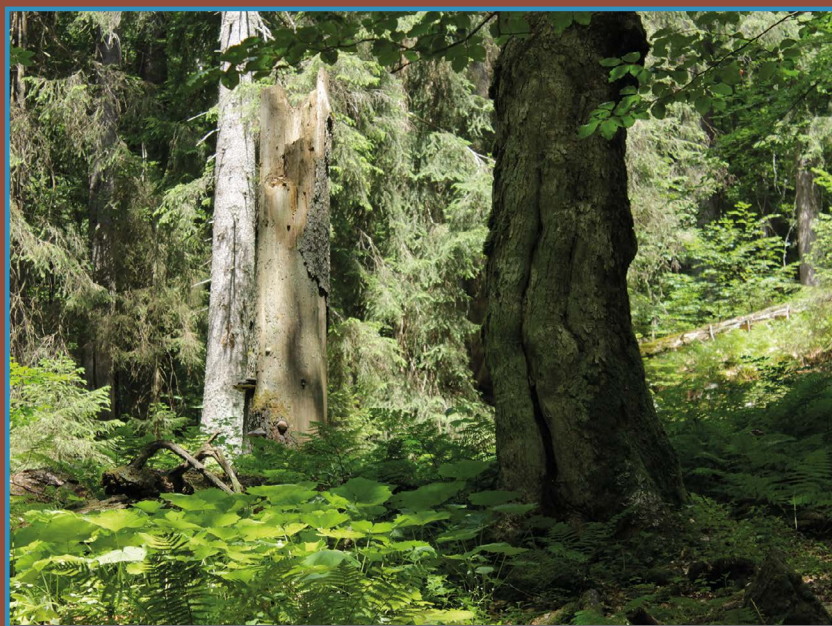


MANAGEMENT MRTVÉHO DŘEVA V HOSPODÁŘSKÝCH LESÍCH

LESNICKÝ PRŮVODCE



Ing. RADEK BAČE, Ph.D.
prof. Ing. MIROSLAV SVOBODA, Ph.D.

Certifikované
METODIKY
PRO PRAXI

6/2016

MANAGEMENT MRTVÉHO DŘEVA V HOSPODÁŘSKÝCH LESÍCH

Certifikovaná metodika

**Ing. Radek Bače, Ph.D.
prof. Ing. Miroslav Svoboda, Ph.D.**

Strnady 2016

Lesnický průvodce 6/2016

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i.

Strnady 136, 252 02 Jíloviště

www.vulhm.cz

Publikace vydané v řadě Lesnický průvodce jsou dostupné v elektronické verzi na:

http://www.vulhm.cz/lesnicky_pruvodce

Vedoucí redaktor: Ing. Jan Řezáč; e-mail: rezac@vulhm.cz

Výkonná redaktorka: Miroslava Valentová; e-mail: valentova@vulhmop.cz

Grafická úprava a zlom: Klára Šimerová; e-mail: simerova@vulhm.cz

ISBN 978-80-7417-118-5

ISSN 0862-7657

DEAD WOOD MANAGEMENT IN PRODUCTION FORESTS

Abstract

In spite of the great importance of dead wood for biodiversity, there is no simple suggestion for the forest management, taking into account this aspect. The aim of this guide is to help with finding optimal way for dead wood management in production forests to enhance biodiversity. We propose temporal and spatial distribution of dead wood regarding its quality. The easiest operating availability, risk minimization, economic loss minimization and sufficient effect on biodiversity were taken into account. Because species richness logarithmically increases in dependence on the amount of suitable habitat, the retaining of a minority of potential natural volume of dead wood on site facilitates the survival of majority of saproxylic species. The most important is to achieve qualitative diversity of the retained dead wood. The lack of sun-exposed thick logs is a crucial factor for the presence of numerous threatened saproxylic species. To support the enhancement of biodiversity in production forests, it is the most efficient to preserve large old trees and large snags on light sites.

Key words: dead wood management, saproxylic diversity, habitat trees, sun-exposed large dimensions

Oponenti: Ing. Petr Navrátil, CSc., ÚHÚL, Brandýs nad Labem
Mgr. Lukáš Čížek, Ph.D., Entomologický ústav BC AV ČR

Adresa autorů:

Ing. Radek Bače, Ph.D., prof. Ing. Miroslav Svoboda, Ph.D.

e-mail: bace@fld.czu.cz, svobodam@fld.czu.cz

Katedra ekologie lesa, Fakulta lesnická a dřevařská
Česká zemědělská univerzita v Praze

Kamýcká 129
Praha 6 Suchdol
165 21

Obsah:

| | | |
|--------------|--|-----------|
| I | CÍL METODIKY | 7 |
| II | POPIS METODIKY..... | 7 |
| 1 | Úvod | 8 |
| 1.1 | Význam mrtvého dřeva..... | 8 |
| 1.2 | Snahy o nápravu nedostatku mrtvého dřeva v hospodářských lesích..... | 12 |
| 2 | Klíčové opatření v hospodářských porostech – ponechání skupinky stromů k dožití | 14 |
| 2.1 | Rozhodnutí o ponechávaných jedincích..... | 17 |
| 2.2 | Rozhodnutí o tloušťce ponechávaného mrtvého dřeva..... | 19 |
| 2.3 | Rozhodnutí o druhu ponechávané dřeviny | 21 |
| 2.4 | Diferenciace managementu podle vegetační stupňovitosti v interakci s vlivem světla a tepla..... | 22 |
| 2.5 | Rozhodnutí o prioritních místech ponechávání..... | 24 |
| 2.5.1 | Krajinná úroveň | 24 |
| 2.5.2 | Porostní úroveň | 25 |
| 2.6 | Kontinuita a diverzita habitatů mrtvého dřeva v čase..... | 26 |
| 3 | Ponechávání souší..... | 27 |
| 4 | Ponechávání ležícího mrtvého dřeva..... | 28 |
| 5 | Dosavadní zhodnocení vlivu cílených opatření pro podporu biodiverzity | 29 |
| III | SROVNÁNÍ NOVOSTI POSTUPŮ..... | 31 |

| | | |
|-------------|---|-----------|
| IV | POPIS UPLATNĚNÍ CERTIFIKOVANÉ METODIKY..... | 31 |
| V | EKONOMICKÉ ASPEKTY | 32 |
| VI | DEDIKACE | 33 |
| VII | SLOVNÍČEK ODBORNÝCH TERMÍNŮ A ZKRATEK..... | 34 |
| VIII | SEZNAM SOUVISEJÍCÍ POUŽITÉ LITERATURY | 35 |
| IX | SEZNAM PUBLIKACÍ, KTERÉ PŘEDCHÁZELY METODICE | 43 |
| | SUMMARY | 44 |

I CÍL METODIKY

Cílem metodiky je poskytnout vlastníkům a uživatelům lesa soubor praktických doporučení vycházejících z výzkumného řešení problematiky ponechávání části dřevní hmoty k zetlení v hospodářských lesích.

Výsledným efektem metodiky by mělo být využití nových poznatků: na jedné straně o možných přínosech ponechávání mrtvého dřeva v porostu především pro biodiverzitu (jeden z nejvýznamnějších pozitivních důsledků), na druhé straně poznatků o vlivech způsobujících omezení nebo ztráty lesnickému provozu.

II POPIS METODIKY

Předkládaná metodika popisuje a rozpracovává postup, jakým způsobem navýšit množství mrtvého dřeva v hospodářských lesích. Metodika vychází především z víceletého rozboru vědecké literatury, kombinovaného s odbornou expertizou a vlastním výzkumem, jakož i z dotazníků vyplněných správci lesa, kde se již nějaká forma managementu mrtvého dřeva provádí. Zaměřili jsme se zejména na vědecké studie o účincích různých typů managementu mrtvého dřeva na biodiverzitu a na vědecké studie zabývající se ekonomickou bilancí navrhovaných opatření managementu mrtvého dřeva po stránce nákladové (ušlý zisk způsobený ponecháním dřevní hmoty) a po stránce účinnosti těchto opatření. V použité literatuře značně převládají vědecké studie z posledních let, což je především odrazem exponenciálního nárůstu vědeckých studií zabývajících se mrtvým dřevem v souvislosti s biodiverzitou. Prudký rozvoj vědeckého poznání může být patrný například z vědeckého článku typu rešerše autorů Sverdrup-Thygeson et al. z roku 2014a.

Metodika záměrně zdůrazňuje spíše trendy působení jednotlivých faktorů a ukazuje na jejich postavení na škále podstatnosti, než že by udávala konkrétní závazná čísla. Různorodost konkrétního lesního porostu (přírodní podmínky, status vlastníka, status ochrany přírody, historie a současnost způsobu obhospodařování, stav okolního prostředí atd.) vytváří velké množství kombinací. Kvantifikace pro všechny kombinace by byla velmi obsáhlá a vzhledem k úrovni dnešního poznání (nedostatek vědeckých článků zabývajících se nákladově-účinností bilancí opatření souvisejících s managementem mrtvého dřeva) i značně nepřesná.

1 Úvod

1.1 Význam mrtvého dřeva

Téměř všechny lesy v České republice plní společnosti vícero funkcí. Multifunkční lesy zajišťují na jedné straně produkci dřeva a na druhé straně mají mimoprodukční funkce, např. funkci klimatickou, vodoochrannou, půdoochrannou nebo rekreační. Nejnovější výzkumy ukazují, že lesní porosty s větší diverzitou dřevin plní většinu funkcí lesa lépe (Gamfeldt et al. 2013). Diverzita dřevin je základem pro celkovou biodiverzitu lesa a ta je nezbytná pro podporu funkcí, které lesní ekosystém poskytuje. Proto hospodaření, které bere ohled na ochranu biodiverzity, je základem pro dlouhodobé zachování multifunkčních lesů.

Lesy jsou základním nosným ekosystémem pro biodiverzitu planety, protože v nich žije většina rostlinných a živočišných druhů Země. Nezbytnou součástí ekosystému, který je funkční a udržuje si biodiverzitu na vysoké úrovni, je produkce, přítomnost a výskyt mrtvého dřeva (Harmon et al. 1986). Pojmem mrtvé dřevo (v češtině se také můžeme setkat se synonymy tlející dřevo, odumřelé dřevo) rozumíme různé formy stojícího nebo ležícího dřeva, které vzniká odumřením stromů v lese. Mrtvé dřevo zahrnuje odumřelé části živých stromů, jako jsou např. suché větve nebo dutiny kmenů, stojící mrtvé stromy (souše), pahýly souší, pařezy, celé ležící kmeny, ležící silné a slabé větve, ale i ležící kusy fragmentovaného dřeva (Zhou et al. 2007). Objem mrtvého dřeva v daném typu lesního ekosystému závisí na produktivitě stanoviště, druhové skladbě lesa, klimatických podmínkách (rychlost rozkladu), režimu přírodních disturbancí, vývojovém stadiu lesa a v hospodářských lesích hlavně na lidské intervenci. V opadavém lese mírného pásma tvoří mrtvé dřevo obvykle 5 až 30 % porostní zásoby, což je zhruba 40 až 200 m³ha⁻¹. Například v přírodní bučině je to průměrně 136 m³ha⁻¹ (Dudley & Vallauri 2005). Krátce po silné disturbanci se však může zásoba mrtvého dřeva zvednout až na 700 m³ha⁻¹ (Müller & Bütler 2010).

Forma mrtvého dřeva a způsob, jakým se rozkládá v průběhu času, jsou dány již příčinou smrti rostlinné tkáně dřevin (zlom, vyvrácení, konkurence, infekce kořenovou hnilobou, napadení hmyzem). Mrtvé dřevo prochází složitým procesem rozkladu, vyznačujícím se mnoha biologickými a fyzikálními jevy, jako je např. biologická respirace, louhování a fragmentace. Mrtvé dřevo je postupně obsazováno různými organismy, z nichž jsou zvláště významné dřevokazné (dřevní, lignikolní) houby. Proces rozkladu mrtvého dřeva je ovlivňován teplotou, vlhkostí, poměrem O₂ a CO₂ v prostředí, dále kvalitativními vlastnostmi (tloušťka, druh dřeviny) a na něj vázanými organismy (Zhou et al. 2007, Lonsdale et al. 2008).

Lesní ekosystémy se do dnešní podoby vyvíjely desítky milionů let spolu s produkcí mrtvého dřeva a jeho návratem do koloběhu živin. Během vývoje se v komplexním ekosystému lesa vyvinulo mnoho důležitých vazeb na mrtvé dřevo:

1/ Mrtvé dřevo jako substrát pro semenáčky dřevin

Mrtvé dřevo poskytuje substrát pro klíčení semenáčků mnoha dřevin, které tak produkují mikrostanoviště pro zmlazování vlastního druhu a pomáhají si tím udržet dominantní pozici ve společenstvu (Christie & Armesto 2003, Bellingham & Richardson 2006, Lonsdale et al. 2008, Svoboda et al. 2010). V některých lesích je závislost zmlazení dřevin na mrtvém dřevě stoprocentní (Takahashi et al. 2000, Nakagawa et al. 2001, Narukawa & Yamamoto 2002, Narukawa et al. 2003). V některých případech semenáčky obsazují pouze ležící kmeny svého vlastního druhu (Hofgaard 1993), v jiných případech „paraziticky“ osídľují kmeny ostatních druhů dřevin (Harmon & Franklin 1989).

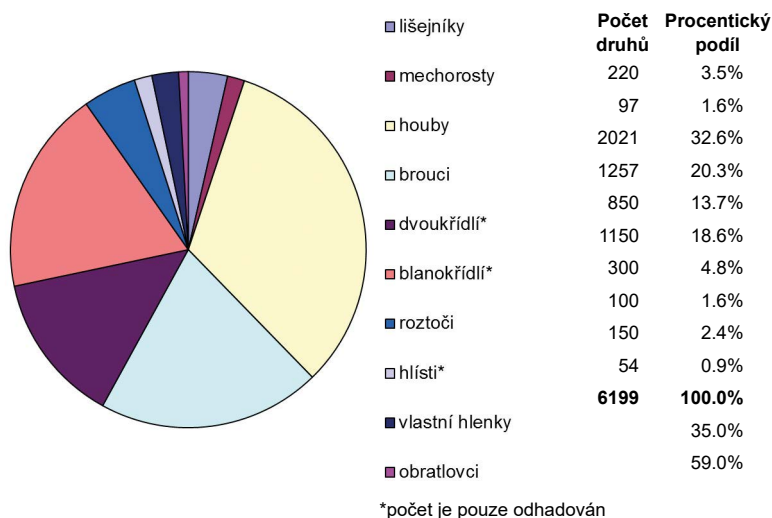
2/ Mrtvé dřevo jako biotop pro různé druhy organismů

Mrtvé dřevo poskytuje biotop pro mnoho druhů živočichů, bakterií, hub, lišejníků, nižších i vyšších rostlin. Jak ukázaly vědecké studie za posledních 20 let (Grove 2002, Zhou et al. 2007, Davies et al. 2008, Lonsdale et al. 2008), mrtvé a umírající stromy jsou klíčovým prvkem pro širokou škálu saproxylických (tj. na mrtvém dřevě závislých) organismů v ekosystémech s dominancí fanerofytů po celém světě. Mezi hlavní saproxylické taxony patří houby (Pouska et al. 2010), mechorosty (Zielonka & Piatek 2004, Kushnevskaia et al. 2007), lišejníky (Kushnevskaia et al. 2007), brouci především v larválním stadiu (Davies et al. 2008) živící se kůrou, dřevem a dřevokaznými houbami (Jonsell & Nordlander 2002, Persiani et al. 2010) a ptáci (Bütler et al. 2004; Obr. 1). Mezi další skupiny s menším zastoupením druhů s vazbou na mrtvé dřevo a umírající stromy patří obojživelníci (DeMaynadier & Hunter 1995), měkkýši (Kappes et al. 2009), dvoukřídli (Dziocok 2006), parazité a predátoři brouků obývajících mrtvé dřevo. Chodbičky prohlodané saprotrofním hmyzem pak slouží jako úkryt pro další hmyz, např. vosy (Ehnstrom 2001). Mrtvé dřevo může hrát roli i v ekologii velkých savců, když slouží jako pozorovatelná pro šelmy, např. rysa ostrovida (Bobiec et al. 2005). Nezastupitelnou úlohu pro biodiverzitu má mrtvé dřevo také ve vodních ekosystémech potoků, řek, jezer a moří (Harmon et al. 1986). Velké množství na dřevě závislých organismů dokladují vědecké studie. Odhaduje se, že 30 až 50 % všech lesních organismů je vázáno na mrtvé dřevo (Bobiec et al.). Například v Británii bylo spočítáno cca 1800 a v Irsku cca 600 druhů bezobratlých vázaných na mrtvé dřevo (Alexander 2002). Ve střední Evropě je každý pátý až šestý druh brouka vázaný na mrtvé dřevo (Reiner 1991

in Zach & Kulfan 2003). Velké procento na mrtvém dřevě závislých druhů je kvůli využívání lesů člověkem ohroženo na své existenci. Např. 85 % druhů brouků, 75 % druhů dvoukřídlých, 81% druhů blanokřídlých a 78 % druhů polokřídlých ze všech lesních druhů Červené knihy Švédska je saproxylických (Jonsell et al. 1998). Některé druhy kvůli zásahům člověka v Evropě vymřely již v dávné minulosti a byly určeny až podle fosilií, některé vymřely během posledních dvou století a vymírání saproxylických druhů pokračuje, často z důvodu stále intenzivnějšího lesního hospodářství v určitých oblastech, rychlým tempem i dnes (Grove 2002).

Proč mrtvé dřevo zvyšuje biodiverzitu?

Z teoretického pohledu existují dva hlavní důvody, proč zvýšení množství mrtvého dřeva v lese zvyšuje počet a denzitu druhů a diverzifikuje druhové složení (Müller & Büttler 2010). Za prvé, větší množství mrtvého dřeva vede k většímu povrchu, který mrtvé dřevo v lese zaujímá, a tedy k vyšší dostupnosti zdroje. Podle ostrovní ekologie (Cook et al. 2002) můžeme očekávat vyšší počet druhů na zkoumané jednotce s větším „ostrovem“. Za druhé, větší povrch znamená větší možnost diferen-



Obr. 1: Počty saproxylických druhů podle taxonů. Data převzata ze studie Stokland et al. 2004. Jedná se o počet saproxylických druhů ve Skandinávii.

ciace povrchu (Müller & Bütler 2010). Lze tedy předpokládat, že zvýšení množství mrtvého dřeva nejen lokálně zvýší druhovou bohatost, ale také sníží riziko vymření druhu navýšením jeho populace. Udržení větší populace snižuje riziko vymření nebo nežádoucí ztrátu genů, k čemuž dochází při dlouhotrvajícím poklesu populace z ekologických a stochastických důvodů (Okland et al. 1996).

Mnoho studií potvrdilo význam rozmanitosti mrtvého dřeva (tzn. druh stromu, stadium rozkladu, tloušťka kmene atd.), např. Okland et al. 1996, Jonsell et al. 1998, Similä et al. 2003, Buse et al. 2008, Brin et al. 2009, Persiani et al. 2010). Podle analýzy dubo-bukových lesů v jižním Německu rozmanitost mrtvého dřeva a počet kriticky ohrožených druhů roste s množstvím mrtvého dřeva (Müller & Bütler 2010). Podobné výsledky byly zjištěny v boreálních a tropických lesích (Müller & Bütler 2010). Tato korelace vyvolává otázku, zda je pro biodiverzitu důležitější množství nebo rozmanitost mrtvého dřeva. Některé studie sice naznačily, že diverzita mrtvého dřeva, jeho konektivita v čase a prostoru jsou pravděpodobně důležitější pro přežití saproxylického hmyzu (Schiegg 2000a, Similä et al. 2003) a dřevokazných hub (Heilmann-Clausen & Christensen 2004) než celkový objem mrtvého dřeva, nicméně žádné experimentální studie, které by tuto otázku vyřešily, dosud nebyly provedeny (Müller & Bütler 2010). I přesto, že jsou množství a diverzita mrtvého dřeva ve vědeckých studiích korelovány, v některých případech může nějaký druh mrtvého dřeva být skrytý, a tedy nezapočtený do celkového objemu – např. duté stromy, které mohou být důležitým stanovištěm pro silně a kriticky ohrožené druhy (Ranius 2002, Müller & Bütler 2010).

3/ Mrtvé dřevo jako dlouhodobé přírodní hnojivo

Mrtvé dřevo zásadně ovlivňuje tok látek, energie a cyklus živin v ekosystému. Mrtvé dřevo slouží v ekosystému jako rezervoár vody v období sucha (Harmon & Sexton 1995). Též uvolňuje během svého rozkladu prvky pozvolna a slouží tak jako dlouhodobě působící přírodní hnojivo (Holub et al. 2001, Hruška & Cienciala 2002). Rozklad dřeva a spojený chemismus a působení mikroorganismů zpřístupňují nejen živiny obsažené ve vlastním dřevě, ale i živiny obsažené v anorganickém půdním prostoru, které by bez příslušných procesů a interakcí nebyly pro dřeviny využitelné. Látky uvolňované při rozkladu dřeva zvyšují sorpční komplex půd (Sames & Formánek 2007).

Ačkoliv je relativní koncentrace živin ve dřevě a kůře nízká, je zde vzhledem k rozsahu biomasy shromážděna většina živinového kapitálu a uhlíku (Harmon et al. 1986, Caza 1993). Volně žijící bakterie v dřevních reziduích a v půdním dřevě fixují 30 až 60 % dusíku v lesní půdě (Harvey et al. 1987). Je uváděno, že mrtvé dřevo zahrnuje až 45 % nadzemní zásoby organického materiálu (Harmon et al. 1986). Mrtvé dřevo je v terestrických ekosystémech důležitým stanovištěm pro houby

a často představuje refugium pro mykorrhizní houby během disturbancí ekosystému (Triska & Cromack 1980, Harmon et al. 1986, Caza 1993). Kolonizace mrtvého dřeva houbami a mikroby může být jedním z nejdůležitějších stadií v koloběhu živin (Caza 1993). Na toku živin z mrtvého dřeva se podílí jak mycelia dřevokazných hub (Zimmerman et al. 1995), tak mycelia ektomykorrhizních hub (Lepšová 2001).

4/ Mrtvé dřevo jako ochrana proti erozi

Mrtvé dřevo ovlivňuje povrchový odtok, geomorfologii lesních půd a malých vodních toků v lesních ekosystémech. Na povrchu lesních půd odumřelá dřevní hmota přispívá ke zvýšení stability svahů, zvýšení stability půdního povrchu, prevenci proti půdní erozi a ovlivnění charakteru malých vodních toků v lesních porostech (Stevens et al. 1997).

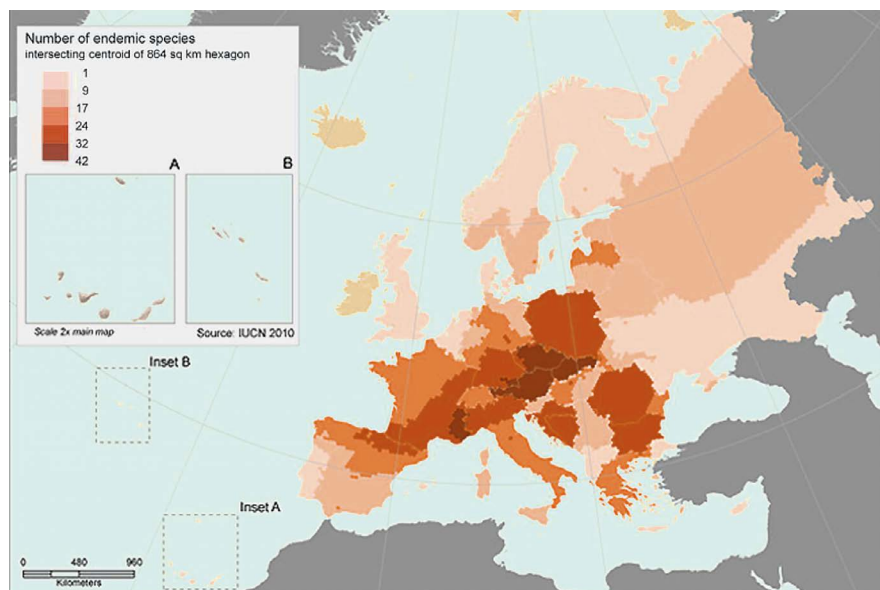
1.2 Snahy o nápravu nedostatku mrtvého dřeva v hospodářských lesích

Nízké množství mrtvého dřeva v hospodářských lesích (Kučera 2012) má za následek vymizení na mrtvé dřevo vázaných skupin organismů z lesa a následně pokles biologické diverzity. Nízké množství ponechávaného dřeva a starých stromů v hospodářských lesích představuje problém pro všechny lesnický rozvinuté země Evropy. Potřeba řešit problém absence mrtvého dřeva v hospodářských lesích vede především v posledních letech ke zvýšenému vědeckému zájmu o tuto problematiku. Výsledky vědeckých studií sice ukazují na význam ekologických vlastností stanoviště při sledování změn v diverzitě saproxylických druhů, nicméně zatím nebyly zjištěny žádné univerzální ukazatele biologické rozmanitosti (Bouget et al. 2014). Ideální by byly takové ukazatele, které by mohly být vyčteny z údajů národních inventarizací lesů. Dosavadní doporučení vědeckých článků vychází však primárně z dat cíleně sbíraných k zodpovězení vědecké otázky.

Nejčastěji zkoumanou saproxylickou skupinou jsou saproxylicí brouci. Důvodů zájmu o tuto skupinu je více. Za prvé, brouci tvoří nejpočetnější skupinu, co do počtu druhů. Velká část z nich je vázána v nějakém vývojovém stadiu na mrtvé dřevo. Jako skupina s největší diverzitou a závislostí na mrtvém dřevě se pak vyskytují ve velkém počtu v Červené knize a velký podíl druhů je endemický (Obr. 2). Saproxylicí brouci mají další významné postavení. Je to dobrá indikační skupina, která nám nejvíce prozrazuje o kvalitě stanoviště, a tedy o biodiverzitě celkové. Tím, že

brouci mají (třeba na rozdíl od ptáků) omezenou schopnost pohybu na větší vzdálenost, věrohodněji prozrazují informace o místě, kde byli odchyceni. Z informací o nárocích této skupiny tedy můžeme přednostně vycházet, zajímáme-li se o to, zda námi zamýšlený management mrtvého dřeva bude funkčně účinný pro podporu biodiverzity.

Protože ze sumarizace přehledové analýzy nejrůznějších faktorů (Bače & Svoboda 2012 – příloha dostupná na http://home.czu.cz/storage/74451_dwm_f3.2012.pdf), souvisejících s jednotlivými způsoby hospodářských opatření za účelem navýšení objemu mrtvého dřeva, vyplynulo, že nejlepším způsobem je ponechávání živých stromů a hned za ním ponechávání stojících souší, doporučujeme přednostně tyto dva přístupy (kapitola 2 **Klíčové opatření**). Tato opatření se ukázala jako nejvhodnější (někde s menším, někde s větším rozdílem od ostatních) ve všech hospodářských souborech. Zmíněné dva způsoby jsou podporovány nejnovějšími vědeckými výzkumy, týkajícími se funkční účinnosti opatření pro biodiverzitu (Fedrowitz et al.



Obr. 2: Distribuce endemických saproxylických brouků v Evropě (podle Nieto & Alexander 2010). Česká republika společně se Slovenskem a Rakouskem tvoří těžiště výskytu vzácných endemických druhů.

2014, Hämäläinen et al. 2014). To ale neznamená, že ostatní způsoby (ponechávání pokácených ležících kmenů, vývrátů, vysokých pařezů a cílené usmrcení stromu kroužkováním) musí být vyloučeny. Je např. známo, že rozklad a sukcese společenstva vývrátů ubíhá jinou cestou než pro stojící strom, a tedy poskytuje jiný biotop. Přistoupením na jiný způsob navýšení (když se to z nějakého důvodu více hodí) tak můžeme zvýšit diverzitu mrtvého dřeva, která je pro biodiverzitu podstatnější než jeho kvantita. Také diverzifikace hospodářských způsobů a obnovních postupů dává předpoklad větší možnosti diferenciacie ekologických podmínek působících na mrtvé dřevo. Neopominutelným aspektem navrhovaného managementu mrtvého dřeva musí být podpora diverzity pěstovaných druhů stromů, především vnášení málo zastoupených či chybějících stanovištně původních dřevin. Diverzita dřevin je předpokladem diverzity mrtvého dřeva, která je základním kamenem biodiverzity a stability celého lesa, a tedy i trvale udržitelného lesního hospodářství (Gamfeldt et al. 2013).

Obsah následujících kapitol je podle své povahy typograficky odlišen. Normálním černým písmem jsou vyznačena managementová doporučení. Teoretická východiska pro doporučení mají světle šedý podklad. Důležitá fakta a doporučení jsou zvýrazněna tučně.

2 Klíčové opatření v hospodářských porostech – ponechání skupinky stromů k dožití

Nejefektivnějším opatřením ke zvýšení množství mrtvého dřeva je ponechávání skupinky stromů k dožití na okrajích obnovovaných ploch. Ponechané skupinky stromů postupně dospějí do fáze veteránského stromu, následně do fáze stojící souše nebo vývratu a později přirozeně se rozkládajícího kmene. Vybraná skupinka by měla být umístěna prioritně v místě trvale vyššího osvětlení a trvalé otevřenosti prostředí. Ideálně na ekotonu mezi porostem a nelesním, popřípadě trvale rozvolněným neproduktivním porostem. Například v místech hranice porostu s loukou, polem, sadem, zahradou, vodním ekosystémem atd. V souvisle lesnaté krajině je možné využít bezlesé prvky PUPFL* (lesní průseky, drobné vodní plochy, lesní pastviny, políčka pro zvěř, ostatní plochy). Skupinka by měla být ponechávána spíše u kraje obnovované plochy tak, aby se minimalizovala ztráta na produkci a kvalitě následných porostů na obnovované ploše. Priorita by měla být dávana nejstarším, nejsilnějším stromům, nejlépe těm s dutinami, stromům nesoucím části mrtvého dřeva.

* Pozemek určený k plnění funkce lesa

Proč právě skupinky stromů k dožití?

- menší negativní ovlivnění produkce a kvality budoucího porostu ve srovnání s ponecháním rozptýlených jedinců uprostřed obnovované plochy
- menší negativní ovlivnění ve smyslu tvorby překážky pro těžebně-dopravní operace
- koncentrace mrtvého dřeva je pro biodiverzitu lepší než roztroušený výskyt (viz dále)
- nevnašením umělého prvku (jako např. kroužkování či ponechávání vysokých pařezů) – je zachován přirozený vývoj:

Interakce postupu rozkladu dřeva se změnou světelných podmínek

Tímto opatřením jsou plně zachována všechna stadia přirozeného vývoje mrtvého dřeva (postupující fáze rozkladu dřevní hmoty, postupná změna pozice dřeva ze svislé do vodorovné polohy, postupně klesající míra oslunění). Každá z těchto fází je druhově specifická. Druhů, jejichž vztah je indiferentní k variabilitě těchto stadií, je výrazná menšina. Míra nároku saproxylických druhů na oslunění je negativně korelovaná s mírou jejich nároku na pokročilost stadia rozkladu mrtvého dřeva. Větší podíl ohrožených druhů saproxylických bezobratlých na kmenech v raných stadiích rozkladu přirozeně preferuje osluněné dřevo, a naopak větší podíl druhů na pokročilých stadiích rozkladu preferuje zastíněné mrtvé dřevo (Jonsell et al. 1998). To lze vysvětlit tím, že mrtvé dřevo vzniká v přirozených lesích často v důsledku narušení, v našich podmínkách nejčastěji větrem. V mezerách také zůstávají jednotlivé souše v počátečních stadiích rozkladu a živé stromy, vystaveny silnému oslunění. Následně však porost opět dorůstá a začíná zastíňovat ležící kmeny v pokročilých stadiích rozkladu.

- stojící dřevo hostí celkově víc saproxylických druhů oproti ležícímu
Např. Bouget et al. (2012) zkoumali vliv pozice odumřelých kmenů dubů. Stojící souše dubu hostily více jedinců na jednotku objemu dřeva a zároveň více druhů. Zároveň s tím souše hostily průkazně odlišné taxocenózy a jedinečné druhy ve srovnání s ležícími kmeny
- je tím podpořena mykorrhiza, která má pozitivní dopad na obnovu následného porostu
Ponechání živého stromu může podpořit udržení diverzity a produkci plodnic mykorrhizních hub (Peter et al. in Kraus & Krumm 2013). Můžeme tím napomoci znovuobnovení sítě mykorrhizních hub. To může zvýšit úspěšnost ujímání a odrůstání zmlazení a míru přirozené obnovy

- Je snadněji dodržena podmínka oslunění (faktoru, který hraje v podpoře biodiverzity velice výraznou roli; viz dále)

Které skupinky by neměly být ponechávány?

- neponechávat skupinky tam, kde by kvůli tomu později mohlo dojít k poškození opločenky pádem vývratu, zlomu či souše
- neponechávat skupinky tam, kde by tvořily závažnou překážku těžebně-dopravním a pěstebním operacím
- neponechávat náchylné druhy dřevin v místech, kde by kvůli tomu později mohlo dojít k namnožení kalamitního hmyzu (například neponechávat smrk na nově osluněném místě, kde jsou zároveň v okolí citlivé porosty k namnožení kůrovců)
- neponechávat skupinky v blízkosti frekventovaných cest, značených turistických a cyklistických stezek, kde by mohly představovat zvýšené bezpečnostní riziko pro návštěvníky lesa

Uvedené klíčové opatření nemusí být striktně uplatňováno za každých okolností. Jestliže se hospodáři nabízí k ponechání jiné dřeviny, v jiném místě než podle uvedených doporučení, takové, jehož ponecháním vznikne menší ekonomická ztráta, může upřednostnit minimalizaci ztrát. I když si můžeme definovat ideální druh mrtvého dřeva, který nejvíce chybí v našich lesích a jehož ponecháním bychom pravděpodobně nejvíce podpořili biodiverzitu, jiný druh ponechávaného dřeva vždy může podpořit jiné druhy s jinými nároky.

Případy, kdy lze dřevní hmotu v lese ponechat s minimální ztrátou

- v dopravně nepřístupných terénech – svažité a velmi členité terény, ohraničení pozemku pozemky jiných vlastníků apod.
- jestliže se při obnově lesa využívá přípravného porostu pionýrských dřevin, je velmi vhodné ponechat mrtvé dřevo těchto dřevin
- hmota velmi nekvalitní – bříza a jeřáb ve fázi rozpadu apod., netvární jedinci listnáčů; stromy v porostních pláštích nepravidelně rostlé, často se vyskytující mimo PUPFL (neznámý vlastník, Státní pozemkový úřad, vlastníci zemědělských pozemků v okraji nevyužívaných zemědělsky), stromy zasažené bleskem a evidentně dutinové stromy.

2.1 Rozhodnutí o ponechávání jedincích

Při rozhodnutí o ponechání skupinky soustředit své úsilí na tzv. biotopové stromy (Bouget et al. 2014, Müller et al. 2014):

Staré mohutné odumírající stromy (biotopové stromy)

Staré mohutné odumírající stromy, nesoucí množství vhodných ekologických nik (mikrostanovišť) pro specifické druhy, nemají ani v českém ani anglickém jazyce dosud jednotné pojmenování. Ve vědecké literatuře se začíná prosazovat sjednocující termín „habitat trees“ (Kraus & Krumm 2013). Tento termín širšího pojetí zahrnuje stojící živé stromy nebo i souše se specifickými prvky (mikrostanovišti), jakými jsou dutiny, skuliny pod kůrou, silné odumřelé větve, epifytické organismy (hlavně mechrosty a lišejníky), praskliny, korní spály a hniloby kmene. Podle nejrůznějších charakteristik těchto stromů se víceméně vylišují další názvy: veteránské (veteran), prastaré (ancient) a mohutné (monumental) stromy. Doupnými stromy myslíme pak ty, které hostí datlovitě ptáky a jiné druhy hnízdící v dutinách.

Jak poznat biotopový strom?

Obsahuje následující mikrostanoviště:

Dutiny

Lze rozlišit 4 hlavní typy dutin v závislosti na jejich původu a morfologii:

- 1/ Dutiny od datlovitých: vyhloubeny datlovími ptáky za účelem hnízdění. Hrají důležitou roli pro mnoho sekundárních obyvatel dutin (ptáci, netopýři, ostatní menší savci a bezobratlí – pavouci, brouci, vosy).
- 2/ Ostatní dutiny: vytvořené především rozkladnými procesy, nastartovanými většinou zraněním v průběhu života stromu. Tyto dutiny využívají hlavně netopýři k hřadování, ale mohou také sloužit malým i větším savcům, plazům, obojživelníkům a ptákům.
- 3/ Vodní kapsy tvořené prohlubněmi (dendrotelmy): velmi specifické případy, kdy dutina stromu je dočasně nebo trvale naplněna vodou. Obývá je několik druhů hmyzu (řád dvoukřídlí) a především plankton.
- 4/ Dutiny způsobené kořenovou hnilobou u báze kmene.

Trhliny a uvolněná kůra

Hojnější na souších a odumírajících stromech, ale lze je najít i na živých stromech poškozených přírodními silami (např. zasažení bleskem) nebo vyklizováním dříví. Tato mikrostanoviště jsou především důležitá pro netopýry, kteří často hnízdí pod kůrou.

Plodnice saproxylických hub

Plodnice samy o sobě ukazují na hnilobu ve dřevě a také na jistou úroveň biologické rozmanitosti, neboť poskytují prostředí a potravu pro další druhy, především brouky, dvoukřídle, noční motýly a ploštice.



Obr. 3: Příklad tzv. biotopového stromu, vhodně ponechaného na okraji lesního pozemku.

Další mikrostanoviště

epifytické rostliny (např. břechtan, liány, lišejníky a mechorosty), rakovinné nádory, čaroveníky a klejotoky.

Plně vyvinuté biotopové stromy se vyskytují v průměrném hospodářském lese poměrně vzácně. Díky porostní výchově, používání negativního výběru a kratšímu obmýtí ve srovnání s cykly pralesa je početní stav stromů s biotopovými rysy minimalizován. To si nejvíce uvědomíme, porovnáme-li jejich početnost s početností takových stromů v přírodních lesích. Při výběru stromů k ponechání v hospodářském lese bychom se ale přesto měli zaměřit na nejvhodnější jedince, byť jen se slabě vyvinutými rysy biotopového stromu, aby poskytovali útočiště druhům co nejdříve. Jestliže máme k dispozici informaci o věku jedinců, snažíme se ponechávat přednostně ty nejstarší, neboť často mívají dobře vyvinutá některá mikrostanoviště, která nemusí být na první pohled dobře viditelná nebo jejichž význam není obecně známý (např. silnější, více rozpraskaná borka vhodná pro lišejníky).

Členění mikrostanovišť na biotopových stromech je modifikováno podle Bütler et al. in Kraus & Krumm 2013.

2.2 Rozhodnutí o tloušťce ponechávaného mrtvého dřeva

Výrazně pozitivní vliv **velkých dimenzí** mrtvého dřeva pro biodiverzitu byl potvrzen v mnoha nejrůznějších studiích od starších (Økland et al. 1996) až po nejnovější (Gossner et al. 2013b, Svensson et al. 2014, Juutilainen et al. 2014, Seibold et al. 2014). Faktor tloušťky je tak významný, že např. předčí faktor pozice mrtvého dřeva (stojící/ležící) ve vysvětlování druhové diverzity (Bouget et al. 2012). Pravidlo priority ponechávání silných dimenzí je tedy založeno na dosud nezpochybněných vědeckých výsledcích. Výzkum posledních let také potvrdil, že několik velkých kmenů nemůže být pro účely zvyšování biodiverzity nahrazeno velkým počtem kmenů malých dimenzí, protože mnoho druhů nemůže pod určitou prahovou hodnotou tloušťky mrtvého dřeva existovat (Kraus & Krumm 2013). I nejnovější studie z boreálního lesa ukazuje na důležitost ponechávání 4 m vysokých pařezů se silnou tloušťkou ve srovnání s ponecháváním veškerého klestu (Ranius et al. 2014). Těžít klest spolu s ponecháváním vysokých pařezů může být výhodná varianta opatření jak po stránce funkční účinnosti pro biodiverzitu, tak po stránce ekonomické.

Proč právě silné mrtvé dřevo nejvíce podporuje biodiverzitu?

- s rostoucím průměrem roste tloušťka kůry, s tím rozpraskanost a členitost povrchu borky
- má menší poměr povrch/objem -> větší stabilita teploty a vlhkosti
- trvá delší dobu, než se rozloží, a tedy než zanikne vhodný substrát

Dřevního substrátu menších rozměrů je v hospodářských lesích, na rozdíl od mrtvého dřeva velkých dimenzí, zatím relativně hodně (Fridman & Walheim 2000, Bače & Svoboda 2012). Jestliže by tomu mělo být v budoucnu jinak, bude potřeba také dbát a pečovat o diverzitu dimenzí mrtvého dřeva. Existují i saproxylické dru-



Obr. 4: Jedinci silnějších dimenzí často nesou výrazně více mikrostanovišť. Zde je příklad dvou specifických mikrostanovišť: členitých kořenových náběhů a seskupení sekundárních výhonů opakovaně vyrůstajících na kmeni jilmu vazu.

hy mající prahovou hodnotu tloušťky kmene (větve), nad kterou již nemohou ve/na kmene existovat (Brunet et al. 2010, Juutilainen et al. 2014).

=> **ponechávat přednostně silné dimenze**

2.3 Rozhodnutí o druhu ponechávané dřeviny

Mezi všemi kvalitativními vlastnostmi mrtvého dřeva je druh dřeviny nejvýznamnějším faktorem ovlivňujícím výskyt druhů saproxylických organismů (Jonsell et al. 1998). Téměř všechny rody stromů mají své vlastní monofágní druhy bezobratlých (Jonsell et al. 1998) a dřevokazné houby jsou také vázány na určité druhy dřevin (Heilmann-Clausen et al. 2005). Mrtvé dřevo listnatých dřevin nese ve skandinávských lesích větší druhovou diverzitu saproxylických druhů než mrtvé dřevo dřevin jehličnatých (Stokland et al. 2004). Lze předpokládat, že v našich střeoevropských lesích bude tento rozdíl výraznější, protože přirozené zastoupení jehličnatých dřevin je zde nižší. S postupem rozkladu kmene přestává bezobratlým záležet na druhu dřeviny a kolonizující organismy již nejsou v tomto smyslu tak úzce specializované (Jonsell et al. 1998).

Jednotlivé dřeviny se mezi sebou liší v celkovém počtu na ně vázaných (i saproxylicky) druhů. Je potřeba zdůraznit speciální význam rodu *Quercus*. Oba naše hlavní druhy, **dub letní** a **dub zimní**, jsou velmi významnými dřevinami pro biodiverzitu saproxylických bezobratlých Evropy (Vodka et al. 2009, Bouget et al. 2011). Např. 32 % (to je 174) saproxylických druhů Červené knihy Švédska je známo právě z rodu *Quercus* (Jonsell et al. 1998). Dalším zásadním druhem z hlediska biodiverzity (především větší diverzita lišejníků) je zejména ve vyšších polohách **javor klen**, jehož zásaditá borka poskytuje zvláštní stanoviště pro lišejníky v jinak kyselém prostředí horských lesů. V prvních letech rozkladu přitahuje nejvíce saproxylických brouků ponechané dřevo **habru**, a to i v případě je-li ponechán ve stínu (Müller et al. 2015b). Naopak **jasan** nemá příliš saproxylických druhů, což souvisí s fylogenetickou izolovaností čeledi *Oleaceae* a specifickým chemickým složením jeho dřeva (Müller et al. 2015b). Na příkladu jehličnatých dřevin se ve střední Evropě potvrzuje, že pro saproxylické druhy má smysl ponechávat především autochtonní dřeviny (smrk ztepilý hostí výrazně více saproxylických brouků oproti alochtonní douglasce nebo i modřínu; Müller et al. 2015b).

=>Při rozhodování je správné přiklonit se k **ponechání dřeviny**, která se v obnovovaném místě a okolních porostech vyskytuje vzácněji, avšak je **stanovištně původní** (Økland et al. 1996). Naší snahou by mělo být docílit větší diverzity dřevin k ponechání, s podporou těch dosud řídkce se vyskytujících. Správným postupem bychom neměli vylučovat jak pozdně sukcesní druhy, jakým je např. buk, tak druhy pionýrské (např. břízy, topoly, vrby).

2.4 Diferenciace managementu podle vegetační stupňovitosti v interakci s vlivem světla a tepla

Management mrtvého dřeva by se měl také částečně diferencovat podle vegetačních stupňů. Vycházíme z toho, že vliv mrtvého dřeva a biotopových stromů na biodiverzitu je zásadně ovlivněn mezo- a mikro-klimatickými vlastnostmi stanoviště (Kraus & Krumm 2013). Z meta-analýz vědeckých výsledů napříč celou Evropou vyplývají důležité skutečnosti pro návrh managementu mrtvého dřeva. Korelace mezi množstvím mrtvého dřeva a druhovou rozmanitostí saproxylických organismů je sice průkazná, ale pouze střední síly ($r = 0.31$). Druhová bohatost se také nijak výrazně neliší mezi ležícími a stojícími kmeny nebo stadii rozkladu (Lassauce et al. 2011). Co je ale nejdůležitějším zjištěním – **síla této zásadní závislosti (druhová bohatost ~ množství mrtvého dřeva) se silně liší mezi dvěma základními evropskými biomy: v temperátních opadavých lesích Evropy je vztah množství mrtvého dřeva a druhové bohatosti korelovaný méně než je tomu v boreálních lesích**. Sami autoři si podávají k tomuto rozdílu více možností vysvětlení, které mohou platit i současně. Jedním je rozdílnost v historii a délce obhospodařování lesa člověkem, dalším pak rozdílná struktura krajiny v oblastech těchto biomů.

S dalšími důležitými výsledky pro návrh managementu mrtvého dřeva přišli autoři Lachat et al. (2012). Pomocí analýz vycházejících z lesů několika evropských zemí dospěli k závěru, že **větší množství ponechávaného mrtvého dřeva pro udržení vysoké biodiverzity je důležité hlavně v chladnějších podmínkách**, tedy v zóně horských lesů. V podmínkách kulturních lesů střední Evropy tedy zřejmě platí pravidlo, že **s rostoucí nadmořskou výškou stoupá prioritá zvýšeného ponechávání mrtvého dřeva**. Toto doporučení vyplývá i z jiného aspektu a výzkumu významu mrtvého dřeva – bilance živin a půdotvorné procesy. V už tak přirozeně kyselých horských lesích došlo v posledních desetiletích k silné acidifikaci díky imisím. Ve vysokých, více poškozených polohách, je role mrtvého dřeva v zamezování ztrát bazických živin nejdůležitější (Hruška & Cienciala 2002).

Také další nejnovější vědecké výsledky (Bouget et al. 2014, Della Rocca et al. 2014, Horák et al. 2014, Seibold et al. 2014) ukazují, že průkazně pozitivně působí **otevřenost zápoje** lesního porostu na saproxylické brouky jak v listnatých, tak jehličnatých porostech, ovšem **hlavně v nižších polohách**. V nižších polohách se neukázala nutná interakce mezi otevřeností lesa a dostupností substrátu mrtvého dřeva. Naopak v horských lesích byl vliv kombinace výskytu mrtvého dřeva a současně otevřených podmínek průkazně pozitivní.

Tyto výsledky zapadají do kontextu působení člověka v temperátních lesích Evropy v minulých stoletích a i v celém holocenním období. Lidské osídlení bylo vždy největší v nižších polohách. Člověk svým působením vytvářel otevřené biotopy, ale zároveň s tím snižoval objem mrtvého dřeva. Nejvíce byla Evropa odlesňována během středověku. V 18. století pak dosáhl tlak lidí na lesy a dřevo největší míry (Lomborg 2001). Druhy, které dokázaly přežít tento tlak, dnes proto mohou čelit jiným hrozbám, kterým nebyly doposud vystaveny – například celoplošnému opuštění tradičních forem hospodaření, jako jsou výmladkové hospodářství, lesní pastva, polaraření, hrabání steliva, sbírání letniny atd. Tyto činnosti měly za následek silnou, někdy až parkovou rozvolněnost porostů. Na druhou stranu, význam velkého množství osluněného mrtvého dřeva ve vyšších nadmořských výškách (nebo v boreálních lesích) plyne z častějšího výskytu rozsáhlejších a intenzivnějších disturbancí (hmyzí gradace, vítr a oheň v boreální zóně; Seidl et al. 2011).

=>Pro nás z toho vyplývají důsledky pro směřování navrhovaného managementu mrtvého dřeva. Ukazuje se, že **především v nižších polohách není pro biodiverzitu stěžejní množství mrtvého dřeva, ale jeho kvalita, konkrétně nejvíce kvalita prostředí, které mrtvé dřevo obklopuje. Pozitivně působí vysoké hladiny faktorů, které jsou spolu korelované: otevřenost (bez překážek v podobě listů a větví) a světlo**. Lze doporučit ponechat ty **nejsilnější dimenze**, a zároveň s tím také umožnit přirozený vývoj většího zastoupení mrtvého dřeva pokročilejších fází rozkladu (Gossner et al. 2013b).

Hypotéza interakce saproxylické diverzity s teplotou byla podpořena rozsáhlou recentní studií z temperátní zóny Evropy (Müller et al. 2015a): jak teplota, tak množství mrtvého dřeva pozitivně ovlivňují celkovou diverzitu i diverzitu ohrožených saproxylických brouků, ale interakce těchto dvou faktorů je průkazně negativní, což znamená, že malé množství mrtvého dřeva může být kompenzováno vyšší teplotou stanoviště a stejně tak **v chladnějších polohách (severní svahy, vyšší nadmořské výšky) je potřeba pro podpoření saproxylické diverzity větší množství mrtvého dřeva**. Tyto výsledky také rozporují obecný předpoklad zesilujícího negativního účinku globálního oteplování (spolu s úbytkem přirozených habitatů) na biologickou rozmanitost. Samotné oteplování tedy může částečně kompenzovat nedostatek mrtvého dřeva (Müller et al. 2015a).

2.5 Rozhodnutí o prioritních místech ponechávání

Nejnovější práce (Sverdrup-Thygeson et al. 2014a), založená na analýze desítek vědeckých studií, zabývajících se tím, jak mrtvé dřevo na odlišných prostorových a časových úrovních ovlivňuje saproxylickou diverzitu, ukázala, že existují velké rozdíly v odezvě mezi různými saproxylickými taxony a podskupinami. Podle autorů v současnosti nelze pevně stanovit přesné doporučení v tom, jaké by mělo být prostorové uspořádání mrtvého dřeva v krajině nebo porostu.

2.5.1 Krajinná úroveň

Z pohledu měřítka celého státu je vhodné soustředit ochranné úsilí na krajinu s mnoha koncentrovanými výskyty vhodných biotopů (Franc 2007). Teorie ostrovní biogeografie a teorie o meta-populacích nám říkají, že biodiverzita roste s velikostí ostrova a s klesající vzdáleností ostrova od hlavního ostrova. Meta-populace druhů mohou fungovat, může-li docházet k migraci druhů přes biokoridory (menší ostrůvky, biotopové stromy, fungující jako „nášlapné kameny“).

=>Při výběru míst pro ponechání mrtvého dřeva bychom se měli soustředit **na místa s vyšší ekologickou hodnotou***. Tedy na místa, **kde se již mrtvé dřevo vyskytuje** a kde je dobrý předpoklad propojení mezi habitaty se zvýšeným množstvím mrtvého dřeva. Jednoznačně zamezit snaze o rovnoměrnou distribuci napříč jednotkami prostorového rozdělení lesa. Tedy se spíše snažit, aby v dlouhodobé perspektivě bylo mrtvého dřeva více koncentrováno v porostech s větší ekologickou hodnotou* a ve zbývajících porostech/lesních celcích bylo mrtvé dřevo alespoň částečně navýšeno. I malé navýšení může být pozitivním předpokladem pro existenci některých druhů.

V krajním případě je možné v krajinném měřítku zřídit či rozšířit síť bezzásahových **rezervací**, v nichž je množství mrtvého dřeva minimálně o řád vyšší ve srovnání s hospodářskými lesy. Taková místa by sloužila jako refugia a nabízela zdroje pro saproxylické speciality se zvýšenými nároky na množství mrtvého dřeva (Gossner et al. 2013b). Je možné také vymezit nebo zachovat přírodně podmíněná místa k ponechání, jakými jsou speciální habitaty – **zamokřené deprese**, skalnaté svahy nebo okrajové zóny kolem vodních toků a nádrží. V případě, že se v okolí zájmové oblasti již vyskytují stávající rezervace, přednostně by mrtvé dřevo mělo být ponecháváno v jejím okolí, aby byla posílena blízká populace saproxylických druhů, a tedy i možnost jejich dalšího šíření.

*Možný přístup pro stanovení územních jednotek s vyšší ekologickou hodnotou

Kvalita lesního celku, ve smyslu nabídky habitatů pro saproxylické druhy, může být určena pomocí následujících pěti obecných faktorů (Humphrey & Bailey 2012):

1. Stávající hodnota množství mrtvého dřeva na stanovišti
2. Kontinuita a diverzita habitatů mrtvého dřeva v čase
3. Zájem na ochraně konkrétních saproxylických druhů v lokalitě
4. Ekologická propojenost systému
5. Dosavadní historie obhospodařování

Je dobré přihlédnout k tomu, zda v oblasti existuje zájem na ochraně konkrétního přítomného druhu

Zhodnocení výskytu druhů v lese a v přiléhajícím okolí není snadno proveditelné nebo dostupné. Záznamy o výskytu některých druhů mohou být nalezeny v Nálevkové databázi ochrany přírody (NDOP) <http://portal.nature.cz> nebo www.biolib.cz. Je dobré se soustředit na tzv. **indikátorové druhy, ukazující na vysokou biologickou kvalitu stanovišť, a zjistit, zda se v našem porostu vyskytují**. Například v evropských bukových lesích byla čeleď roháčovití (*Lucanidae*) vyhodnocena jako skupina s vysokým procentem indikátorových druhů (Lachat et al. 2012), tedy skupina vhodná jako prioritní pro monitoring biodiverzity. Indikátorové druhy jsou druhy, které byly vyhodnoceny jako vhodné měřitelné substituty za celou biodiverzitu stanoviště. Jsou to většinou druhy s velmi dobře prozkoumanou biologii nebo druhy, jejichž vztahy k podmínkám prostředí jsou podrobně známy. Snahy najít a zkoumat platnost takových druhů vznikly, protože popsat celkovou druhovou bohatost společenstva nebo celé geografické oblasti je velmi obtížné. Organismů existuje totiž i v relativně jednoduchých ekosystémech velké množství (Boháč 2003). Samotná přítomnost indikátorového druhu na určité lokalitě tedy bývá velmi důležitou a hodnotnou informací, neboť vypovídá o určité kvalitě stanoviště pro celé studované společenstvo. Předpokládá se pak, že dojde-li k ústupu nějakého indikátoru ze společenstva, druhová diverzita se snižuje.

2.5.2 Porostní úroveň

Zavedením odlišného přístupu managementu mrtvého dřeva v závislosti na prostorovém umístění by se mělo zajistit, že mrtvé dřevo není rovnoměrně rozmístěno napříč jednotkami prostorového rozdělení lesa a úsilí o zvýšení podílu mrtvého dřeva je soustředěno do míst, kde je to nejvíce potřeba. Ponechat lze jak

skupinky stromů, tak stromy rozmístěné jednotlivě. Někteří autoři doporučují kombinaci rozptýleného a agregovaného ponechávání stromů a souší (Bütler et al. in Kraus & Krumm 2013). Bylo zjištěno, že agregovaný výskyt biotopových stromů poskytuje lepší habitat pro ptáky, než jejich roztroušený výskyt. Rovněž pro lišejníky je lépe ponechat skupinku stromů než roztroušené jedince (Nascimbene et al. in Kraus & Krumm 2013). Při rozhodování ovšem záleží na konkrétní situaci. Nabízí-li se vhodné (biotopové) stromy k ponechání pouze roztroušeně, můžeme využít je.

2.6 Kontinuita a diverzita habitatů mrtvého dřeva v čase

Na saproxylické organismy lze pohlížet jako na organismy obsazující tající ledovcovou kru. Jakmile roztaje, potřebují obsadit jinou. Jejich habitat stále mizí a stále vzniká. Logicky pak vědci dochází k závěrům, že v oblastech s nepřerušenou kontinuitou výskytu mrtvého dřeva je větší biodiverzita (Kraus & Krumm 2013, Sverdrup-Thygeson et al. 2014b). Z toho dále vyplývá, že spolu s časovou kontinuitou výskytu druhů musí být zajištěna i dostatečná prostorová kontinuita – dostatečně veliká vzhledem k nárokům jednotlivých druhů, dle metapopulační teorie. Proto většina studií zdůrazňuje při vysvětlování funkční účinnosti mrtvého dřeva význam faktorů spojených s velkým prostorovým měřítkem (Sverdrup-Thygeson et al. 2014a).

Obecně se dá říci, že čím větší je diverzita různých typů mrtvého dřeva, tím vyšší je ekologická hodnota porostu z hlediska nabídky habitatů. Pozitivní vliv na diverzitu má kontinuita v čase. Kontinuita výskytu mrtvého dřeva v čase se pozná podle přítomnosti mrtvých kmenů v různých stadiích rozkladu, od kompletně netknutých kmenů, přes stadium odpadající kůry, k rozpadající se běli, posléze jádra, k úplné ztrátě vnitřní pevné struktury a zapravování do půdy. Dekompoziční proces mrtvého dřeva je ovlivňován teplotou, vlhkostí, poměrem O_2 a CO_2 v prostředí, dále kvalitativními vlastnostmi, jako např. tloušťka, způsob odumření nebo druh dřeviny. Už jen samotný druh dřeviny má na rychlost rozpadu jeho původní biomasy mrtvého dřeva značný vliv. Typický zástupce z evropských dřevin s pomalou rychlostí rozpadu je dub. Oproti dubu se smrk v evropských lesích rozkládá 1,4krát, borovice 1,6krát a buk 1,8krát rychleji (Rock et al. 2008). Konkrétní čas rozkladu původní biomasy mrtvého dřeva se liší podle podmínek prostředí, druhu, pozice dřeva a způsobu odumření. V chladné boreální zóně se proto 95 % původní biomasy kmene borovice lesní rozloží průměrně za 280 let, smrku a jedle za 240 let a osiky a břízy za 110 let (Shorohova & Kapitsa 2014).

Přítomnost mrtvého dřeva silných dimenzí je samo o sobě dobrou indikací kontinuity, protože dochází k jeho pomalejšímu rozkladu. Kontinuita výskytu mrtvého dřeva může být také indikována přítomností starých, mohutných odumírajících stromů. Při zjišťování kontinuity se dá vycházet z historických lesnických map a jiných záznamů o minulém hospodaření.

=>Proto je zároveň možné a dobré, především v oblastech s absencí biotopových stromů a souší, vybírat, označit (modrým trojúhelníkem) a pečovat o vhodné jedince, s dobrým předpokladem, že by v budoucnu mohly nést některá vhodná mikrostanoviště. I v místech stávajících odumírajících biotopových stromů je vhodné vybrat další kandidáty, kteří by je v budoucnu mohli nahradit, tak aby nedocházelo v budoucnu ke snižování počtu potřebných stromů.

Diverzita mrtvého dřeva je důležitější než jeho kvantita

Bouget et al. (2013) na základě výsledků studia výskytu saproxylických brouků z temperátních opadavých lesů doporučují snažit se o **diverzifikaci** typů mrtvého dřeva, hlavně o kombinaci umístění a pozice různých druhů dřevin produkujících mrtvé dřevo, ponechání části ležících kmenů a živých stromů nesoucích vhodné habitaty (Bouget et al. 2013). Hlavním určujícím faktorem diverzity dřevokazných hub v lese bylo množství mrtvého dřeva (Blaser et al. 2013). Nicméně, diverzita substrátu (ve smyslu rozličných stadií rozkladu, druhu dřeviny a dimenzí mrtvého dřeva) hrají také významnou roli (Blaser et al. 2013). Rovněž tedy výzkumy dřevokazných hub podporují diverzifikaci mrtvého dřeva.

3 Ponechávání souší

Pokud je to možné, ponechat všechny stojící souše větších dimenzí.

Výjimky mohou představovat souše, které:

- bezprostředně ohrožují bezpečnost pracovního personálu (těžba, vyznačování atp.)
- představují překážku pro přibližovací techniku
- představují riziko pro ochranu lesa
- ohrožují bezpečnost veřejnosti (blízko veřejně přístupných cest a pěšin, v místech se zvýšenou rekreační zátěží)

4 Ponechávání ležícího mrtvého dřeva

Zachovat pokud možno veškeré stávající ležící kmeny – toto pravidlo nemusí být nutně dodrženo v případě ležícího mrtvého dřeva vzniklého důsledkem kalami-tních událostí (vývraty a zlomy větrem a sněhem), které se běžně zpracovávají nahodilými těžbami. V případě, že by však disturbancemi vzniklé mrtvé dřevo nepředstavovalo riziko z hlediska ochrany lesa před kalami-tními škůdci, mohou vyvrácené stromy být využity k cíli navýšení mrtvého dřeva. Vývraty s sebou totiž nesou i další, pro biodiverzitu významná mikrostanoviště v podobě vývratových kup a děr, a navíc mají pro lesy význam ve smyslu přirozeného formování půdy (Šamonil et al. 2010, Šamonil et al. 2014). Proto je dobré i v případě asanační těžby nechávat delší pahýly u vývratových talířů, aby nedocházelo k jejich „zavírání“ zpět do původní polohy pře disturbancí.

Proč?

V porostech aktuálně nejvíce absentuje mrtvé dřevo v pozdějších stadiích rozkladu. To je důležité pro ohrožené druhy na něj vázané.

Pokusit se omezit negativní vliv těžební techniky na poškozování stávajících silných ležících kmenů, pařezů a vyvrácených kořenových talířů.

Jestliže souše musí být pokácena, lépe ji ponechat v místě, kam spadla, je-li to možné.

Při výběru kmenů k ponechání je dobré uvážit následující:

- bazální duté části nebo jiné vady v úseku delším než 2 m by měly být upřednostňovány
- zdravé kmeny a kmeny tenčí než 30 cm mohou být na ponechání využity pouze jestliže není zbytků
- upřednostnit kmeny listnatých dřevin, které mohou mít více děr a dutin
- upřednostnit pomalu se rozkládající dřeviny – rychlost rozkladu se mezi dřeviny výrazně liší (bříza vs. dub)
- nikdy neponechávat smrkové kmeny s čerstvým nebo zavadajícím lýkem kvůli nebezpečí namnožení kůrovců
- ekonomicky přijatelným doplňkovým nástrojem při těžbě stromů nechávat silné korunové větve na stanovišti.

5 Dosavadní zhodnocení vlivu cílených opatření pro podporu biodiverzity

Naprostá většina vědeckých prací zabývajících se mrtvým dřevem vychází ze studia přirozených či přírodě blízkých lesů, resp. jedná se o srovnávací studie, kdy na jedné straně je popisován přírodní les a jeho biodiverzita, na straně druhé pak lesy hospodářské, zbavené starých stromů a mrtvého dřeva, s očividně sníženou ekologickou stabilitou a biodiverzitou. Na základě těchto prací bývají uváděna doporučení pro praxi. Výstupy z praxe (vědecká zhodnocení efektivity opatření změny managementu) zatím chybějí, což je dáno jednak tím, že ve většině hospodářských lesů staré stromy a tlející dřevo v optimální podobě a množství nejsou, jednak faktem, že posledních cca 20–30 let, během nichž se pozornost na tlející dřevo stupňovala, je příliš krátká doba.

Mnoho vědců věnujících se biodiverzitě saproxylických organismů automaticky předpokládá, že v obhospodařovaných lesích početnost a rozmanitost na mrtvém dřevě závislých druhů hmyzu musí být v první řadě limitována množstvím mrtvého dřeva, zatímco významu ostatních faktorů pro druhové složení této indikační skupiny nevěnuje výzkum dostatečnou pozornost (Gossner et al. 2013a). Předpokládá se, že obhospodařování lesů vedoucí ke zvýšení množství mrtvého dřeva v lesích zvýší množství a rozmanitost saproxylických druhů. Ovšem výsledků dosažených na základě experimentálních přístupů pro tento předpoklad je velmi málo (Gossner et al. 2013a). Doposud nebyla provedena rozsáhlejší a dlouhodobá studie, která by zhodnocovala vliv jakýchkoli opatření pro podporu přítomnosti mrtvého dřeva za účelem zvýšení biodiverzity a výskytu ohrožených druhů (Davies et al. 2008, Müller & Büttler 2010). Existuje ovšem několik lokálních studií, které poskytují relevantní informace o vlivu různých managementových opatření s mrtvým dřevem na saproxylické organizmy v krátkém období (Davies et al. 2008). Byl například studován vliv uměle vytvořených vysokých pařezů na výskyt hmyzích druhů v boreální zóně Švédska (Schroeder et al. 1999, Jonsell et al. 2004, Lindhe et al. 2005, Wikars et al. 2005). V Anglii hostily větve ponechané na stinném stanovišti jiná saproxylická společenstva než ty, které byly ponechány na stanovišti slunném (Alexander 1999). Ve většině případů mělo lidskými zásahy vytvořené mrtvé dřevo pozitivní efekt na biodiverzitu, avšak víceméně zaostávalo v tomto ohledu za analogickým mrtvým dřevem vyprodukovaným přirozenými procesy (Davies et al. 2008). Další studie provedená na rozsáhlém území Finska (Pasanen et al. 2014) ukázala, že po pěti letech cílených opatření na podporu diverzity saproxylických hub přineslo sice zvýšení jejich diverzity, ale prozatím nepodpořila ohrožené druhy. V německých hospodářských lesích Gossner et al. (2013a) v observační studii zjistili, že celkové množství mrtvého dřeva v lesích hraje jen malou roli při vysvětlování složení

saproxylických společenstev brouků ve srovnání s jinými faktory, jakými byly úhrn srážek, teplota, složení dřevin nebo vertikální rozvrstvení porostu. Gossner et al. (2013a) uskutečnili experimentální výzkum pomocí manipulací s mrtvým dřevem. Mrtvé dřevo bylo vystaveno jednak do úrovně korun a jednak do úrovně země. Vysoká diverzita i abundance brouků s mnoha různými nároky na potravu a prostředí byla zjištěna v místě vystavení uměle vytvořeného raného mrtvého dřeva o mnoho více, než v kontrolních místech bez manipulace s mrtvým dřevem. Je tedy zřejmé, že v hospodářských lesích, kde je diverzita a početnost saproxylických druhů hmyzu nízká, ponechání mrtvého dřeva bude mít okamžitý pozitivní důsledek pro biodiverzitu. Více druhů a větší početnost však byla zaznamenána u mrtvého dřeva zavěšeného v korunovém patře. Toto opět může souviset se světelnými podmínkami. Podobně u nás Šebek (2011) zjistil, že druhová diverzita brouků se navyšuje s rostoucím vyvýšením habitatu mrtvého dřeva nad zemí. Celkově autoři shrnují, že samotné množství mrtvého dřeva na úrovni povrchu není dostatečně dobrým ukazatelem (indikátorem) lokální diverzity saproxylických brouků (Gossner et al. 2013a). Z rešerše dosavadních vědeckých výsledků vyplývá, že důsledky zvýšeného ponechávání mrtvého dřeva (které se pochopitelně projeví s časovou prodlevou po zavedení) musí být dále zkoumány, a to zejména ve velkém krajinném měřítku (Sverdrup-Thygeson et al. 2014a).

III SROVNÁNÍ NOVOSTI POSTUPŮ

Management mrtvého dřeva není doposud zakotven v systému lesního hospodaření. Existují sice lesní majetky (zejména ty s certifikací FSC), kde určitá forma managementu probíhá, ale vědecké poznatky ohledně vlivu kvalitativních parametrů mrtvého dřeva na biodiverzitu se teprve v posledních letech začínají prohlubovat. Předkládaná metodika je prvním uceleným přehledem a popisem vlivu faktorů týkajících se možnosti ponechávání mrtvého dřeva v hospodářských lesích. Nepřímým důkazem „novosti postupů“ je i fakt, že metodika se opírá o nejnovější vědecké poznatky.

Navrhovaný postup s nejlepší nákladově-účinnostní bilancí – ponechání skupinky stromů k dožití, byl u nás aplikován dosud jen okrajově (např. oblast soutoku Moravy a Dyje, kde vznikl jako kompromis mezi ochranou přírody v Evropsky významné lokalitě Soutok-Podluží a zájmy vlastníka hospodářských lesů).

IV POPIS UPLATNĚNÍ CERTIFIKOVANÉ METODIKY

Metodika bude uplatněna v lesních majetcích hospodařících podle certifikace FSC. Metodika by dále mohla být uplatňována v hospodářských lesích II. a III. zón chráněných krajinných oblastí a hospodářských lesích, které jsou zároveň součástí evropsky významných lokalit. Metodika by měla sloužit jako jedno z východisek při projednávání plánu péče CHKO a při sestavování souhrnů doporučených opatření pro evropsky významné lokality. Měla by sloužit jako návod při rozhodování, jaké mrtvé dřevo a v jakém prostorovém rozmístění by se mělo ponechat.

Základní principy metodiky mohou být uplatňovány i v kategorii lesů zvláštního určení (s prioritní funkcí ochrany přírody), ale zde by měl být celkový management více nastaven podle konkrétních plánů péče, specificky zaměřených na předmět ochrany daného území. Metodika by neměla být uplatňována v lesích s vysokým stupněm ochrany, jakými jsou národní přírodní rezervace nebo první zóny národních parků.

Uživatelé metodiky budou Nestátní lesy Svitavsko a Ministerstvo životního prostředí ČR.

V EKONOMICKÉ ASPEKTY

Předkládaný materiál řeší problematiku aspektů ponechávání mrtvého dřeva. Potřeba návrhu metodiky mrtvého dřeva je vysoce aktuální, ale exaktní vyjádření efektů pozmeněného managementu na celkový hospodářský výsledek je jen těžce uskutečnitelné. Smyslem dokumentu je představit, srovnat a navrhnout nejhodnější metodické principy možných způsobů navýšování množství mrtvého dřeva v hospodářských lesích. Finanční vyjádření konečných efektů tohoto úsilí je spíše tématem na samostatný výzkum v oblasti ekonomiky lesního hospodářství. My jsme v tomto materiálu s ekonomickými aspekty pracovali ve zjednodušené kvantifikaci (kladné či záporné působení možných způsobů navýšení na faktory s ekonomickými aspekty souvisejícími).

Samotná finanční náhrada z újmy na omezení hospodaření se může stanovit podle vyhlášky č. 55, ze dne 15. března 1999, o způsobu výpočtu výše újmy nebo škody způsobené na lesích. Jestliže dojde k odnětí části produkční plochy lesa ponecháním skupinky dospělých stromů a souší, pak se výše újmy může stanovit podle dočasného odnětí nebo dočasného omezení plnění produkční funkce.

Ponechání, byť malého, podílu netěžených stromů a souší představuje nevyužití hlavní ekonomické komodity lesa, a tedy bezprostřední ekonomickou ztrátu. I netvárné a poškozené, nedostupné stromy a pionýrské dřeviny mohou být potenciálně využity na palivo, např. prostřednictvím samovýroby. Na druhou stranu se však ponechání mrtvého dřeva může později projevit na zvýšené ekologické stabilitě lesa, která jde ruku v ruce se zvýšenou biodiverzitou. Zvýšená diverzita lesního prostředí zvyšuje pozitivní zpětné vazby ekosystému. V mrtvém dřevě se například vyvíjí predátoři druhů představujících riziko v oboru ochrany lesa. Dalším dlouhodobým pozitivním účinkem je zlepšení nebo alespoň zpomalení zhoršování bilance živin lesního ekosystému. Neodnímání živin především v chudých bonitních stupních by mohlo navýšit produkční potenciál lesa v budoucnu. Dále mrtvé dřevo plní protierozní funkci a také zlepšuje bilanci vodního cyklu v lesním ekosystému. Všechny tyto (a ostatní, výše v metodice napsané) mimoprodukční funkce lesa jsou ponecháním části mrtvého dřeva pozitivně ovlivněny. Ponechávání dřeva proto přispívá k trvale udržitelnému lesnímu hospodaření. Zachování komplexnosti lesa a biodiverzity je veřejným zájmem a okamžitá ekonomická ztráta na ponechaném dřevě by měla být akceptovanou obětí, podobně jako např. zákonný limit výše těžby, povinné vnášení melioračních a zpevňujících dřevin do porostů apod. Pro oficiální potvrzení veřejného zájmu na existenci mrtvého dřeva v lesích je žádoucí problematiku právně analyzovat; nezbytnost ponechávání mrtvého dřeva v lesích by měla být následně zakotvena i legislativně, podobně jako podíl melioračních a zpevňujících

dřevin, maximální velikost holé seče apod., jež také do jisté míry omezují vlastníka lesa, ale byly společností shledány nezbytnými pro trvale udržitelné lesy a lesní hospodářství. Akutně by mělo být v zájmu zvýšení množství a diverzity mrtvého dřeva alespoň novelizováno ustanovení lesního zákona o nahodilé těžbě, neboť jeho striktní výklad lesní hospodáře většinou nutí odstraňovat veškeré souše a poškozené stromy (tzv. čistota lesa), ačkoli tyto mnohdy nepředstavují riziko pro ochranu lesa, ani bezprostřední nebezpečí pro návštěvníky lesa.

VI DEDIKACE

Realizace vědecké analytické práce, na jejímž základě uplatněná certifikovaná metodika vznikla, byla umožněna díky finanční podpoře projektu Národní agentury pro zemědělský výzkum (projekt NAZV č. QI102A085 – Optimalizace pěstebních opatření pro zvyšování biodiverzity v hospodářských lesích). Autoři byli podpořeni projektem Postdok ČZU (ESF) a MŠMT CZ.1.07/2.3.00/30.0040. Velmi děkujeme Petrovi Kjučukovovi za podnětné návrhy. Poděkování za věcné připomínky dále patří Zuzaně Michalové, Václavu Pouskovi, Janu Rejzkovi, Jiřímu Remešovi, Miroslavu Sloupovi a Tomáši Vrškovi.

VII SLOVNÍČEK ODBORNÝCH TERMÍNŮ A ZKRATEK

Disturbance (narušení) = jakákoliv relativně samostatná událost v čase, která poruší strukturu ekosystému, společenstva nebo populace a změní zdroje, dostupnost substrátu nebo fyzikální prostředí

Habitat – biotop – stanoviště = společné prostředí určitých složek společenstva, tedy soubor všech vlivů, které vytvářejí životní prostředí všech zde žijících organismů

Indikátorový – indikační druh = druh, jehož přítomnost, nepřítomnost nebo abundance odráží určitý stav podmínek prostředí. Indikátorový druh může signalizovat změnu podmínek v konkrétním ekosystému, a může proto být použit jako prostředek k diagnostice zdravotního stavu ekosystému

LVS (lesní vegetační stupeň) = jednotka vyjadřující vertikální členitost vegetace v závislosti na změnách výškového mezoklimatu

Mikrostanoviště – mikrohabitat = fyzické požadavky určitého organismu nebo populace na prostředí v malém měřítku

Saproxylická diverzita = rozmanitost na dřevě závislých (přímo či nepřímo) druhů

Saproxylický druh = druh vázaný v některém stadiu svého života na mrtvé dřevo a také na jakýkoliv jiný organismus, který je na mrtvé dřevo vázaný – např. brouci vyvíjející se v plodnicích dřevokazných hub

Vysoký pařez = zůstávající část kmene po pokácení stromu ve výšce 2–5 m nad zemí

VIII SEZNAM SOUVISEJÍCÍ POUŽITÉ LITERATURY

- Alexander, K. N. A. (1999). Should deadwood be left in sun or shade. *British Wildlife*, 10, 342.
- Alexander, K. N. (2002). *The Invertebrates of Living & Decaying Timber in Britain and Ireland: A Provisional Annotated Checklist*. English Nature.
- Bače, R. & Svoboda, M. (2012). Hodnocení aspektů managementu mrtvého dřeva v hospodářských lesích a předběžný návrh doporučení. Dostupné na: http://home.czu.cz/storage/74451_dwm_f3.2012.pdf 24 pp.
- Bellingham, P. J., & Richardson, S. J. (2006). Tree seedling growth and survival over 6 years across different microsites in a temperate rain forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(4), 910-918.
- Blaser, S., Prati, D., Senn-Irlet, B., & Fischer, M. (2013). Effects of forest management on the diversity of deadwood-inhabiting fungi in Central European forests. *Forest Ecology and Management*, 304, 42-48.
- Bobiec, A., Gutowski, J.M., Laudenslayer, W.F., Pawlaczyk, P. & Zub, K. (2005). The Afterlife of a Tree. Warsaw. WWF Poland
- Boháč, J. (2003). Indikátory biodiverzity: <http://www.infodatasys.cz/vav2003/monitoring2.pdf>
- Bouget, C., Brin, A., & Brustel, H. (2011). Exploring the “last biotic frontier”: Are temperate forest canopies special for saproxylic beetles? *Forest Ecology and Management*, 261(2), 211-220.
- Bouget, C., Larrieu, L., & Brin, A. (2014). Key features for saproxylic beetle diversity derived from rapid habitat assessment in temperate forests. *Ecological Indicators*, 36, 656-664.
- Bouget, C., Larrieu, L., Nusillard, B., & Parmain, G. (2013). In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. *Biodiversity and Conservation*, 22(9), 2111-2130.
- Bouget, C., Nusillard, B., Pineau, X., & Ricou, C. (2012). Effect of deadwood position on saproxylic beetles in temperate forests and conservation interest of oak snags. *Insect Conservation and Diversity*, 5(4), 264-278.
- Brin, A., Brustel, H., & Jactel, H. (2009). Species variables or environmental variables as indicators of forest biodiversity: a case study using saproxylic beetles in Maritime pine plantations. *Annals of Forest Science*, 66(3), 1-11.

- Brunet, J., Fritz, Ö., & Richnau, G. (2010). Biodiversity in European beech forests—a review with recommendations for sustainable forest management. *Ecological Bulletins*, 53, 77-94.
- Buse, J., Levanony, T., Timm, A., Dayan, T., & Assmann, T. (2008). Saproxylic beetle assemblages of three managed oak woodlands in the Eastern Mediterranean. *Zoology in the Middle East*, 45(1), 55-66.
- Bütler, R., Angelstam, P., Ekelund, P., & Schlaepfer, R. (2004). Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. *Biological Conservation*, 119(3), 305-318.
- Caza, C. L. (1993). *Woody debris in the forests of British Columbia: a review of the literature and current research*. BC, Ministry of Forests, Research Branch.
- Cook, W. M., Lane, K. T., Foster, B. L., & Holt, R. D. (2002). Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecology Letters*, 5(5), 619-623.
- Davies, Z. G., Tyler, C., Stewart, G. B., & Pullin, A. S. (2008). Are current management recommendations for saproxylic invertebrates effective? A systematic review. *Biodiversity and Conservation*, 17(1), 209-234.
- Della Rocca, F., Stefanelli, S., Pasquaretta, C., Campanaro, A., & Bogliani, G. (2014). Effect of deadwood management on saproxylic beetle richness in the floodplain forests of northern Italy: some measures for deadwood sustainable use. *Journal of Insect Conservation*, 18(1), 121-136.
- DeMaynadier, P. G., & Hunter Jr, M. L. (1995). The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environmental Reviews*, 3(3-4), 230-261.
- Dudley, N., & Vallauri, D. (2005). Restoration of deadwood as a critical microhabitat in forest landscapes. In: *Forest Restoration in Landscapes* (pp. 203-207). Springer New York.
- Dziock, F. (2006). Life-History Data in Bioindication Procedures, Using the Example of Hoverflies (Diptera, Syrphidae) in the Elbe Floodplain. *International Review of Hydrobiology*, 91(4), 341-363.
- Ehnström, B. (2001). Leaving dead wood for insects in boreal forests-suggestions for the future. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16(S3), 91-98.
- Fedrowitz, K., Koricheva, J., Baker, S. C., Lindenmayer, D. B., Palik, B., Rosenthal, R., ... & Gustafsson, L. (2014). Can retention forestry help conserve biodiversity? A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51, 1669-1679.

- Franc, N., Götmark, F., Økland, B., Nordén, B., & Paltto, H. (2007). Factors and scales potentially important for saproxylic beetles in temperate mixed oak forest. *Biological Conservation*, 135(1), 86-98.
- Fridman, J., & Walheim, M. (2000). Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 131(1), 23-36.
- Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., ... & Bengtsson, J. (2013). Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature communications*, 4, 1340.
- Gossner, M. M., Floren, A., Weisser, W. W., & Linsenmair, K. E. (2013a). Effect of dead wood enrichment in the canopy and on the forest floor on beetle guild composition. *Forest Ecology and Management*, 302, 404-413.
- Gossner, M. M., Lachat, T., Brunet, J., Isacson, G., Bouget, C., Brustel, H., ... & Müller, J. (2013b). Current near-to-nature forest management effects on functional trait composition of saproxylic beetles in beech forests. *Conservation Biology*, 27, 605-614.
- Grove, S. J. (2002). Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1-23.
- Hämäläinen, A., Kouki, J., & Lohmus, P. (2014). The value of retained Scots pines and their dead wood legacies for lichen diversity in clear-cut forests: the effects of retention level and prescribed burning. *Forest Ecology and Management*, 324, 89-100.
- Harmon, M. E., & Franklin, J. F. (1989). Tree seedlings on logs in Picea-Tsuga forests of Oregon and Washington. *Ecology*, 48-59.
- Harmon, M. E., & Sexton, J. (1995). Water balance of conifer logs in early stages of decomposition. *Plant and Soil*, 172(1), 141-152.
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., ... & Cummins, K. W. (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research*, 15(133), 302.
- Harvey, A.F. (1987). Decaying organic material and soil quality in the inland northwest: a management opportunity. USDA Forest Service, General Technical Report INT-225
- Heilmann-Clausen, J., & Christensen, M. (2004). Does size matter? On the importance of various dead wood fractions for fungal diversity in Danish beech forests. *Forest Ecology and Management*, 201(1), 105-117.
- Heilmann-Clausen, J., Aude, E., & Christensen, M. (2005). Cryptogam communities on decaying deciduous wood—does tree species diversity matter? *Biodiversity & Conservation*, 14(9), 2061-2078.

- Hofgaard, A. (1993). Structure and regeneration patterns in a virgin *Picea abies* forest in northern Sweden. *Journal of Vegetation Science*, 4(5), 601-608.
- Holub, S. M., Spears, J. D., & Lajtha, K. (2001). A reanalysis of nutrient dynamics in coniferous coarse woody debris. *Canadian Journal of Forest Research*, 31(11), 1894-1902.
- Horák, J., Vodka, Š., Kout, J., Halda, J.P., Bogusch, P. & Pech, P. (2014). Biodiversity of most dead wood-dependent organisms in thermophilic temperate oak woodlands thrives on diversity of open landscape structures. *Forest Ecology and Management*, 315, 80-85.
- Hruška, J., Cienciala, E. (2002). Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. MŽP: 160 pp.
- Humphrey, J. & Bailey, S. (2012). Managing deadwood in forests and woodlands. Forestry Commission: Edinburgh.
- Christie, D. A., & Armesto, J. J. (2003). Regeneration microsites and tree species coexistence in temperate rain forests of Chiloé Island, Chile. *Journal of Ecology*, 91(5), 776-784.
- Jonsell, M., & Nordlander, G. (2002). Insects in polypore fungi as indicator species: a comparison between forest sites differing in amounts and continuity of dead wood. *Forest Ecology and Management*, 157(1), 101-118.
- Jonsell, M., Nittérus, K., & Stighäll, K. (2004). Saproxylic beetles in natural and man-made deciduous high stumps retained for conservation. *Biological Conservation*, 118(2), 163-173.
- Jonsell, M., Weslien, J., & Ehnström, B. (1998). Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity & Conservation*, 7(6), 749-764.
- Juutilainen, K., Mönkkönen, M., Kotiranta, H., & Halme, P. (2014). The effects of forest management on wood-inhabiting fungi occupying dead wood of different diameter fractions. *Forest Ecology and Management*, 313, 283-291.
- Kappes, H., Jabin, M., Kulfan, J., Zach, P., & Topp, W. (2009). Spatial patterns of litter-dwelling taxa in relation to the amounts of coarse woody debris in European temperate deciduous forests. *Forest Ecology and Management*, 257(4), 1255-1260.
- Kraus D., Krumm F. (eds.) (2013). Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute. 284 pp.
- Kučera, M. (2012). Mrtvé dříví v národní inventarizaci lesů. *Lesnická práce*, 91(1): 20-22.

- Kushnevskaia, H., Mirin, D., & Shorohova, E. (2007). Patterns of epixylic vegetation on spruce logs in late-successional boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 250(1), 25-33.
- Lachat, T., Wermelinger, B., Gossner, M. M., Bussler, H., Isacson, G., & Müller, J. (2012). Saproxylic beetles as indicator species for dead-wood amount and temperature in European beech forests. *Ecological Indicators*, 23, 323-331.
- Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H., & Bouget, C. (2011). Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*, 11(5), 1027-1039.
- Lepšová, A. (2001). Význam ektomykorhiz v přirozené obnově smrku na lokalitách s různým dopadem po žíru kůrovce. In: *Aktuality šumavského výzkumu, Sborn. Odb. Prac. Konf.* (Vol. 2, No. 4, p. 4).
- Lindhe, A., Lindelöw, Å., & Åsenblad, N. (2005). Saproxylic beetles in standing dead wood density in relation to substrate sun-exposure and diameter. *Biodiversity & Conservation*, 14(12), 3033-3053.
- Lomborg, B. (2001). *The skeptical environmentalist: measuring the real state of the world.* Cambridge University Press.
- Lonsdale, D., Pautasso, M., & Holdenrieder, O. (2008). Wood-decaying fungi in the forest: conservation needs and management options. *European Journal of Forest Research*, 127(1), 1-22.
- Müller, J., & Büttler, R. (2010). A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research*, 129(6), 981-992.
- Müller, J., Jarzabek-Müller, A., Bussler, H., & Gossner, M. M. (2014). Hollow beech trees identified as keystone structures for saproxylic beetles by analyses of functional and phylogenetic diversity. *Animal Conservation*, 17(2), 154-162.
- Müller, J., Brustel, H., Brin, A., Bussler, H., Bouget, C., Obermaier, E., ... & Gossner, M. M. (2015a). Increasing temperature may compensate for lower amounts of dead wood in driving richness of saproxylic beetles. *Ecography*, 38, 499-509.
- Müller, J., Wende, B., Strobl, C., Eugster, M., Gallenberger, I., Floren, A., ... & Gossner, M. M. (2015b). Forest management and regional tree composition drive the host preference of saproxylic beetle communities. *Journal of Applied Ecology*, 52, 753-762.
- Nakagawa, M., Kurahashi, A., Kaji, M., & Hogetsu, T. (2001). The effects of selection cutting on regeneration of *Picea jezoensis* and *Abies sachalinensis* in the sub-boreal forests of Hokkaido, northern Japan. *Forest Ecology and Management*, 146(1), 15-23.

- Narukawa, Y., & Yamamoto, S. (2002). Effects of dwarf bamboo (*Sasa* sp.) and forest floor microsites on conifer seedling recruitment in a subalpine forest, Japan. *Forest Ecology and Management*, 163(1), 61-70.
- Narukawa, Y., Iida, S., Tanouchi, H., Abe, S., & Yamamoto, S. I. (2003). State of fallen logs and the occurrence of conifer seedlings and saplings in boreal and subalpine old-growth forests in Japan. *Ecological Research*, 18(3), 267-277.
- Nieto, A. & Alexander, K.N.A. (2010). European Red List of Saproxyllic Beetles. Publications Office of the European Union, Luxembourg
- Økland B., Bakke A., Hågvar S. & Kvamme T. (1996): What factors influence the diversity of saproxyllic beetles? A multi scaled study from a spruce forest in southern Norway. *Biodiversity and Conservation* 5: 75-100.
- Pasanen, H., Junninen, K., & Kouki, J. (2014). Restoring dead wood in forests diversifies wood-decaying fungal assemblages but does not quickly benefit red-listed species. *Forest Ecology and Management*, 312, 92-100.
- Persiani, A. M., Audisio, P., Lunghini, D., Maggi, O., Granito, V. M., Biscaccianti, A. B., ...& Marchetti, M. (2010). Linking taxonomical and functional biodiversity of saproxyllic fungi and beetles in broad-leaved forests in southern Italy with varying management histories. *Plant Biosystems*, 144(1), 250-261.
- Pouska, V., Svoboda, M., & Lepšová, A. (2010). The diversity of wood-decaying fungi in relation to changing site conditions in an old-growth mountain spruce forest, Central Europe. *European Journal of Forest Research*, 129(2), 219-231.
- Ranius, T. (2002). Influence of stand size and quality of tree hollows on saproxyllic beetles in Sweden. *Biological Conservation*, 103(1), 85-91.
- Ranius, T., Caruso, A., Jonsell, M., Juutinen, A., Thor, G., & Rudolphi, J. (2014). Dead wood creation to compensate for habitat loss from intensive forestry. *Biological Conservation*, 169, 277-284.
- Rock, J., Badeck, F. W., & Harmon, M. E. (2008). Estimating decomposition rate constants for European tree species from literature sources. *European Journal of Forest Research*, 127(4), 301-313.
- Samec P. & Formánek P. (2007). Mikrobiologie lesních půd. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, 126.
- Schiegg, K. (2000). Effects of dead wood volume and connectivity on saproxyllic insect species diversity. *Ecoscience*, 7(3), 290-298.
- Schroeder, L. M., Weslien, J., Lindelöw, Å., & Lindhe, A. (1999). Attacks by bark- and wood-boring Coleoptera on mechanically created high stumps of Norway spruce in the two years following cutting. *Forest Ecology and Management*, 123(1), 21-30.

- Seibold, S., Brandl, R., Buse, J., Hothorn, T., Schmidl, J., Thorn, S., & Müller, J. (2014). Association of extinction risk of saproxylic beetles with ecological degradation of forests in Europe. *Conservation Biology*, 29, 282-390.
- Shorohova, E., & Kapitsa, E. (2014). Influence of the substrate and ecosystem attributes on the decomposition rates of coarse woody debris in European boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 315, 173-184.
- Similä, M., Kouki, J., & Martikainen, P. (2003). Saproxylic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: quality of dead wood matters. *Forest Ecology and Management*, 174(1), 365-381.
- Stevens, V. (1997). *The ecological role of coarse woody debris: an overview of the ecological importance of CWD in BC forests*. British Columbia, Ministry of Forests, Research Program.
- Stokland, J. N., Tomter, S. M., & Söderberg, U. (2004). Development of dead wood indicators for biodiversity monitoring: experiences from Scandinavia. *Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe-From ideas to operationality*, 51, 207-226.
- Svensson, M., Dahlberg, A., Ranius, T., & Thor, G. (2014). Dead branches on living trees constitute a large part of the dead wood in managed boreal forests, but are not important for wood-dependent lichens. *Journal of Vegetation Science*, 25(3), 819-828.
- Sverdrup-Thygeson, A., Gustafsson, L., & Kouki, J. (2014a). Spatial and temporal scales relevant for conservation of dead-wood associated species: current status and perspectives. *Biodiversity and Conservation*, 23(3), 513-535.
- Sverdrup-Thygeson, A., Bendiksen, E., Birkemoe, T., & Larsson, K. H. (2014b). Do conservation measures in forest work? A comparison of three area-based conservation tools for wood-living species in boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 330, 8-16.
- Svoboda, M., Fraver, S., Janda, P., Bače, R., & Zenáhlíková, J. (2010). Natural development and regeneration of a Central European montane spruce forest. *Forest Ecology and Management*, 260(5), 707-714.
- Šamonil, P., Král, K., & Hort, L. (2010). The role of tree uprooting in soil formation: a critical literature review. *Geoderma*, 157(3), 65-79.
- Šamonil, P., Vašíčková, I., Daněk, P., Janík, D., & Adam, D. (2014). Disturbances can control fine-scale pedodiversity in old-growth forests: is the soil evolution theory disturbed as well?. *Biogeosciences*, 11(20), 5889-5905.
- Šebek, P. (2001) Ke Kolepterofauně stromových dutin ve Vojkovické vrbovně a populaci páchníka hnědého (*Osmoderma barnabita*) na této lokalitě. Diplomová práce. Brno, Masarykova univerzita.

- Takahashi, M., Sakai, Y., Ootomo, R., & Shiozaki, M. (2000). Establishment of tree seedlings and water-soluble nutrients in coarse woody debris in an old-growth *Picea Abies* forest in Hokkaido, northern Japan. *Canadian Journal of Forest Research*, 30(7), 1148-1155.
- Triska, F. J., & Cromack Jr, K. (1980). The role of wood debris in forests and streams. *Forests: fresh perspectives from ecosystem analysis*. Oregon State University Press, Corvallis, Oregon, USA, 171-190.
- Vodka, S., Konvicka, M., & Cizek, L. (2009). Habitat preferences of oak-feeding xylophagous beetles in a temperate woodland: implications for forest history and management. *Journal of Insect Conservation*, 13(5), 553-562.
- Wikars, L. O., Sahlin, E., & Ranius, T. (2005). A comparison of three methods to estimate species richness of saproxylic beetles (Coleoptera) in logs and high stumps of Norway spruce. *The Canadian Entomologist*, 137(03), 304-324.
- Zach, P. & Kulfan, J. (2003). Significance of Dead Wood for Biodiversity Conservation and Close to Nature Forestry (prezentace přístupná na internetu: <http://www.unece.org/fileadmin/DAM/timber/docs/jc-sem/sem-57/Proceedings/presentations/zach/zachseminar2003a.ppt>). Institut Ekologie lesa, Slovenská akadémia vied, Zvolen.
- Zhou, L., Dai, L. M., Gu, H. Y., & Zhong, L. (2007). Review on the decomposition and influence factors of coarse woody debris in forest ecosystem. *Journal of Forestry Research*, 18(1), 48-54.
- Zielonka, T., & Piątek, G. (2004). The herb and dwarf shrubs colonization of decaying logs in subalpine forest in the Polish Tatra Mountains. *Plant Ecology*, 172(1), 63-72.
- Zimmerman, J. K., Pulliam, W. M., Lodge, D. J., Quinones-Orfila, V., Fetcher, N., Guzman-Grajales, S., ...& Waide, R. B. (1995). Nitrogen immobilization by decomposing woody debris and the recovery of tropical wet forest from hurricane damage. *Oikos*, 314-322.

IX SEZNAM PUBLIKACÍ, KTERÉ PŘEDCHÁZELY METODICE

- Bače, R., Svoboda, M., Pouska, V., Janda, P., & Červenka, J. (2012). Natural regeneration in Central-European subalpine spruce forests: Which logs are suitable for seedling recruitment? *Forest Ecology and Management*, 266, 254-262.
- Bače, R., Svoboda, M., & Janda, P. (2011). Density and height structure of seedlings in subalpine spruce forests of Central Europe: logs vs. stumps as a favourable substrate. *Silva Fennica*, 45(5), 1065-1078.
- Bače, R. & Svoboda, M. (2012). Hodnocení aspektů managementu mrtvého dřeva v hospodářských lesích a předběžný návrh doporučení. Dostupné na: http://home.czu.cz/storage/74451_dwm_f3.2012.pdf 24 pp.
- Merganičová, K., Merganič, J., Svoboda, M., Bače, R., & Šebeň, V. (2012). Deadwood in forest ecosystems. *Forest Ecosystems – More than Just Trees, InTech Book*, 81-108.
- Pouska, V., Svoboda, M., & Lepšová, A. (2010). The diversity of wood-decaying fungi in relation to changing site conditions in an old-growth mountain spruce forest, Central Europe. *European Journal of Forest Research*, 129(2), 219-231.
- Pouska, V., Lepš, J., Svoboda, M., & Lepšová, A. (2011). How do log characteristics influence the occurrence of wood fungi in a mountain spruce forest? *Fungal Ecology*, 4(3), 201-209.

DEAD WOOD MANAGEMENT IN PRODUCTION FORESTS

Summary

The aim of this guide is to help with finding optimal way for dead wood management in production forests to enhance biodiversity. We propose temporal and spatial distribution of dead wood regarding its quality. The easiest operating availability, risk minimization, economic loss minimization and sufficient effect on biodiversity were taken into account. Because species richness logarithmically increases in dependence on the amount of suitable habitat, the retaining of a minority of potential natural volume of dead wood on site facilitates the survival of majority of saproxylic species. Recommended places for the dead wood retention are those with already higher ecological value, like in the vicinity of protected areas. The key measure is to retain a group of trees, located at the edge of the stand. The group should be situated on an open site with constantly higher irradiation. The priority should be given to older trees, trees of higher dimensions and partially decayed individuals (i.e. trees with various types of microhabitats as woodpecker cavities). Preferably it is recommended to retain autochthonous trees, together with existing non-dangerous snags and the fallen decomposing stems on the stand for decay. The aim is to achieve the presence of the widest range of types and decay stages of dead wood, in different habitat types. This guidebook is also accessible on website http://home.czu.cz/storage/74451_bace_mmd_2015.pdf



Výzkumný ústav
lesního hospodářství
a myslivosti, v. v. i.

www.vulhm.cz

LESNICKÝ PRŮVODCE 6/2016