonové lapače, což znamená, že by měly být vzdáleny od nejbližších zdravých smrků minimálně 10 metrů (Lubojacký a Holuša 2011).

Kontrola efektivity otrávených lapáků je složitější, protože usmrcení brouci padají do hrabanky, kde se těžko hledají. Ani na kůře nejsou patrné známky náletu, proto se pod lapáky doporučuje dávat voskovaný papír nebo plachty (Zumr 1995). Počty zahubených brouků jsou pouze orientační, protože mnoho brouků je z plachet pod trojnožkami odstraněno větrem nebo deštěm. Důležité je také kontrolovat, zda brouci nepřežívají pod kůrou lapáku (Zahradník a Knížek 2016). Otrávené lapáky jsou výhodné v nepřístupných lokalitách, protože se nemusí dodržovat pravidelný interval jejich kontroly (Modlinger et al. 2015). Ošetření insekticidem se opakuje zhruba po 8 týdnech od prvního postřiku a souběžně s ním se vyměňuje i feromonový odparník (Zahradník a Knížek 2016).

Oproti klasickým lapákům jsou ty otrávené výhodnější díky feromonovým odparníkům, které zvyšují atraktivitu dřeva. V porovnání s feromonovými lapači jsou účinnější, zachytí až 30x více brouků. Poměr pohlaví odchycených brouků je vyrovnaný a oproti lapačům je počet odchycených samců větší (Kula 2014). Další výhodou je, že není nutné provádět pravidelné kontroly a jejich odchytová kapacita je neomezená. Hlavní nevýhodou otrávených lapáku je to, že usmrtí i necílové organismy, zejména predátory lýkožroutů jako je pestrokrovečník (Lubojacký a Holuša 2011). Jejich instalace do porostu je poměrně pracná a nákladná (Zahradník 2004).

3.3. Ochrana lesa v chráněných územích

Debatu o adekvátním postdisturbačním managementu v chráněných oblastech zesílila současná kontrola hmyzích škůdců a plnění cílů ochrany (Thorn et al. 2016). Lesní rezervace s různými režimy ochrany představují celosvětově pouze 11 % lesní plochy, z toho 10 % je v Evropě. Zásah člověka je zcela zakázán jen na 0,7 % plochy (Kraus a Krumm 2013). V České republice tvoří lesy významný podíl biotopů v chráněných územích. Také v menších chráněných územích (národní přírodní rezervace, národní přírodní památky, přírodní rezervace a přírodní památky) jsou zbytky a fragmenty druhově bohatých lesních porostů z části chráněny. V tomto případě bývají v péči o les uplatňovány tradiční postupy a pouze v ojedinělých případech se části ponechávají volnému vývoji. U nás výměra národních parků nepřesahuje 1,5 % rozlohy ČR.

Při péči o tato území se vychází z principů přírodě blízkého managementu lesů, které zohledňují kromě ekonomických funkcí lesa také ekologické a sociologické funkce. Hlavním cílem managementu v NP a rezervacích je samovolný vývoj a ochrana přírodních procesů. Dalším způsobem hospodaření je ekologické lesnictví, které vyzdvihuje ekologickou funkci lesa. Národní parky a další chráněná území byly do

nedávné doby lesy hospodářského určení. Současný stav lesa je tedy ovlivněn historickým působením člověka, což ovlivnilo druhovou a prostorovou skladbu.

Disturbance na těchto lokalitách nejsou vnímány jako špatné, ale jako přirozená součást vývoje lesa, která vede vzniku přírodě bližší generace. Největším zájmem ochrany lesa v NP je zachování biodiverzity a obnovy lesa s čímž souvisí ponechávání mrtvého dřeva k zetlení (Jakuš a Blaženec 2015).

3.4. Management kůrovcovitých v horských smrčínách

Při řešení přemnožení podkorního hmyzu v chráněných oblastech jsou brána v potaz úplně jiná kritéria než v hospodářských lesích, které slouží primárně k produkci dřeva a ekonomickému zisku (Hlásný et al. 2019). Aplikace obranných opatření proti lýkožroutu v klimaxových lesích mohou vést ke vzniku holin a k znehodnocení vzácných biotopů, proto je nutné v managementu postupovat diferencovaně podle potenciální vegetace (Kindlmann et al. 2012). Právě diferencovaný přístup hraje významnou roli při budování ekologicky stabilnějšího ekosystému s vyšší druhovou rozmanitostí a zdokonalení přírodě blízkých způsobů managementu (Vacek a Krejčí 2009). Vydat se můžeme buďto cestou aktivního, anebo pasivního managementu. Aktivní management národních parků a chráněných území funguje podobně jako v hospodářských lesích, ale využívá se zde šetrnějších metod jako je odkornění stojících stromů nebo drážkování. Monitoring se provádí pomocí lapačů a lapáků. Použití insekticidních přípravků je minimalizováno, v ochranných pásmech MZCHÚ je použití chemických přípravků možné pouze za souhlasu orgánu ochrany přírody (Kindlmann et al. 2012). Argumentem proti aktivnímu managementu je tvrzení, že lýkožrout smrkový působí na vývoj lesního ekosystému a biodiverzitu jako klíčový druh (Mišcicki et al. 2021). Intenzivním managementem může být ovlivněna kvalita ekosystémových služeb a přirozená ekologická interakce v lesích (Dobor et al. 2020). Naopak některé zdroje uvádějí, že nepřijetí aktivního managementu podporuje rychlý růst populace podkorního hmyzu (Mišcicki et al. 2021).

Bezzásahová území mohou být problémem pro sousedící hospodářské lesy, protože je zde velká hrozba, že se lýkožrout rozšíří dál, což může mít za následek ekonomické ztráty (Pietzsch et al. 2021). Právě kvůli tomuto riziku jsou v chráněných oblastech prováděny asanační těžby, i když z hlediska ochrany biodiverzity a přirozených procesů nejsou v horských smrčínách vhodnou volbou (Havira 2016). Dlouhodobé preventivní zásahy proti rozšíření podkorního hmyzu jako je asanační těžba zvyšují

zranitelnost lesů vůči budoucím disturbancím (Dobor et al. 2020). Vytvořením nárazníkové zóny mezi hospodářským lesem a bezzásahovým územím můžeme zabránit disperzi kůrovce za použití silných obranných opatření (Kindlmann et al. 2012). Také Dobor et al. (2020) prokázali, že v rámci zachování biodiverzity v bezzásahových oblastech je možné ponechat stromy poškozené větrem, aniž by došlo k poškození okolních hospodářských lesů, pokud jsou opatření proti šíření kůrovce v nárazníkových zónách dostatečně účinná.

3.5. Biologické dědictví

Dynamiku lesního ekosystému určují disturbance, které jsou způsobeny vichřicemi, podkorním hmyzem a mnoha dalšími faktory včetně jejich kombinací. Tyto disturbance po sobě zanechávají biologické dědictví (Červenka 2016). Pojem biologické dědictví zahrnuje přeživší organismy (dospělé i nedospělé), organický materiál (semena, semenáčky, spory) a odumřelé jedince a jejich zbytky, kteří zůstali na místě po disturbanci (Havira 2016, Hlásný et al. 2019). Zahrnuje také nově vzniklé prostředí po disturbanci, které plní své funkce: přispívá při obnově, určuje míru resilience, poskytuje prostředí k osídlení novými druhy (Havira, Čada 2018). Hlavním indikátorem resilience je schopnost rychlé regenerace po disturbanci a schopnost navrácení do podobného stavu jaký byl před disturbancí (Hlásný et al. 2019). Po rozpadu stromového patra dochází k nárůstu mrtvého dřeva a prosvětlení porostu, což má pozitivní vliv na zvyšování biodiverzity (Červenka 2016) a růst smrkového zmlazení (Havira 2016). Resilience se dá podpořit tvorbou klimaxových lesů se zastoupením pionýrských druhů, zakládáním bohatě strukturovaných porostů, udržováním pozůstatků po původních společenstvech a udržování nízkých stavů zvěře (Hlásný et al. 2019)

3.5.1. Mrtvé dřevo

Množství mrtvého dřeva je základním znakem lesního prostředí a odlišuje ho tak od ostatních biomů. (Kraus a Krumm 2013). Pojem mrtvé dřevo zahrnuje všechny formy odumřelých stromů, ať už se jedná o ležící či stojící dřevo, silné nebo slabé větve, souše nebo pařezy (Bače, Svoboda 2014). Na jeho vzniku se podílí jak abiotičtí činitelé (vítr, sníh, sucho), tak biotičtí (hmyz, houby) (Havira 2016).

Na proces rozkladu dřeva má vliv mnoho faktorů: teplota, vlhkost, poměr O₂ a CO₂ v prostředí, kvantitativní a kvalitativní vlastnosti dřeviny a navázané organismy (Bače, Svoboda 2014). Müller et al. (2010) udává, že 25 % druhů žijících v evropských

lesích se podílí na rozkladu mrtvého dřeva. Dřevo se rozkládá přibližně 20-80 let, u smrku o tloušťce nad 20 cm je to 30-120 let (Vacek a Krejčí 2009). Rozklad dřevní hmoty také souvisí s tím, jak byl daný strom usmrcen. Stromy, které uhynuly nastojato vysychají daleko rychleji než ležící, které jsou vlhčí a kůra na nich zůstává podstatně déle. Souše, které se po nějaké době zlomí mají jiné rozkladné procesy a jsou pomaleji osidlovány semenáčky (Havira 2016).

V hospodářských lesích je objem tlejícího dřeva minimální, zatímco v přírodních lesích nalezneme několik stovek m^3 (Vacek a Krejčí 2009). V hospodářských lesích se objem pohybuje kolem 10-40 % porostní zásoby, v přírodních rezervacích 20-40 % (Jankovský et al. 2006). Po disturbancích může množství tlejícího dřeva dosáhnout objemu až $700 m^3 ha^{-1}$ (Havira 2016). Objem je závislý především na lesním typu, reliéfu, produktivitě stanoviště, klimatu a stáří porostu. V hospodářských lesích má také velkou roli vliv člověka.

Ponechávání tlejících stromů v lese má velký ekologický význam. Podporuje rozmanitost a vyváženost biocenóz, stabilitu lesa a jeho přirozenou obnovu. Vedle půdy je dřevo druhově nejbohatší nikou lesního ekosystému (Vacek a Krejčí 2009). Významně ovlivňuje tok energie a cyklus uhlíku (Havira 2016). Kmeny ponechané napříč prudkými svahy chrání půdu před erozí, a tím i stromy proti ohybu a vyvrácení (Svoboda 2005). Svou schopností zadržovat vodu a následně jí zásobovat okolí významně ovlivňuje vodní režim v lese. Neopomenutelný význam má také ponechávání mrtvého dřeva v okolí vodních toků, kde je důležitým zdrojem organických látek, zachycuje plaveniny a poskytuje biotop vodním organismům (Doležalová a Horák 2010). Klade odpor vodnímu proudu, čímž zpomaluje odtok vody. Dále zpevňuje strukturu dna a zabraňuje hloubkové erozi (Kožený a Simon 2009).

Váže se na něj přibližně 25-50 % lesních organismů, především saproxylických druhů (Havira 2016). Yang et al. (2021) ve své studii zmiňuje, že se jedná o 6000 druhů. Schopnost přežití saproxylických organismů nezávisí pouze na množství mrtvého dřeva, ale také na jeho kvalitě, druhu dřeviny, zda se jedná o stojící či ležící strom, na fázi rozpadu a velikosti. Stojící mrtvé stromy jsou sušší a přitahují více saproxylické brouky a lišejníky, zatímco vlhké ležící kmeny jsou vhodnější pro houby a mechorosty (Kraus a Krumm 2013).

Veškeré tyto funkce mrtvého dřeva spolu úzce souvisejí a jejich narušení může vést k zásadním změnám v ekosystému (Doležalová a Horák 2010). Odvozem dřeva

z lesního ekosystému dochází k nevratným ztrátám bazických kationtů z půdy, které brání acidifikaci a poskytují živiny dalším organismům (Machar a Drobilová 2012).

3.5.2. Management mrtvého dřeva v horských smrčínách

Jehličnaté lesy tvoří více než 25 % celosvětové lesní plochy a obsahují více než 35 % suchozemského uhlíku, díky čemuž mají významný vliv na biodiverzitu (Thorn et al. 2016). Horské smrčiny jsou unikátní díky své specifické flóře, fauně a mykoflóře. Dalším specifikem jsou extrémní klimatické podmínky a krátká vegetační doba (Vacek a Krejčí 2009). Horské lesy jsou přirozeně náchylné k rozsáhlým disturbancím, jako jsou zejména vichřice a kůrovcové gradace. Právě díky disturbancím jsou smrčiny bohaté na množství tlejícího dřeva (Thorn et al. 2016) Za minimální množství mrtvého dřeva můžeme považovat zhruba 20% porostní zásoby. Optimum se v přírodních rezervacích pohybuje v rozmezí 30-40% porostní zásoby (Jankovský et al. 2006).

Managementu mrtvého dřeva je v horských smrčínách věnována velká pozornost, závisí na něm totiž proces obnovy lesa a lesní biodiverzita (Vacek a Krejčí 2009). Mrtvé dřevo je totiž důležité pro přirozené zmlazení smrku. I když pokrývá pouze 10 % plochy, může na něm růst 40-80 % přirozené obnovy smrku (Bednařík 2014). Mrtvé dřevo poskytuje příhodnější podmínky pro růst zmlazení v horských smrčínách, protože slouží například jako ochrana před poškozením při pohybu sněhu na prudkých svazích, ochrana před zvěří, nebo je zdrojem vody, živin, či mykorhizních organismů (Havira 2016).

V lese by se mělo ponechávat mrtvé dřevo silných i slabých dimenzí. Silnější kmeny poskytují více zdrojů živin a slouží jako dlouhodobý substrát pro houby (Yang et al. 2021). Významné jsou především objekty, které byly již za života kolonizovány houbami a hmyzem. Neodkorněné kmeny mají pro přirozenou obnovu a biodiverzitu daleko větší význam než odkorněné (Vacek a Krejčí 2009). Nepřítomnost kůry zpomaluje rozklad dřevní hmoty, osidlování substrátu dalšími organismy a růst přirozeného zmlazení. Vytváří také odlišné prostředí s rozdílnou vlhkostí a teplotou, které mění chemické a fyzikální procesy (Jankovský et al. 2006).

3.5.3. Biodiverzita

Biodiverzita je různorodost všech žijících organismů (Suchomel et al. 2015). Přírodní a přírodě blízké lesy jsou jedny z nejvýznamnějších prvků pro ochranu biodiverzity, protože disponují množstvím stanovišť pro lesní organismy. Kulturní lesy z

hlediska biologické rozmanitosti nemají takový přínos, jelikož se většinou jedná o stejnověké monokultury s minimálním množstvím mrtvého dřeva (Suchomel et al. 2015).

Právě objem mrtvého dřeva je široce využíván jako ukazatel biologické rozmanitosti lesů. Zvyšování množství tlejícího dřeva má příznivé účinky na výskyt saproxylických organismů a dalších druhů na ně vázaných (Červenka 2016). Saproxylické organismy jsou druhy, jejichž určitá část životního cyklu závisí na odumírajícím nebo mrtvém dřevě, a také na houbách obývajících toto dřevo (Müller et al. 2010). Největšími saproxylickými taxony přispívajícími k biodiverzitě lesa jsou houby a brouci (Lassauce et al. 2011).

Největší hrozbou pro lesní rozmanitost je antropogenní činnost, zejména intenzivní lesnické postupy, kvůli kterým dochází ke snižování objemu mrtvého dřeva (Lassauce et al. 2011). Mnoho druhů se kvůli lidské činnosti, zejména v hospodářských lesích, dostalo na červený seznam ohrožených druhů (Müller et al. 2010). Thorn et al. (2020) ve svém výzkumu došel k závěru, že k zachování 90 % biologické rozmanitosti je potřeba ponechat cca 75 % přirozeně narušených lesů bez zásahu. Při zachování 50 % lesa bez zásahu se biologická rozmanitost snižuje na 73 %.

3.5.3.1. Hmyz

Hmyz využívá dřevní hmotu nejen jako potravu, ale i jako útočiště, prostor k lovu či k založení potomstva. Jeho výskyt na daném stanovišti je ovlivněn především teplotou, vlhkostí, půdními podmínkami, druhem a stářím dřeviny, stupněm rozkladu dřeva, nadmořskou výškou a množstvím slunečního záření (Jankovský et al. 2006). Saproxylicí brouci hrají v ekosystému důležitou roli jako rozkladači, predátoři nebo přenašeči hub. Pouze malé množství (34 ze 122 kůrovců na stromech ve střední Evropě) je schopno zapříčinit smrt zdravého stromu (Müller et al. 2010).

Prvními obyvateli mrtvého dřeva jsou kůrovci, kteří se živí lýkem (floeofágní). Mezi druhy živící se čistě dřevem (xylofágní) patří někteří tesařící a krasci. Dále existují druhy živící se dřevem, které je napadeno houbami (xylomycetofágní) jako jsou drtníci a lesani. Také predátoři jako jsou pestrokrovečníci a drabčící jsou obyvateli mrtvého dřeva. Kromě nadzemní části stromu jsou rovněž atraktivní i kořeny a pařezy, kde se vyvíjejí larvy roháčů nebo nosorožníků (Doležalová, Horák 2010). Na mrtvém dřevě se dále můžeme setkat se zástupci z čeledi střevlíkovití (*Carabidae*), mrchožroutovití (*Silphidae*), mršníkovití (*Histeridae*), kovaříkovití (*Elateridae*), červotočovití (*Anobiidae*), potěmnikovití (*Tenebrionidae*) a s mnoha dalšími (Jankovský et al. 2006).

Pro udržení saproxylických společenstev brouků v horských lesích je potřeba až trojnásobného množství tlejícího dřeva oproti listnatým porostům (Müller et al. 2010).

3.5.3.2. Houby

Houby jsou neodmyslitelnou složkou horských lesů (Vacek a Krejčí 2009). Z hlediska jejich biodiverzity je dřevo druhově nejbohatším substrátem. Houby představují velmi různorodou skupinu a jsou hlavními rozkladači dřeva (Lassauce et al. 2011). Jejich diverzita je ovlivňována vývojovou fází lesa, variabilitou dřevin, zásobou mrtvého dřeva, zásobou živin v prostředí a managementem lesa (Lepšová 2016).

Dřevní houby jsou jedinou skupinou organismů, která dokáže rozložit všechny složky dřeva včetně ligninu. Většina organismů rozkládá pouze celulózu, protože lignin je pro ně toxický. A proto některé druhy dřevního hmyzu vstupují do symbiózy s dřevními houbami, aby se vyrovnaly s toxicitou ligninu (Vacek a Krejčí 2009). Díky této schopnosti mohou houby rozkládat veškerou nadzemní i podzemní hmotu dřevin a navracet tak uhlík do koloběhu (Jankovský et al 2006). Bače a Svoboda (2014) uvádí, že na odumřelých stromech v českých lesích může žít až 2021 saproxylických druhů hub. Diverzita hub se odvíjí od druhu dřeviny, kvality mrtvého dřeva a fáze jeho rozpadu (Yang et al. 2021). Vyčerpání zdroje živin vede k vymírání hub na stanovišti. Pro opětovné osídlení nově vznikajících ekologických nik je zapotřebí dostatečného množství diaspor. Problém nastává u hub se špatnou schopností kolonizace, protože při poklesu tlející dřevní hmoty hrozí, že dojde k poklesu jejich počtu (Jankovský et al. 2006).

Dalším početnou skupinou vázanou na lesní dřeviny jsou ektomyhorhizní houby, jejichž diverzita se zvyšuje s diverzitou dřevin. Dále je jejich výskyt ovlivňován edafitickými a klimatickými faktory, skladbou bylinného patra a přítomností dalších typů mykorhiz v lesním prostředí (Vacek a Krejčí 2009).

3.5.3.3. Přirozená obnova

Ponechávat tlející dřevo jako substrát pro přirozenou obnovu je důležité hlavně v 7. a 8.LVS a to na celé škále stanovišť. Dřevo by mělo být silnějších dimenzí (nejlépe nad 20 cm tloušťky), neodkorněné a v kontaktu s půdou. Jeden ležící kmen o objemu 1 m³ může poskytnout vhodný substrát pro obnovu a další přežití až 6 smrkům. Kromě silných kusů má na obnovu vliv také ponechaný klest a slabší materiál. Velké množství je lepší soustředit na hromady, menší množství se může ponechat na plochách. Ponechaná slabší vrstva klestu kryje půdu, zlepšuje mikroklima a snižuje riziko eroze (Vacek a Krejčí

2009). Nepropustné hromady tlejícího dřeva chrání přirozenou obnovu před okusem spárkaté zvěře a konkurencí přizemní vegetace. Bohatý substrát, který mrtvé dřevo poskytuje je vhodný také k obnově jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia*), který má důležitou roli v sukcesních procesech horských lesů (Havira 2016).

4. Metodika

Praktická část práce je zaměřena na rozbor používaných metod asanací stromů napadených především lýkožroutem smrkovým, ale i ostatními brouky z čeledi kůrovcovití. Veškeré informace byly čerpány z odborné literatury, vědeckých článků a z rozhovoru se specialistou. Informace o asanaci drážkováním byly vyhledávány především v publikacích od Thorn et al (2016), Juha (2005), Juha (2012). Pro chemickou asanaci a odkorňování byla využita převážně literatura od Zahradníka (2019). Informace o ekonomických nákladech byly získány z dokumentu Náklady obvyklých opatření MŽP (2022). Všechna získaná data byla následně zpracována v MS Excel do třech tabulek. První tabulka porovnává ceny jednotlivých metod a jejich vývoj v čase. Druhá tabulka je zaměřena na souhrn zjištěných pozitiv a negativ zkoumaných metod. Třetí udává objem asanovaného dřeva v ČR za rok 2020, 2019 a 2018.

5. Výsledky

5.1. Asanace těžbou s odstraněním aktivní hmoty

Asanační těžba je definována jako jakákoliv činnost při odstraňování stromů, za cílem zabránění rizika napadení okolních stromů a zmírnění šíření podkorního hmyzu (Dobor et al. 2020). Klíčovou částí uskutečnění asanační těžby je včasné vyhledání napadených stromů před vylíhnutím nové generace brouků (Hlásný et al. 2019). Napadené stromy také mohou být detekovány za pomoci dálkového průzkumu země (Dobor et al. 2020 b). Dle mnohých výzkumů je možné stromy pomocí dronů najít dříve, než na jehličí začnou být viditelné změny barvy. Využití dronů k dálkovému průzkumu země je ale omezeno nedostatkem kvalifikovaných pracovníků a legislativním omezením pohybu v terénu (Hlásný et al. 20019). Další možností, jak vyhledávat kůrovcové stromy, je za pomoci psů. Psi napadený strom poznají podle feromonů na vzdálenost více než 100 m (Johansson et al. 2019).

Těžba se provádí motorovou pilou nebo harvestorem (Kolibáč et al. 2003). Po skácení se kmeny musí ošetřit tak, aby byla celá generace lýkožrouta usmrcena a poté

následuje odvoz vytěžených stromů z porostu (Hlásný et al. 2019). Pouhý odvoz dříví z lesa na skládky není považován za asanaci. Sklárky dříví se často nacházejí pouze několik metrů od porostu a rozšíření kůrovce na okolní stromy je stále hrozbou (Zahradník a Zahradníková 2019). Napadené stromy se musí odvést nejpozději do stádia kukly (Kolibáč et al. 2013).

Náklady jsou u této metody poměrně vysoké, ale mohou být sníženy zpeněžením vytěženého dřeva (Augustynczyk et al. 2021). Cena těžby se liší podle toho, zda je provedena harvestorovou technologií nebo těžářem s motorovou pilou. Dále se cena odvíjí od hmotnosti dříví a charakteru terénu. Cena přibližování se různí podle zvolené technologie, například vyklizování koněm je o něco dražší než traktorem. (Hlaváčková a Šafařík 2010).

Asanace těžbou má negativní dopady na celý lesní ekosystém a její použití by mělo být důkladně zváženo, obzvláště v lesích, kde je hlavní prioritou ochrana přírody (Šantrůšková a Vrba 2010). Těžba způsobuje změny stanovištních podmínek, dochází při ní k narušení vegetace včetně zmlazení, poškození okolních stromů a erozi půdy (Kindlmann et al. 2012). Vliv na zmlazení je buďto přímý (mechanické poškození) nebo nepřímý, což je například přímé oslunění po odstranění mateřského porostu nebo vysychání půdy (Matějka 2011). Také druhové složení vegetace se vlivem těžby mění, rozrůstá se například vrba úzkolistá nebo maliník, což může být problém pro růst mladých stromků. Půda je nejvíce poškozována při vyklizování dřeva z porostu. Jako nejšetrnější varianta se nabízí přibližování lanovkou, ale ani tato metoda nezaručí kompletní ochranu půdy (Šantrůšková a Vrba 2010). Další způsob přibližování dříví, který je šetrnější k lesnímu ekosystému je koňský potah (Hlaváčková a Šafařík 2010). Pohyb těžké mechanizace v lese způsobuje tvorbu erozních rýh, což může změnit odtokové poměry stanoviště (Šantrůšková a Vrba 2010). Největším problémem je odvoz dřevní hmoty, se kterým les přichází o velké množství živin, uhlíku, substrátu pro přirozenou obnovu, mikrohabitaty a saproxylické druhy (Augustynczyk et al. 2021). Odvozem dřevní hmoty je půda dále ochuzena o bazické kationty, které brání okyselování půdy (Machar a Drobilová 2012).

Ačkoliv je asanační těžba hojně využívána, převážně v hospodářských lesích, důkazy o její účinnosti při potlačení ohniska podkorního hmyzu jsou sporné (Augustynczyk et al. 2021). Po asanační těžbě je porost mezerovitý, ponechané stromy jsou ohroženy větrem a díky většímu oslunění se zvyšuje jejich atraktivita pro lýkožrouta (Matějka 2011). Také nově vzniklé porostní okraje zvyšují možnost jeho rozšíření

(Havira 2016). Vzniklé holiny jsou vystaveny vysušování půdy, přehřívání a kolísáním teplot. Množství odumřelých stromů v lesích, kde dochází k asanačním těžbám a odvozu hmoty, je mnohdy (díky zmíněným faktorům) po čase srovnatelné s lesy, kde se nezasahuje vůbec, a to zejména v horském prostředí (Šantrůšková a Vrba 2010).

5.2. Odkorňování

Odkorňování lze provádět hned několika způsoby: ručně, motorovou pilou s nástavcem, harvestorem, případně mobilním odkorňovačem (Zahradník a Zahradníková 2019). Odkornění lze použít pouze do chvíle, kdy není více než 10 % populace lýkožrouta v pokročilejším stádiu, než je kukla. U lýkožrouta smrkového a lesklého je vhodné odkorňovat v období od 1.5. do 20.6. pro první generaci a do 20.7. pro druhou (Jakuš a Blaženec 2015). Celkově bylo za rok 2020 v České republice odkorněno 470 tisíc m³ kůrovcového dříví, což je oproti roku 2019, kdy bylo odkorněno 260 tisíc, výrazně více (Ministerstvo zemědělství 2021).

Ruční metoda je nejstarší asanačním způsobem. Odkorňování probíhá za pomoci ručního loupáku a jde o metodu velmi pracnou (Obrázek 1) (Modlinger et al. 2015). Mezi hlavní faktory, které ovlivňují průběh odkorňování se řadí intenzita napadení kůrovcem, hmotnost kmene a kvalita odvětvení (Zahradník a Zahradníková 2019). Tuto metodu je nejvhodnější použít do stádia larvy, v ostatních stádiích nemá efekt. Nepoškození žlutí nebo hnědí brouci, kteří vypadnou z oloupané kůry se přesunou na jiný vhodný strom nebo se zahrabou do hrabanky, a tak dokončí vývoj (Juha 2005). Denní výkonnost tohoto způsobu odkorňování je poměrně nízká, pohybuje se v rozmezí 5-6 m³. Náklady závisí na objemu odkorněného kmene a jsou poměrně vysoké, pohybují se kolem 400-600 Kč za 1 m³. Výhodou je, že doba asanace není závislá na počasí (Zahradník a Zahradníková 2019).

Odkorňování za pomoci motorové pily s adaptérem je oproti ruční metodě o trochu výkonnější (Obrázek 2). Adaptéry jsou konstruovány pro profesionální pily a osoba provádějící odkorňování musí mít osvědčení pro práci s motorovou pilou. Při frézování dochází k poškození všech vývojových stádií. Denní výkon se pohybuje kolem 6-10 m³ (Zahradník a Zahradníková 2019). Náklady činí 600-900 Kč za 1 m³, podle toho, zda je kmen odkorněn bez odvětvení nebo včetně odvětvení (Náklady obvyklých opatření MŽP 2022). Ani u tohoto způsobu není termín asanace závislý na počasí (Zahradník a Zahradníková 2019).

Odkorňování pomocí Harvesterové hlavice je rozdělené do 3 fází. První fáze probíhá souběžně s odvětvováním. Poté následuje druhé odkorňování od vršku k patě, kmen se otočí a proběhne třetí odkorňování za současného krácení na sortimenty. Kvalita odkorňování se pohybuje v rozmezí 80-90 %. Tento způsob odkorňování je vhodný pouze do stádia kukly. Náklady na odkorňování 1 m³ činí cca 160-200 Kč. Metoda je vhodná spíše pro větší lesy, kde se standardně využívá k těžbě harvester (Zahradník a Zahradníková 2019). Harvester patří mezi těžkou techniku a v lese působí škody na přízemní vegetaci a půdě (Jonášová a Prach 2008).

Další variantou je odkorňování mobilním odkorňovačem. Jedná se o zařízení nesené na podvozku nebo návěsu nákladních automobilů a bývá vybaveno hydraulickou rukou. Princip odkorňování je zde podobný jako u motorové pily, většina brouků je mechanicky zničena. V praxi se obecně používá jen málo a pro chráněná území, kde je cílem ponechávání hmoty k zetlení je nevhodné (Zahradník a Zahradníková 2019).

Odkorňování padlých stromů negativně ovlivňuje biodiverzitu a mělo by být použito pouze v případě, že je ochrana proti škůdcům nezbytná (Thorn et al. 2016). Absence kůry zpomaluje rozklad dřevní hmoty a mění fyzikální a chemické procesy ve dřevě (Havira 2016). Pomalejší rozklad je způsoben rychlejším vysycháním a horší kolonizací mechy (Šantrůčková a Vrba 2010). Odkorňování snižuje druhovou bohatost dřevokazných hub a saproxylických brouků (Thorn et al. 2016, Thorn et al. 2017). Nepříznivé vlivy se nevyhnou ani parazitoidním vosám, které kvůli odkorňování přicházejí o otvory v kůře. Dále odkorňování snižuje množství otvorů vytvořených strakapoudy (Thorn et al. 2016). Negativně také působí na rychlost obsazování kmenů semenáčky (Havira 2016).

I když kompletně odkorňené dříví nemá tak ideální vlastnosti jako kmeny ponechané v kůře, přináší lesnímu prostředí řadu výhod oproti situaci, kdy je dřevní hmota odvezena z lesa (Havira 2016). Chrání půdu před erozí, zachovává koloběh živin a poskytuje úkryt živočichům (Bače a Svoboda 2014).



Obrázek 1: Neodvětvený vývrát odkorněný ručním škrabákem



Obrázek 2: Kmen odkorněný pomocí nástavce na motorovou pilu

5.3. Drážkování

Tato metoda je vítanou alternativou úplného odkornění, a to především ve zvláště chráněných oblastech, zabraňuje totiž přemnožení kůrovce za současného ponechání dřevní hmoty pokryté kůrou k zetlení (Juha 2012). Drážkování kůry se provádí za pomoci adaptéru na motorovou pilu (Juha 2005). Teoreticky je možné provést i drážkování ručně pomocí ručního škrabáku složeného ze dvou břitů, nebo pomocí motorové pily s klasickou lištou a řetězem. Tyto postupy jsou ale ekonomicky, časově, či fyzicky výrazně náročnější, a proto se nevyplatí, ani při zvážení potřeby investice do adaptéru. Adaptér nese čtyři nože, které v kůře a dřevě zanechávají rýhy o šířce 3 mm a vzdálenosti 2,5 cm. V České republice byl adaptér poprvé vyzkoušen na území NP Šumava. Pruhy probíhají rovnoběžně s osou kmene a jsou široké tak, aby brouci nebyli schopni dokončit svůj vývoj, tedy 3 cm (Juha 2012). Thorn et al. (2016) při svém výzkumu zjistil, že spotřeba času (indikující i ekonomickou náročnost) při drážkování je o 20 % nižší než při odkorňování. Účinnost a proveditelnost drážkování, stejně tak i odkorňování, je závislá na celkovém objemu napadeného dřeva, správném načasování a ekonomické situaci. (Thorn et al. 2016) Dále závisí na druhu lýkožrouta, proti kterému je aplikována. Nejúčinnější je na lýkožrouta smrkového, kde způsobuje mortalitu až 90 %, naopak méně vhodná je pro lýkožrouta menšího, kde je úmrtnost jen 60 % (Juha a Turčáni 2008). Důvodem takto vysoké úmrtnosti oproti lýkožroutu menšímu je, že lýkožrout smrkový má větší larvy, které mají vyšší nároky na prostor, o který drážkováním přijdou. Dalším faktorem zvyšujícím mortalitu larev je pravděpodobně lepší zpřístupnění pro blanokřídlé parazity. Šanci na dokončení vývoje po provedeném drážkování mají pouze larvy, které jsou blízko konců matečných chodeb a mohou se tak odklonit od osy původní larevné chodby rovnoběžně s matečnou chodbou. Podle Thorn et al. (2016) je jedním z důvodů, proč se lýkožrout v proškrábané kůře nerozmnožil, obtížnost nebo neschopnost larev překonat úseky (drážky) zbavené kůry.

Rozklad dřevní hmoty je na rozdíl od kompletně odkorněných stromů podstatně rychlejší a lepší, protože na takto ošetřených kmenech zůstává kolem 89 % kůry (Obrázek 3) (Juha 2012). Hlavní výhodou drážkování kůry je, že nesnižuje celkovou druhovou hustotu dřevokazných hub a saproxylických brouků tak jako celkové odkorňování (Thorn et al. 2016). Ze studie Hagge et al. (2019) vyplývá, že drážkování má na druhovou diverzitu lepší vliv než odkorňování, které ji snižuje až o 54 %. Naopak nevýhodou může být změna složení společenstva hub, nižší výskyt otvorů pro vnik vosy lesní a snížení

počtu otvorů vytvořených strakapoudy. Ve výsledku lze odkorňováním dosáhnout podobné biologické rozmanitosti jako u neošetřených stromů (Thorn et al. 2016).



Obrázek 3: Neodvětvený vývrát asanovaný drážkováním

5.4. Odkornění stojících stromů

Jedná se o šetrnou metodu, která se využívá v chráněných územích. Provádí ji stromolezci za pomoci loupáku (Jakuš a Blaženec 2015). Kvalita odkornění závisí především na hustotě zavětvení stromu. Provádí se většinou s částečným odstraněním větví, které brání lezci v pohybu (Juha 2005). S loupáním se začíná v období, kdy jde kůra dostatečně dobře odloupnout a brouk se nenachází v pokročilejším stádiu, než je kukla (Jakuš a Blaženec 2015). Ze stromu by měla být odstraněna všechna kůra, která je obsazena lýkožrouty (obrázek 4) (Juha 2005).

Metoda je poměrně finančně i fyzicky náročná. Juha (2005) při svém výzkumu na Šumavě zjistil, že odkornění jednoho stojícího stromu o výšce 25 m a hmotnosti 0,75 m³ zabere jednomu pracovníkovi 1,5 h. Postup je fyzicky i finančně náročný, a navíc je tato metoda ovlivněna nedostatkem kvalifikovaných pracovníků (Jakuš a Blaženec 2015). Cena se pohybuje kolem 1500 Kč/m³ včetně odvětvení. Odkornění bez odvětvení je o něco dražší, při zavětvení do 30 % délky kmene je cena o 300 Kč vyšší, při zavětvení v rozmezí 30-60 % o 525 Kč a pokud je zavětvení více než 60 % cena se zvyšuje o 750

Kč za m³ (Náklady obvyklých opatření MŽP 2022). Efektivita je téměř shodná s klasickým odkorňováním pokácených stromů (Zahradník a Zahradníková 2019).

Výhodou odkorňování stojících stromů je, že nezpůsobují efekt holiny. Ponechané a odkorněné stojící stromy částečně zachovávají mikroklima daného prostředí. Snižují ztrátu půdní vlhkosti vypařováním, v přízemních vrstvách snižují teplotní extrémy a tlumí nárazy větru, čímž chrání okolní stromy před poškozením. Takto odkorněné stromy odumírají a postupně se z nich stávají stojící souše, které jsou oproti zdravým stromům mnohem více náchylné na vyvrácení nebo zlomení. Z tohoto důvodu je nebezpečné tyto stromy ponechávat v okolí turistických stezek a oplocenek, kde mohou způsobit škody nebo zranění. (Havira 2021)



Obrázek 4: odkornění stojících stromů

5.5. Chemická asanace

Aplikace chemických látek je některými autory považována za velice spolehlivou metodu v boji proti lýkožroutům (Zahradník a Zahradníková 2019). První insekticidy se pro ochranu lesa začaly využívat v první polovině 20. století a od té doby prošly značným vývojem. Zásadní pro ně byla 70. léta, protože došlo k objevu syntetických pyrethroidů (Juha a Turčáni 2008). V současné době se k asanaci mohou využívat pouze přípravky, které jsou schválené v Seznamu povolených přípravků a dalších prostředků na ochranu lesa nebo v Seznamu povolených přípravků na ochranu rostlin (Zahradník 2004). K insekticidům se přidává obarvené smáčedlo, aby byla zajištěna lepší pokrývnost při aplikaci (Zahradník a Zahradníková 2019). Nejčastěji se používá například Vaztak, který účinkuje jako kontaktní a požerkový jed. Dále přípravek Ipidex, kterým se intoxikuje lýko živých smrků a pomocí feromonových odparníků se na stromy nalákají brouci. Jeho výhodou je delší účinnost (až několik měsíců) a možnost aplikace v chladnějších oblastech (Juha a Turčáni 2008). Insekticid můžeme aplikovat na stojící stromy nebo na odvětvené a neodvětvené ležící kmeny (Kolibáč et al. 2013).

Metoda se používá v jakémkoliv stádiu brouka až do doby těsně před vylétnutím (Zahradník a Zahradníková 2019). Insekticidy nemají penetrační účinek, a proto je kůrovec zahuben až při opouštění kmene nebo při náletu. Nejlepší je tedy insekticidy aplikovat před přerojováním sesterských pokolení, nejpozději 3 týdny před začátkem rojení (Jakuš a Blaženec 2015). Při asanaci nové generace je nejlepší zahájit aplikaci insekticidu ve stádiu kukly (Švestka et al. 1996). Snižovat efektivitu mohou brouci, kteří opouštějí ošetřený strom již vykousanými otvory, čímž nedochází k jejich kontaminaci insekticidem (Zahradník a Zahradníková 2019). Efektivnost chemické asanace závisí na mnoha faktorech a pohybuje se v rozmezí 0–100 % (Jakuš a Blaženec 2015).

Aplikace insekticidu se nejčastěji provádí pomocí zádového postřikovače a rosiče. Tato zařízení mohou být ruční, akumulátorové nebo motorové. Nejlepšího hodinového výkonu a ekonomických nákladů dosáhneme při použití zařízení s vyšším regulovatelným tlakem (Zahradník 20019). Důležité je, aby byl kmen ošetřen i na spodní straně, musí se tedy při aplikaci obrátit. Účinnost insekticidu se snižuje při aplikaci na vlhký kmen nebo při aplikaci za deště, a proto je důležité vhodně naplánovat čas asanace. Nevhodným obdobím pro aplikaci jsou zimní měsíce (Zahradník 2004). Účinnost je časově omezená, ale při správné aplikaci je insekticid funkční po dobu až 10 týdnů (Zahradník 2004). Pro zacházení s insekticidy je potřeba vlastnit příslušné osvědčení

minimálně I. stupně a pracovat pod dohledem osoby s II. stupněm (Zahradník a Zahradníková 2019).

Metoda je efektivnější spíše pro jednotlivé kmeny, u větších skládek zůstává vnitřek neošetřen. Denní výkon se odvíjí od objemu ošetřovaného kmene a členitosti terénu. Objem ošetřeného dříví se za den většinou pohybuje kolem 10-30 m³. Náklady činí 150-350 Kč na 1 m³ (Zahradník a Zahradníková 2019). V roce 2020 bylo chemicky asanováno cca 3 mil. m³ kůrovcového dříví, což je sotva 16 % z celkového množství napadených smrků (tabulka 2) (Ministerstvo zemědělství 2021).

Správná aplikace insekticidů přináší účinný výsledek, ale má i své negativní vlivy. Chemické látky, používané na hubení lýkožroutů jsou toxické i pro ostatní entomofaunu a přes potravní řetězec se jejich účinek může přenést i na vyšší živočichy (Švestka et al. 1996). Predátoři a parazitoidi se na rozdíl od lýkožroutů musí častěji pohybovat po kmeni a tím jsou více ohroženi insekticidy. Rezidua pesticidů mohou tyto necílové skupiny ovlivňovat ještě dlouho poté, co přestanou účinkovat na podkorní hmyz. Pesticidy také negativně ovlivňují mikrobiální procesy v půdě a zdravotní stav rostlin, čímž narušují ekologickou stabilitu celého ekosystému. Z hlediska ochrany vod a přírody může být použití insekticidů na některých místech zakázáno (Jakuš a Blaženec 2015). Kontaminace vod insekticidy má negativní dopady na obojživelníky. Vyšší citlivost na pesticidy je způsobena nedostatečnou ochranou embryí rosolovitým pláštěm (Greulich a Pflugmacher 2003) a vysoce propustnou kůží (Xu a Huang 2017). Vnímavost pulců k expozici pesticidů se liší podle toho, v jakém stádiu jsou jedinci kontaminováni (Greulich a Pflugmacher 2003). Xu a Huang (2017) zjistili, že Alpha-cypermethirin, který je účinnou látkou Vaztaku a Storanetu, způsobuje u pulců skokana černoskvřného (*Pelophylax nigromaculatus*) zpoždění růstu, morfologické abnormality a oxidační stres. Toxicita může být přenesena přes potravní řetězec na vyšší živočichy (Greulich a Pflugmacher 2003).

I když má chemická asanace spoustu negativních dopadů, její středně a dlouhodobý efekt může být pozitivní. Po odeznění toxicity je kmen rychle obsazen řadou saproxylických organismů, které jsou co do počtu a druhového složení vyšší než u odkorněných stromů. Po dvou letech je chemicky asanovaný strom k nerozeznání od neošetřeného (Chlapek a Servus 2019).

5.6. Další nepříznivé dopady asanace na biologické dědictví

Změna klimatu má za následek menší odolnost porostu proti větru a následně proti kůrovci (Dobor et al. 2020). Základem ochrany smrkových porostů je dlouhodobé udržování podkorního hmyzu na endemické úrovni. Zlomy a vývraty jsou pro kůrovce velmi atraktivním materiálem, na kterém se může namnožit a rozšířit se na okolní zdravé stromy (Augustynczyk et al. 2021). Zlomy jsou pro nálet atraktivní zhruba rok od jejich vzniku, poté většinou zaschnou a už nejsou vhodné. Obdobně je tomu tak u vývratů, které nejsou výrazně spojeny s půdou. U vývratů, které jsou s půdou v dobrém kontaktu a mají možnost čerpat vodu přes kořenový systém se může atraktivita prodloužit až na 4 roky a více (Jakuš a Blaženec 2015). Zejména chladné a vlhké podmínky prodlužují atraktivitu vývratů (Dobor et al. 2020). Klíčovým opáčením v boji proti kůrovcové gradaci je včasné odstranění a asanace zlomů a vývratů (Obrázek 5).

Vývraty jsou typickým biologickým dědictvím větrných disturbancí a v lesním ekosystému mají řadu důležitých funkcí podobně jako ostatní prvky biologického dědictví. Vyzdvihují na povrch nový substrát a zlepšují tak dostupnost vápníku a hořčíku. Dále poskytují ochranu mnoha druhům organismů a zvyšují biodiverzitu (Jakuš a Blaženec 2015). Odkryté kořeny vývratů poskytují nový mikrorelief, který má vliv na zadržování srážek a odtok vody. Obnažení půdního horizontu a dostatek vody vytváří vhodné stanoviště pro snadné vyklíčení nových semen (Havira 2016). Ležící kmeny přinášejí veškeré výhody tlejícího dřeva popsané výše (Jakuš a Blaženec 2015). Zlomy přinášejí vhodné světelné podmínky a mikrostanoviště pro obnovující se smrk a pozitivně ovlivňují jeho konkurenční schopnost vůči ostatní vegetaci (Havira 2016).

Asanačními zásahy mohou být mnohé z těchto pozitivních vlivů vývratů a zlomů degradovány. Například častým opětovným zaklapnutím vývratu po odříznutí kmene zaniká mikrorelief, což může mít negativní dopad na retenční schopnost lesů (Havira 2016). Thorn et al. (2016) svým výzkumem prokázal, že odkorňování padlých stromů po vichřici snižuje jak početnost lýkožrouta smrkového, tak dalších necílových organismů.



Obrázek 5: Odkorněný vývrat

5.7. Asanace těžebních zbytků

K asanaci vrcholkových částí stromu, které po těžbě zůstávají v lese se přistupuje tehdy, je-li zvýšené riziko přemnožení lýkožrouta lesklého. (Jakuš a Blaženec 2015). Asanace těžebních zbytků se provádí štěpkováním, pálením nebo změnou ekologických podmínek. Stejně jako ostatní metody asanace i odstranění veškerého nehroubí má své nevýhody. Například při odstranění všech těžebních zbytků les přichází oproti klasické těžbě o dalších 320 kg N, 28 kg P, 172 kg K, 220 kg Ca a 30 kg Mg. (Šrámek et al. 2021).

5.7.1. Štěpkování

Štěpkování je specifickou metodou asanace těžebních zbytků, při které dochází k likvidaci podkorního hmyzu (Zahradník a Zahradníková 2019). Provádí se mechanicky (Modlinger et al. 2015). Dříví je rozsekáno pomocí diskových nebo bubnových štěpkovačů, které jsou připojeny k hřídeli traktoru, případně mohou mít vlastní pohonnou jednotku. Tuto metodu je možné aplikovat v jakémkoliv vývojovém stádiu lýkožrouta. Hodinový výkon se pohybuje ve stovkách prostorových metrů a štěpkovat je možné kmeny o tloušťce až 60 cm (Zahradník a Zahradníková 2019).

Štěpkování je velmi účinným způsobem ochrany před lýkožroutem lesklým. Zahradníková a Zahradník (2015) z výsledků své studie zjistila, že štěpkování přežije pouze 0,067 % dospělých brouků, dá se tedy konstatovat, že metoda má téměř 100 %

účinnost. Provádí se za pomoci těžké mechanizace, dochází k totální likvidaci typické struktury mrtvého dřeva plnicího řadu funkcí, je zde riziko poškození okolních porostů, degradace a eroze půdy (Šrámek et al. 2021). Proto se štěpkování nedoporučuje jako metoda asanace stromů napadených kůrovcovitými brouky v chráněných územích.

5.7.2. Částečná asanace změnou ekologických podmínek

V případě ponechání těžebních zbytků na místě se zvyšuje atraktivita pro kůrovce. Proto je vhodné zvolit asanaci změnou prostředí, kdy se těžební zbytky přesunou do jiného prostředí. Účinnost této metody spočívá v přesunu hmoty do vlhkého a chladnějšího prostředí, které iniciuje růst hub. Houby napadají larvy lýkožrouta a snižují tak jeho populaci. Druhou možností je rozprostřít těžební odpad na jižně orientovaných svazích s dostatkem slunečního záření. Větve začnou pomalu vysychat a vyvíjející se lýkožrouti uhynou. Tuto metodu je vhodné aplikovat pouze ve stádiu vajíčka nebo larvy (Jakuš a Blaženec 2015).

5.7.3. Pálení

Pálení je jedna z nejjednodušších metod. Asanuje se takto výhradně nehroubí a některé potěžební zbytky jako je kůra (Zahradník a Zahradníková 2019). Pálení je vhodné na lýkožrouta lesklého a severského (Zahradník 2004). V letním období, při dlouhotrvajícím suchu, hrozí riziko vzniku požáru (Jakuš a Blaženec 2015), proto je nutné použití této metody předem nahlásit hasičskému sboru (Zahradník a Zahradníková 2019).

Proti kůrovci je pálení velmi účinné, ale z ekonomického hlediska nepřináší žádný efekt, protože je veškerá dřevní hmota zničena. Náklady tvoří sice jen cenu práce, ale denní výkon není moc velký. Průměrná cena je cca 60 Kč za 1 m³ (Zahradník a Zahradníková 2019). Při procesu spalování klestu dochází k částečné ztrátě živin a dalšího organického materiálu vyplavováním z popela (Šrámek et al. 2021), a proto se pálení nedoporučuje ani v hospodářských lesích ani v chráněných územích.

5.8. Ekonomické aspekty

Tabulka 1: Porovnání nákladů vybraných asanačních metod za rok 2020 a 2022 (Náklady obvyklých opatření MŽP 2020, Náklady obvyklých opatření MŽP 2022).

Způsob asanace	2020	2022
	Kč/m ³	Kč/m ³
odkornění nastojato – včetně odvětvení	1350,00	1500,00
odkornění neodvětvěného stromu (kácení, odkornění)	850,00	900,00
odkornění (kácení, odvětvení, odkornění)	550,00	600,00
chemická asanace neodvětvěného stromu	240,00	216,00
chemická asanace odvětvěného stromu	145,00	160,00
štěpkování	450,00	500,00

Stejně jako jiná odvětví, i lesní sektor zasáhlo zdražování, což se projevuje na cenách za jednotlivé úkony. Nejdražší metodou je odkornění stojících stromů bez odvětvení. Cena je oproti ostatním metodám vysoká z důvodu fyzické náročnosti, nízkého denního výkonu a nedostatku kvalifikovaných pracovníků. Na druhém místě s nejvyšší cenou je odkorňování bez odvětvení. I u této metody je důvodem vysoké ceny nízká denní výkonnost a pracnost oproti odkornění s odvětvěním. Nejlevněji vychází chemická asanace, jejíž aplikace je rychlá a denní objem ošetřených kmenů vysoký (Tabulka 1).

5.9. Objem asanovaného dřeva v ČR

Tabulka 2: Objem asanovaného dřeva v české republice za roky 2020, 2019 a 2018 (Knížek a Liška 2021)

Rok	kůrovcová těžba (mil.m ³)	odkornění (tis.m ³)	chemická asanace (tis.m ³)
2020	14,9	319	2046
2019	14,5	183	2130
2018	8,4	106	1265

Objem dřeva napadeného podkorním hmyzem, zejména lýkožroutem smrkovým v posledních letech výrazně vzrostl. Mimo výsadby smrku v nepřirozených areálech výskytu, gradaci kůrovce zapříčinilo zvýšení zásob a změna věkové struktury (Hlásný et al. 2019). Poškození smrkových lesů se týká zejména poloh do 800 m.n.m., smrčiny horských oblastí nejsou tolik zasaženy. Při asanaci stále převažuje použití insekticidů nad odkorňováním (Knížek a Liška 2021).

5.10. Shrnutí negativ a pozitiv vybraných asanačních metod

Tabulka 3: Souhrn pozitivních a negativních vlastností a vlivů výše popsaných asanačních metod

těžba	
negativa	pozitiva
eroze půdy	dočasné zamezení šíření podkorního hmyzu
poškození přízemní vegetace	
poškození okolních stromů	
poškození přirozeného zmlazení	
odvoz dřevní hmoty	
snížení biodiverzity	
ztráta živin	
vznik holin a nových porostních okrajů	
odkornění (pokácené stromy, vývraty, zlomy)	
negativa	pozitiva
zpomalení obsazování	částečné zachování biodiverzity
kmene semenáčky	dostatek tlejícího dřeva
změna vlastností tlejícího dřeva	ochrana zmlazení před zvěří
pomalejší rozklad dřevní hmoty	brání erozi půdy
vysoká cena	zamezení šíření lýkožrouta
	zpomalení odtoku vody na stanovišti
odkornění stojících stromů	
negativa	pozitiva
rychlé vysychání odkorněných stromů	stín pro zmlazení
vysoká cena	snížení ztráty půdní vlhkosti
nebezpečí zlomu či vývratu v okolí turistických tras	ochrana ostatních stromů před větrem
	snížení teplotních extrémů
	nezpůsobuje efekt holiny
	zamezení šíření lýkožrouta
	částečné zachování biodiverzity
	stojící tlející dřevo
drážkování	
negativa	pozitiva
změna složení saproxylických společenstev	kmen ponechán v kůře
	zachování biodiverzity
	zachování živin
	dostatek tlejícího dřeva
	dobré obsazování semenáčky
	zamezení šíření lýkožrouta
	brání erozi půdy
	zpomalení odtoku vody na stanovišti
chemická asanace	
negativa	pozitiva
usmrcení necílových organismů	nízká cena
toxicita pro obojživelníky	po odeznění toxicity kmen rychle obsazen řadou organismů
nebezpečí kontaminace vody	zamezení šíření lýkožrouta
přenos toxicity přes potravní řetězec	vysoký denní výkon

6. Diskuse

V posledních letech ve středoevropských lesích došlo k silnému nárůstu biotických (podkorní hmyz) a abiotických (sucho, vichřice) disturbancí (Pietzsch et al. 2021). Jehličnaté lesy jsou na disturbance citlivé, ale obvykle se po přírodním narušení snadno obnovují (Jonášová a Prach 2008). Každý typ disturbance po sobě zanechává různé biologické dědictví, jako například po vichřici zůstávají vývraty a zlomy. Plochy po disturbanci jsou více osluněné a disponují velkým množstvím mrtvých stromů, čímž se stávají atraktivní pro podkorní hmyz (Thorn et al. 2017). Šíření podkorního hmyzu může následně negativně ovlivňovat ekonomické zájmy vlastníků hospodářských lesů, a proto se i v řadě chráněných území provádějí asanační zásahy za účelem tlumení populací kůrovců (Pietzsch et al. 2021). Efektivita asanačních metod je z hlediska snížení hustoty lýkožrouta smrkového v chráněných oblastech v posledních letech předmětem sporů (Miścicki et al. 2021). Asanace napadených stromů sice může snížit hrozbu kůrovcové gradace v hospodářských lesích, a tím zachovat výnos dřeva, ale nachází se v rozporu s většinou cílů ochrany chráněných území (Pietzsch et al. 2021).

Přímá opatření proti gradaci lýkožrouta spočívají v odstraňování atraktivního materiálu jako jsou zlomy, vývraty po vichřici nebo lavinách a v asanaci napadených stromů před výletem brouka. V boji proti kůrovcové kalamitě se dá postupovat i nepřímo, například pěstebními postupy nebo změnou dřevinné skladby. Rozmanité ekosystémy obecně vykazují nižší míru narušení oproti monokulturám. (Dobor et al. 2020).

Asanační těžba má mnoho negativních vlivů na lesní ekosystém a její účinnost není zcela jednoznačná (Leverkus et al. 2021). Snižuje počet dřevokazných hub, saproxylických brouků, epixylických mechorostů a lišejníků. Dále ovlivňuje početnost některých druhů mūr, které se živí bylinami a saproxylickými larvami (Thorn et al. 2017). Také Jonášová a Prach (2008) došla k výsledku, že lesní byliny a mechorosty lépe přežívají pod odumřelým porostem než na holinách vzniklých po těžbě, kde je velké množství slunečního záření. Z výzkumu Thorn et al. (2020) vyplývá, že saproxylické organismy snášejí vlivy asanační těžby hůře než ostatní druhy a to o 30 %. Přirozená obnova je poškozována přímo při těžbě pohybem těžké techniky a vyklížením vytěžených kmenů (Matějka 2011). Nepříznivé účinky těžké mechanizace a odklizení kmenů se nevyhýbají ani lesní půdě, kde způsobují eroze (Kindlmann et al. 2012). Koleje, které vznikají projížděním mechanizace zvyšují povrchový odtok a riziko záplav (Leverkus et al. 2021). Narušování půdy těžkou technikou usnadňuje růst pionýrské bylinné vegetace

(Thorn et al. 2017) a trávy (Jonášová a Prach 2008). Odvozem dřevní hmoty ekosystém přichází o značné množství tlejícího dřeva, což má za následek snížení biodiverzity organismů a ztrátu živin (Augustynczyk et al. 2021). Asanační těžba vytváří nové porostní okraje, které jsou osluněné a náchylné na poškození větrem, což opět podporuje expanzi podkorního hmyzu (Leverkus et al. 2021).

Odkornění s ponecháním dřevní hmoty na stanovišti vychází pro lesní ekosystém o něco lépe než těžba s odvozem. Množství tlejícího dřeva je při tomto typu asanace sice velké, ale nemá stejné vlastnosti jako neodkorněné kmeny, což snižuje druhovou rozmanitost (Thorn et al. 2016). Kmen zbavený kůry se rozkládá pomaleji a obsazení semenáčky, mechy a lišejníky je trochu obtížnější (Šantrůčková a Vrba 2010). Výhodou ale je, že odkorněné kmeny poskytují přirozené obnově ochranu před zvěří (Havira 2016). Jelikož kmeny nejsou z lesa vyklizovány, nedochází k takovému poškozování a erozi půdy. Mortalita lýkožrouta je při dobře načasovaném použití této metody vysoká (Thorn et al. 2016). Po finanční stránce je odkornění druhou nejdražší metodou. Cena se pohybuje kolem 600-900 Kč/m³ podle toho, zda bude kmen pokácen a odkorněn nebo i odvětvěn (Náklady obvyklých opatření MŽP 2022).

Thorn et al. (2017) ve své studii zjistil, že odkornění i drážkování snižuje početnost lýkožrouta smrkového na 10 %. Při drážkování zůstává na kmeni cca 89 % kůry (Juha 2005), což má pozitivní vliv na diverzitu (Thorn 2016). Drážkování sice nesnižuje druhovou diverzitu tak jako odkornění, ale oproti neošetřeným stromům způsobuje změnu ve složení společenstev saproxylických brouků a parazitoidních vos. Negativní dopad na pilatky a strakapoudy je patrný u obou metod (Thorn et al. 2017). I přes některé negativní vlivy Thorn et al. (2016) uvádí, že drážkování kůry by mělo nahradit odkornění, protože je výhodnější z hlediska ekonomiky i biodiverzity a při správném provedení redukuje populaci *Ips typographus* srovnatelně jako odkornění.

Při odkornění nastojato převažují kladné vlivy. Stojící odkorněné stromy poskytují stín, který je vhodný pro přirozené zmlazení některých druhů dřevin (Jonášová a Prach 2008). Dále snižují ztrátu půdní vlhkosti, teplotní extrém, tlumí nárazy větru a zachycují sníh, čímž chrání les před lavinami (Leverkus et al. 2021). Nevýhodou je, že stromy rychle vysychají, čímž se stávají méně odolné proti větru a lámou se. To může představovat nebezpečí v okolí turistických tras (Havira 2021). Další nevýhodou je vysoká cena oproti jiným metodám (Jakuš a Blaženec 2015)

Používání chemické asanace při ochraně lesa má mnoho nevýhod a nepatří mezi nejšetrnější způsoby zamezení šíření podkorního hmyzu. V některých případech, kdy

hrozí, že se kůrovec z neasanovaných kmenů vyrojí a napadne okolní porosty, může chemická asanace zabránit velkým škodám. V takové chvíli je možné aplikovat insekticid cíleně a jednorázově na jednotlivé kmeny v porostu. Pokud není použití chemie nutné, je lepší využívat mechanických metod jako je odkorňování. Vhodné je omezit nebo úplně vyloučit používání insekticidů přímo v porostech a přesunout aplikaci pouze na skládky dřeva (Jakuš a Blaženec 2015). Chemické asanace je oproti jiným metodám výhodná díky velkému dennímu výkonu a relativně nízké ceně (Zahradník a Zahradníková 2019), ale její dopady na lesní ekosystém jsou ničivé (Švestka et al. 1996).

Je lepší ponechat stromy poškozené větrem v lese, odkornit je nebo je odvést a zpracovat? Odpověď na tuto otázku není zcela jednoduché. V poslední době se důsledky odstraňování stromů poškozených větrem a podkorním hmyzem staly centrem zájmu, hlavně z hlediska biologické rozmanitosti, ekosystémových služeb, obnovy lesa a koloběhu uhlíku a živin (Dobor et al. 2020). Vývraty poskytují nový substrát pro přirozenou obnovu a úkryt pro živočichy (Havira 2016). Ze studie od Dobor et al. (2020) vyplývá, že aplikace asanační těžby při nízké a střední intenzitě není účinná. Naopak včasné a soustředné odstraňování stromů vyvrácených vichřicí může dopad kůrovce podstatně snížit.

Zahradníková a Zahradník (2015) zjistili, že likvidace těžebních zbytků nemá žádný významný vliv na populaci lýkožrouta lesklého a mohou tak být ponechány v lese k zetlení.

7. Závěr

K zamezení šíření podkorního hmyzu, nebezpečí požáru a k dorovnání ekonomické ztráty se běžně používá asanační těžba. Provádí se ve všech typech lesů, včetně oblastí, kde je jinak těžba vyloučena. Při odstraňování dřevní hmoty z lesa dochází k narušování ekosystémových služeb, snižování biologické rozmanitosti a poškozování půdy (Thorn et al. 2020). Použití asanační těžby v chráněných oblastech by mělo být vyloučeno a nahrazeno šetrnějšími metodami asanace (Thorn et al. 2018). Stejně tak je tomu i při chemické asanaci, jejíž cena je oproti ostatním metodám nízká a denní výkon vysoký (Zahradník a Zahradníková 2019), ale účinky na lesní ekosystém jsou značně negativní (Jakuš a Blaženec 2015). Klasické odkorňování nemá tak negativní dopady jako těžba s odvozem dříví a chemická asanace (Thorn et al. 2016), je ale finančně náročné a pracné (Zahradník a Zahradníková 2019). Odkorňování stojících stromů se řadí k šetrným metodám využívaným v chráněných oblastech, jeho velkou nevýhodou je vysoká cena,

fyzická náročnost a nedostatek kvalifikovaných pracovníků (Jakuš a Blaženec 2015). Dle dostupných zdrojů vychází nejlépe pro chráněná území drážkování (Thorn et al. 2016), jehož účinnost na lýkožrouta smrkového je téměř 90 % jako při klasickém odkornění (Juha a Turčáni 2008), ale spotřeba času je o 20 % nižší (Thorn et al. 2016) a biologická rozmanitost zůstává na podobné úrovni jako u neošetřených stromů (Hagge et al. 2019). V chráněných oblastech, kde se často přistupuje k odkorňování mohou náklady dosáhnout několika milionů eur ročně. Udržitelný management by měl být kombinací efektivního snížení populace lýkožroutů a minimálního snižování biodiverzity při zachování ekonomických nákladů (Thorn et al. 2016).

8. Seznam literatury

AUGUSTYNCZIK, Andrey L.D., Laura DOBOR a Tomáš HLÁSNY. Controlling landscape-scale bark beetle dynamics: Can we hit the right spot? *Landscape and Urban Planning*. 2021, **209**. ISSN 01692046. Dostupné z:

doi:10.1016/j.landurbplan.2020.104035

BAČE, Radek, SVOBODA, Miroslav. *Management mrtvého dřeva v hospodářských lesích, certifikovaná metodika*. 2014, Česká zemědělská univerzita v Praze.

ČERVENKA, Jaroslav, Jitka ZENÁHLÍKOVÁ, Radek BAČE a Miroslav SVOBODA. Changes in stand structure, dead wood quantity and quality in mountain spruce forest after severe disturbance. *Zprávy Lesnického Výzkumu*. 2016.

BEDNAŘÍK, Jan a Karel MATĚJKA. Struktura porostu *Picea abies* (L.) karst. ovlivněných antropogenními disturbancemi v oblasti Medvědí hory (NP Šumava). *Zprávy lesnického výzkumu*. 2014, (1), 18-27.

ČSN 48 1000. *Ochrana lesa proti kůrovcům na smrku*. 2005.

DOBOR, Laura, Tomáš HLÁSNY a Soňa ZIMOVÁ. Contrasting vulnerability of monospecific and species-diverse forests to wind and bark beetle disturbance: The role of management. *Ecology and Evolution*. 2020, **10**(21), 12233-12245. ISSN 2045-7758. Dostupné z: doi:10.1002/ece3.6854 a

DOBOR, Laura, Tomáš HLÁSNY, Werner RAMMER, Soňa ZIMOVÁ, Ivan BARKA a Rupert SEIDL. Spatial configuration matters when removing windfelled trees to manage bark beetle disturbances in Central European forest landscapes. *Journal of Environmental Management*. 2020, **254**. ISSN 03014797. Dostupné z: doi:10.1016/j.jenvman.2019.109792 b

DOLEŽALOVÁ, Klára a Jakub HORÁK. Společenstva bezobratlých vázaná na mrtvé dřevo. *Lesnická práce*. 2010, (9).

GREULICH, Kerstin a Stephan PFLUGMACHER. Differences in susceptibility of various life stages of amphibians to pesticide exposure. *Aquatic Toxicology*.

2003, **65**(3), 329-336. ISSN 0166445X. Dostupné z: doi:10.1016/S0166-445X(03)00153-X

HAGGE, Jonas, Franz LEIBL, Jörg MÜLLER, Martin PLECHINGER, João Gonçalo SOUTINHO a Simon THORN. Reconciling pest control, nature conservation, and recreation in coniferous forests. *Conservation Letters*. 2019, **12**(2). ISSN 1755-263X. Dostupné z: doi:10.1111/conl.12615

HAVIRA, Miroslav a Vojtěch ČADA. Lýkožrout smrkový v horských smrčínách – hrozba, nebo příležitost?. *Ochrana přírody*. 2018.

HAVIRA, Miroslav, Radek BAČE, Vojtěch ČADA a Miroslav SVOBODA. Množství a výšková struktura odrostlého zmlazení v horském smrkovém lese Hrubého Jeseníku. *Zprávy lesnického výzkumu*. **2017**, 33-41.

HAVIRA, Miroslav. *Management horských smrčín v Hrubém Jeseníku*. Praha, 2016. Disertační práce. Česká zemědělská univerzita v Praze.

HAVIRA, Miroslav, zástupce vedoucího SCHKO [ústní sdělení]. CHKO Jeseníky, 9.7. 2021.

HLÁSNÝ, Tomáš, KROKENE, Paal, LIEBHOLD, Andrew, MONTAGNÉ-HUCK, CLAIRE, MÜLLER, Jörg, QIN, Hua, RAFFA, Kenneth, SCHELHAAS, Mart-Jan, SEIDL, Rupert, SVOBODA, Miroslav, VIIRI, Heli. 2019. Život s kůrovcem: Dopady, výhledy a řešení. Od vědy ke strategii 8. Evropský lesnický institut.

HLAVÁČKOVÁ, Petra a Dalibor ŠAFAŘÍK. Ověření výsledků ekonomického hodnocení těžebních technologií v lesích se zvláštním statutem ochrany. *Zprávy lesnického výzkumu*. 2010, (4), 317-330.

HOLUŠA, Jaroslav, Pavla VOIGTOVÁ, Emanuel KULA a Štěpán KRÍSTEK. Výskyt lýkožrouta severského (*Ips duplicatus* Sahlberg, 1836) (Coleoptera: Scolytidae) na LS Bruntál LČR, s. p., v roce 2004 – 2005. *Zpravodaj ochrany lesa*. **2006**(13), 46.

CHLAPEK, Jindřich a Michal SERVUS. NPR Rejvíz ve víru kůrovcové gradace – cvičení z ochrany přírody pro pokročilé. *Ochrana přírody*. 2019, (4), 10-13.

JAKUŠ, Rastislav a Miroslav BLAŽENEC. *Princípy ochrany dospělých smrekových porastov pred podkôrnym hmyzom*. Ústav ekológie lesa, 2015. ISBN 978-80-89408-21-4.

JANKOVSKÝ, Libor, Michal TOMŠOVSKÝ, Jakub BERÁNEK a Dalibor LIČKA. *Analýza postupů ponechávání dřeva k zetlení z hlediska vlivu na biologickou rozmanitost*. Brno, 2006.

JOHANSSON, Annette, Göran BIRGERSSON a Fredrik SCHLYTER. Using synthetic semiochemicals to train canines to detect bark beetle-infested trees. *Annals of Forest Science*. 2019, **76**(2). ISSN 1286-4560. Dostupné z: doi:10.1007/s13595-019-0841-z

JONÁŠOVÁ, Magda a Karel PRACH. The influence of bark beetles outbreak vs. salvage logging on ground layer vegetation in Central European mountain spruce forests. *Biological Conservation*. 2008, **141**(6), 1525-1535. ISSN 00063207. Dostupné z: doi:10.1016/j.biocon.2008.03.013

JUHA, Miloš a Marek TURČÁNI. Netradiční způsoby boje s lýkožroutem smrkovým - *Ips typhographus* L. (Coleoptera: Scolytidae). *Zprávy lesnického výzkumu*. 2008.

JUHA, Miloš. *Netradiční způsoby boje s lýkožroutem smrkovým - Ips typhographus (Coleoptera: Curculionidae): certifikovaná metodika*. Strnady: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 2012. Lesnický průvodce. ISBN 978-80-7417-058-4.

JUHA, Miloš. *Využívání modifikovaných a nových metod ochrany proti kůrovci v podmínkách NP (NP Šumava)*. Praha, 2005. Disertační práce. Česká zemědělská univerzita v Praze.

KAUSRUD, Kyrre, Bjørn ØKLAND, Olav SKARPAAS, Jean-Claude GRÉGOIRE, Nadir ERBILGIN a Nils Chr. STENSETH. Population dynamics in changing environments: the case of an eruptive forest pest species. *Biological Reviews*. 2012, **87**(1), 34-51. ISSN 14647931. Dostupné z: doi:10.1111/j.1469-185X.2011.00183.x

KINDLMANN, Pavel, Karel MATĚJKA a Petr DOLEŽAL. *Lesy Šumavy, lýkožrout a ochrana přírody*. Praha: Karolinum, 2012. ISBN 978-802-4621-555.

KNÍŽEK, Miloš a Jan LIŠKA, ed. *Zpravodaj ochrany lesa: přehled výskytu lesních škodlivých činitelů v roce 2020 a jejich očekávaný stav v roce 2021*. Praha-Zbraslav: Útvar ochrany lesa VÚLHM Jíloviště - Strnady, 2021. ISBN ISBN978-80-7417-212-0.

KNÍŽEK, Miloš a Jaroslav HOLUŠA. Lýkožrout severský *Ips duplicatus* (Sahlberg). *Lesnická práce*. 2007, **2007**(4), 4.

KOLIBÁČ, Pavel, Miroslav DORT, Pavel HUBENÝ, et al. *Standardy péče o přírodu a krajinu: Opatření ke zlepšení struktury lesních porostů*. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, 2013.

KOŽENÝ, Pavel, SIMON, Ondřej. Mrtvé dřevo ve vodních tocích – čas změnit zákony?. *Příroda*. Sborník prací z ochrany přírody, 2009, ISSN 1211-3603.

KRAUS, Daniel a Frank KRUMM. *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute, 2013. ISBN 978-952-5980-07-3.

KULA, Emanuel. Ochrana lesa ve středoevropských podmínkách 1. část – *Lýkožrout smrkový (Ips typographus L.) kalamitní škůdce smrkových ekosystémů střední Evropy*. Skriptum. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2014, 69 s.

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. ISSN 1470160X. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecolind.2011.02.004

LEPŠOVÁ, Anna. *Vliv lesnického managementu na diversitu makromycetů*[online]. 2016, 1-6 [cit. 2022-04-10]. Dostupné z: https://www.infodatasys.cz/BiodivLes/sem2016_Lepsova.pdf

LEVERKUS, Alexandro B., Brian BUMA, Joseph WAGENBRENNER, Philip J. BURTON, Emanuele LINGUA, Raffaella MARZANO a Simon THORN. Tamm review: Does salvage logging mitigate subsequent forest disturbances?. *Forest Ecology*

and Management. 2021, **481**. ISSN 03781127. Dostupné z:
doi:10.1016/j.foreco.2020.118721

LUBOJACKÝ, Jan, Jaroslav HOLUŠA. Comparison of spruce bark beetle (*Ips typographus*) catches between treated trap logs and pheromone traps. *Šumarski list* 2011, 135 (5–6), 233–242.

MACHAR, Ivo a Linda DROBILOVÁ. *Ochrana přírody a krajiny v České republice: vybrané aktuální problémy a možnosti jejich řešení*. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 2012. ISBN 978-80-244-3041-6.

MATĚJKA, Karel. *Posouzení aktuální situace v oblasti Ptačího potoka v NP Šumava* [online]. 2011 [cit. 2022-03-22]. Dostupné z:
<https://www.infodatasys.cz/sumava/ptp2011.pdf>

MATOUŠEK, Pavel. *Populační dynamika lýkožrouta smrkového (*Ips typographus* L.) v různých gradačních fázích: plodnost na klasických lapácích*. Praha, 2012. Disertační práce. Česká zemědělská univerzita v Praze.

MIŚCICKI, Stanisław a Wojciech GRODZKI. Can sanitation cutting contribute to reduced mortality of Norway spruce *Picea abies* (L.) H. Karst., due to infestation by *Ips typographus* (L.)?. *Sylwan*. 2021. Dostupné z: doi:10.26202/sylwan.2021105

MODLINGER, Roman, Jan LIŠKA, Miloš KNÍŽEK, Dušan ADAM, David JANÍK a Libor HORT. *Ochrana lesa před lýkožroutem smrkovým v ochranném pásmu lesních rezervací ponechaných samovolnému vývoji: certifikovaná metodika*. Strnady: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 2015. Lesnický průvodce. ISBN 978-80-7417-104-8.

MÜLLER, Jörg, Reed F. NOSS, Heinz BUSSLER a Roland BRANDL. Learning from a “benign neglect strategy” in a national park: Response of saproxylic beetles to dead wood accumulation. *Biological Conservation*. 2010, **143**(11), 2559-2569. ISSN 00063207. Dostupné z: doi:10.1016/j.biocon.2010.06.024

NAKLÁDAL, Oto. *Entomologie obecná a systematická*. V Praze: Česká zemědělská univerzita, Fakulta lesnická a dřevařská, 2015. ISBN ISBN978-80-213-2602-6.

Náklady obvyklých opatření MŽP [online]. 2020 [cit. 2022-04-08]. Dostupné z: <https://www.dotace.nature.cz/res/archive/005/000819.pdf?seek=1581683149>

Náklady obvyklých opatření MŽP [online]. 2020 [cit. 2022-04-09]. Dostupné z: https://www.mzp.cz/cz/naklady_obvyklych_opatreni_mzp

PIETZSCH, Bruno Walter, Felix Johannes PETER a Uta BERGER. The Effect of Sanitation Felling on the Spread of the European Spruce Bark Beetle—An Individual-Based Modeling Approach. *Frontiers in Forests and Global Change*. 2021, 4. ISSN 2624-893X. Dostupné z: doi:10.3389/ffgc.2021.704930

Setkání lesníků tří generací: sborník referátů. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, 2003. ISBN 80-020-1600-9.

SUCHOMEL, Josef, Jiří KULHAVÝ, Jan ZEJDA, Jan PLESNÍK a Ladislav MENŠÍK. *Ekologie lesních ekosystémů*. Mendelova univerzita v Brně, 2015.

SVOBODA, Miroslav. Efekt disturbancí na dynamiku horského lesa s převahou smrku ve střední Evropě. *Ochrana přírody*. 2008.

SVOBODA, Miroslav. Množství a struktura mrtvého dřeva a jeho význam pro obnovu lesa ve smrkovém horském lese v oblasti rezervace Trojmezná. *Zprávy lesnického výzkumu*. 2005, (1).

ŠANTRŮČKOVÁ, Hana a Jaroslav VRBA. *Co vyprávějí šumavské smrčiny: průvodce lesními ekosystémy Šumavy*. Vimperk: Správa Národního parku a Chráněné krajinné oblasti Šumava, 2010. ISBN 978-80-87257-04-3.

ŠRÁMEK, Vít, Věra FADRHOŇSOVÁ, Kateřina NEUDERTOVÁ-HELLEBRANDOVÁ a Radek NOVOTNÝ. *Doporučené metody nakládání s těžebními zbytky v lesních porostech s významnou produkční funkcí z hlediska udržitelnosti bilance hlavních živin: certifikovaná metodika*. Strnady: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 2021. Lesnický průvodce. ISBN 978-80-7417-218-2.

ŠVESTKA, Milan, Vlastislav JANČAŘÍK a Richard HOCHNUT. *Praktické metody v ochraně lesa*. 2. dopl. vyd. Praha: Ministerstvo zemědělství ČR, 1996. ISBN 80-902-0331-0.

THORN, Simon, Anne CHAO, Kostadin B. GEORGIEV, et al. Estimating retention benchmarks for salvage logging to protect biodiversity. *Nature Communications*. 2020, **11**(1). ISSN 2041-1723. Dostupné z: doi:10.1038/s41467-020-18612-4

THORN, Simon, Claus BÄSSLER, Heinz BUSSLER, David B. LINDENMAYER, Stefan SCHMIDT, Sebastian SEIBOLD, Beate WENDE a Jörg MÜLLER. Bark-scratching of storm-felled trees preserves biodiversity at lower economic costs compared to debarking. *Forest Ecology and Management*. 2016, **364**, 10-16. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2015.12.044

THORN, Simon, Claus BÄSSLER, Miroslav SVOBODA a Jörg MÜLLER. Effects of natural disturbances and salvage logging on biodiversity – Lessons from the Bohemian Forest. *Forest Ecology and Management*. 2017, **388**, 113-119. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2016.06.006

THORN, Simon, Claus BÄSSLER, Roland BRANDL, et al. Impacts of salvage logging on biodiversity: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*. 2018, **55**(1), 279-289. ISSN 00218901. Dostupné z: doi:10.1111/1365-2664.12945

VACEK, Stanislav a František KREJČÍ. *Lesní ekosystémy v Národním parku Šumava*. 2., aktualiz. vyd. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, 2009. ISBN 978-808-7154-687.

VANICKÁ, Hana, Jaroslav HOLUŠA, Karolina RESNEROVÁ, Ján FERENČÍK, Mária POTTERF, Adam VÉLE a Wojciech GRODZKI. Interventions have limited effects on the population dynamics of *Ips typographus* and its natural enemies in the Western Carpathians (Central Europe). *Forest Ecology and Management*. 2020, **470-471**. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2020.118209

VYHLÁŠKA č. 76/2018 Sb. *Vyhláška, kterou se mění vyhláška Ministerstva zemědělství č. 101/1996 Sb., kterou se stanoví podrobnosti o opatřeních k*

ochraně lesa a vzor služebního odznaku a vzor průkazu lesní stráže, ve znění vyhlášky č. 236/2000 Sb.

XU, Peng a Ledan HUANG. Effects of α -cypermethrin enantiomers on the growth, biochemical parameters and bioaccumulation in *Rana nigromaculata* tadpoles of the anuran amphibians. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2017, **139**, 431-438. ISSN 01476513. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecoenv.2017.02.015

YANG, Shanshan, Juul LIMPENS, Frank J. STERCK, et al. Dead wood diversity promotes fungal diversity. *Oikos*. 2021, **130**(12), 2202-2216. ISSN 0030-1299. Dostupné z: doi:10.1111/oik.08388

Zahradník, Petr a Marie ZAHRADNÍKOVÁ, 2019. Katalog asanačních metod, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i.

ZAHRADNÍK, Petr a Marie GERÁKOVÁ. Lýkožrout smrkový *Ips typographus* (L.). *Lesnická práce*. 2010. ISSN ISSN 0322-9254.

ZAHRADNÍK, Petr a Miloš KNÍŽEK. Lýkožrouti na smrku a sucho. *Lesnická práce*. **2016**.

ZAHRADNÍK, Petr. Lýkožrout lesklý *Pityogenes chalcographus* (L.). *Lesnická práce*. 2007, (4), 4.

ZAHRADNÍK, Petr. *Ochrana smrčín proti kůrovciům*. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, 2004. ISBN 80-863-8648-1.

ZAHRADNÍKOVÁ, Marie a Petr ZAHRADNÍK. Netradiční metody ochrany lesa před kůrovcovitými (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae). *Zprávy lesnického výzkumu*. 2015, 37-46.

Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky: Report on the state of forests and forestry in the Czech Republic. Praha: Ministerstvo zemědělství v nakladatelství Lesnická práce, 2021. ISBN 978-80-7434-625-5.