

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra ekologie lesa



Management horských smrčín v Hrubém Jeseníku

Disertační práce

Autor: **Mgr. Miroslav Havira**

Školitel: **prof. Ing. Miroslav Svoboda, Ph.D.**

2016

Prohlášení

„Prohlašuji, že jsem disertační práci na téma *Management horských smrčín v Hrubém Jeseníku* vypracoval samostatně s použitím uvedené literatury a na základě konzultací a doporučení školitele.

Souhlasím se zveřejněním disertační práce dle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách v platném znění, a to bez ohledu na výsledek její obhajoby.“

V Jeseníku dne 11. 7. 2016

Podpis autora

Poděkování

Za odborné vedení děkuji svému školiteli prof. Ing. Miroslavu Svobodovi, Ph.D. Za četné konzultace a rady děkuji Ing. Vojtěchu Čadovi, Ph.D., Ing. Karlu Matějkovi, CSc., a Ing. Pavlu Koždoňovi a dále všem, kteří se podíleli na sběru dat v terénu. Velký dík patří moji manželce Mgr. Daniele Havirové a synu Tobiasovi, obzvláště za trpělivost, pochopení a podporu, kterou mi po celou dobu poskytovali.

Abstrakt

Disertační práce je zaměřena na problematiku bezzásahového managementu přirozených horských smrčín v Hrubém Jeseníku (CHKO Jeseníky). Modelové území (jako potenciálně bezzásahové) je reprezentováno nejzachovalejším a největším komplexem přirozených horských smrčín v rámci Hrubého Jeseníku. Předmětné porosty jsou součástí NPR Praděd, PR Pod Jelení studánkou a PR Břidličná. Druhým objektem práce jsou porosty do vzdálenosti 1000 m bezprostředně navazující na potenciálně bezzásahové území.

Prvním cílem bylo zjistit, které faktory hrají důležitější roli ve formování struktury přirozených porostů, jestli jejich historie nebo faktory fyziografické (stanovištní podmínky). Porostní struktura byla hodnocena na základě mediánu tloušťky a výšky živých a odumřelých stromů, výšky a stupně zápoje živých stromů. Sběr dat probíhal na 10 kruhových plochách, každá s výměrou 3000 m² (5 na jižní a 5 na severní expozici). Nejdůležitějším faktorem ovlivňujícím strukturu zájmových porostů je jejich historie (věková struktura), která má vliv na střední hodnoty a rozptyly tloušťek a výšek stromů. Pouze absolutní výška stromů byla ovlivněna nadmořskou výškou a se stoupající nadmořskou výškou se snižoval také věk. Výsledky ukazují, že historie porostů (přirozené disturbance nebo managementové zásahy) má významnější dopad na strukturu porostů a jeho následnou dynamiku, než faktory prostředí.

Druhým cílem práce bylo kvantifikovat množství odrostlého zmlazení (v rozmezí od 0,5 m výšky > 2,5 m, s výčetní tloušťkou do 10 cm) potenciálně přeživšího silnou disturbancí a faktory, které jej ovlivňují. Pro tento účel bylo založeno 27 kruhových ploch, každá s výměrou 1000 m². Na 93 % území bylo zaznamenáno množství obnovy vyšší než 250 jedinců ha⁻¹ (medián 810 jedinců ha⁻¹). Pouze na 7 % ploch bylo zjištěno méně než 200 stromů ha⁻¹, na 44 % ploch dokonce víc než 1000 jedinců ha⁻¹. Odrostlá obnova vykazovala zároveň poměrně vysokou prostorovou a výškovou variabilitu. Zásadním faktorem majícím vliv na početnost obnovy smrku se ukázala kruhová základna stojících částí zlomů a průměrná tloušťka odumřelých stromů. Tyto faktory souvisí s vhodnými světelnými podmínkami a mikrostanovištěm. Dostatek odrostlé obnovy ve studovaném území zajistí i v případě disturbance resilienci a kontinuitu lesního prostředí.

V rámci třetího cíle byly pomocí algoritmu modelu „Predisposition Assessment System“ (NETHERER 2003, NETHERER & NOPP-MAYER 2005) vymezeny relativně

nejméně a nejvíce neohrožené oblasti puфраčního pásma do 1000 m od chráněných území. Čtvrtým cílem bylo na základě současného stavu navazujících porostů definovat dvě varianty možných managementových opatření.

Klíčová slova: disturbance, bezzásahový režim, horské smrkové lesy, puфраční pásma, lýkožrout smrkový, Hrubý Jeseník

Abstract

Dissertation is focused on the non-intervention management of natural mountain spruce forests in Hrubý Jeseník Mts (Protected landscape area Jeseníky). The study area (potentially non-intervention area) consists of the largest and best preserved complex of natural spruce forest in Hrubý Jeseník Mts. The studied stands are part of nature reserve Praděd, Pod Jelení studánkou and Břidličná. Forest stands closer than 500 and 1000 m, respectively, were also studied.

First goal of the study was to analyze, which factors influence stand structure of the studied forest, whether their history or physiographic factors (site conditions). Stand structure was evaluated using median and interquartile range of diameters and heights of living and dead trees and canopy closure. Data were collected on 10 circular 3000 m² plots (5 plots within southern and 5 plots within northern aspect). The most important factor influencing majority of structural parameters was the age structure (i.e. stand history), which affected the mean values and range of DBH and heights of trees. Altitude negatively influenced only the absolute height and age of trees. The results suggest that stand history has greater impact on forest structure than environmental factors.

Second goal of the study was to quantify the amount of advanced regeneration (> 0.5 m in height and < 10 cm in diameter) potentially surviving the disturbance, and to reveal factors that influence its quantity based on 27 circular 1000 m² plots within covering regularly the study area. More than 250 individuals ha⁻¹ (median 810 individuals ha⁻¹) was found on 93 % of study plots. Less than 200 individuals ha⁻¹ was found only on 7 % of plots and on 44 % of plots grew more than 1000 individuals ha⁻¹. Advanced regeneration also showed high spatial and vertical heterogeneity. A crucial factor affecting the abundance of spruce regeneration was basal area of snags and diameter of dead trees. I discuss that proper light conditions and suitable microhabitats are related to these factors. There is enough advanced regeneration in the study area to guarantee the forest resilience to disturbance and future forest continuity.

Within the third goal, the most sensitive areas to potential bark beetle outbreak was determined using the “Predisposition Assessment System” (NETHERER 2003, NETHERER & NOPP-MAYR 2005) for the 1000 m buffer zone of studied nature reserves.

Within the fourth goal, I propose two variants of the management of forest stand in the buffer zone based on the current state of those stands.

Key words: disturbance, non-intervention management, mountain spruce forest, buffer zone management, spruce bark beetle, Hrubý Jeseník

Obsah

1. Úvod	12
2. Cíle práce	15
3. Rozbor problematiky	18
3.1 <i>Disturbance v ekologických systémech</i>	18
3.2 <i>Disturbanční faktory horských smrkových lesů</i>	19
3.2.1 Vítr a lýkožrout smrkový	19
3.2.2 <i>Disturbance v současnosti</i>	20
3.3 <i>Staré a nové paradigma</i>	21
3.3.1 Tradiční model vývoje lesa	21
3.3.2 Nové pojetí vývoje lesa	22
3.3.3 Faktory ovlivňující strukturu horských smrčín	24
3.3.3.1 Historie porostů	24
3.3.3.2 Nadmořská výška	26
3.3.3.3 Expozice svahu	26
3.4 <i>Biologické dědictví</i>	27
3.4.1 Význam biologického dědictví v horských smrčínách	28
3.4.1.1 Vichřice	28
3.4.1.2 Lýkožrout smrkový	29
3.4.2 Význam vichřice a lýkožrouta smrkového v horském lese	30
3.4.2.1 Struktura	30
3.4.2.2 Obnova a resilience po disturbanci	31
3.4.2.3 Tlející dřevo	33

3.4.3 Raná sukcesní stádia = poškozený les?	35
3.5 <i>Problematika asanačních těžeb</i>	39
3.5.1 Organizmy a jejich prostředí	41
3.5.2 Ekosystémové procesy	42
3.5.2.1 Obnova a resilience lesního ekosystému	42
3.5.2.2 Disturbanční režimy	44
3.6 <i>Horské smrkové lesy střední Evropy</i>	45
3.6.1 Horské lesy a problematika spárkaté zvěře	47
3.7 <i>Bezzásahový režim v horských smrčínách</i>	48
3.7.1 Pufrační pásmo	49
3.7.2 Šířka pufračního pásma	49
3.7.3 Predispozice porostů na napadení lýkožroutem smrkovým	52
3.7.3.1 Lýkožrout smrkový	53
Bionomie	53
Průběh gradace	55
Přirození nepřátelé	56
3.7.4 Cílový stav porostů v pufračním pásmu vs. lýkožrout smrkový	57
4. Metodika	60
4.1 <i>Zájmové území, poloha a přírodní podmínky</i>	60
4.1.1 Historický vývoj porostů v chráněných územích	62
4.1.2 Disturbance v Hrubém Jeseníku	64
4.1.3 Současný management	64
4.2 <i>Analýza prostorové a věkové struktury</i>	66
4.2.1 Sběr dat	66
4.2.2 Zpracování dat	68

4.3	<i>Množství a struktura odrostlého zmlazení</i>	69
4.3.1	Sběr dat	69
4.3.2	Zpracování dat.....	70
4.4	<i>Predispozice navazujících porostů na napadení lýkožroutem smrkovým</i>	72
4.4.1	Sběr a zpracování dat.....	72
4.4.2	Popis modelu a výpočet	72
4.5	<i>Principy managementu porostů v pufračním pásmu</i>	75
4.5.1	Sběr a zpracování dat.....	75
5.	Výsledky	76
5.1	<i>Analýza prostorové a věkové struktury</i>	76
5.1.1	Věk a struktura porostů.....	76
5.1.2	Gradient nadmořské výšky a struktura porostů.....	77
5.1.3	Expozice a struktura porostů.....	77
5.1.4	Vztah vysvětlujících proměnných	78
5.2	<i>Množství a struktura odrostlého zmlazení</i>	82
5.2.1	Početnost obnovy.....	82
5.2.2	Výšková struktura.....	83
5.2.3	Vliv porostních a fyziografických charakteristik na početnost obnovy smrku	84
5.3.	<i>Predispozice navazujících porostů na napadení lýkožroutem smrkovým</i>	85
5.4.	<i>Východiska pro principy managementu porostů v pufračním pásmu</i>	86
5.4.1	Druhové složení (podíl smrku).....	86
5.4.2	Věková struktura	88
5.4.3	Lesní vegetační stupeň.....	89
5.4.4	Stanovištní podmínky	90
5.5	<i>Principy managementu porostů v pufračním pásmu</i>	91

5.5.1 Managementová varianta A	92
5.5.1.1 Výchova.....	92
5.5.1.2 Obnova	95
5.5.2 Managementová varianta B	96
5.5.2.1 Výchova.....	97
5.5.2.2 Obnova	99
6. Diskuze.....	102
6.1 Analýza prostorové a věkové struktury	102
6.2 Množství a struktura odrostlého zmlazení.....	104
6.2.1 Početnost obnovy.....	105
6.2.2 Výšková struktura.....	106
6.2.3 Vliv porostních a fyziografických charakteristik na početnost smrku	107
6.3. Predispozice navazujících porostů na napadení lýkožroutem smrkovým	109
6.4 Principy managementu porostů v puфраčním pásmu	112
7. Závěr a doporučení pro praxi	117
7.1 Analýza prostorové a věkové struktury	117
7.2 Množství a struktura odrostlého zmlazení.....	118
7.3. Predispozice navazujících porostů na napadení lýkožroutem smrkovým	119
7.4 Principy managementu porostů v puфраčním pásmu	120
7.5 Bezzásahový management v kontextu Hrubého Jeseníku.....	121
7.6 Náměty na další výzkum	125
8. Seznam literatury a použitých zdrojů.....	126
Seznam použitých zkratk	149
9. Publikační činnost	151
10. Seznam příloh	152

1. Úvod

V měřítku krátkého lidského života se může zdát, že příroda je neměnná, statická. Z pohledu časového horizontu přesahujícího délku lidského života dokládá studium geologických jevů, paleoekologie, paleobotaniky nebo dendroekologie, že příroda prodělává různé změny v čase, a to jak v měřítku regionálním, tak na úrovni celých biomů. Příroda by tedy měla být chápána jako kontinuum – jeden neopakovatelný obraz v neustálé proměně (POKORNÝ 2011).

Výsledky vědeckých prací posledních desetiletí přinesly řadu nových poznatků týkajících se dynamiky a obnovy horských smrkových lesů. Nejvýznamnějším poznatkem je skutečnost, že stabilita lesního ekosystému může tkvít v jeho nepředvídatelném permanentním rozpadu v různých časových a prostorových úrovních. Tyto poznatky posouvají dosavadní vnímání dynamiky lesního ekosystému od rovnovážného stavu ke stavu dynamickému, jehož hlavním aktérem jsou přirozená narušení – disturbance. V návaznosti na to se také ukazuje, že pochopení významu těchto změn a přirozené dynamiky ekosystému je nezbytné pro ochranu biologické rozmanitosti (BENGTSSON et al. 2000). V případě chráněných území, kde primárním cílem není ekonomický zisk, ale ochrana přírody a procesů, by mělo být akceptování přirozených disturbancí implementováno do principů jejich managementu. Vše závisí na cílech ochrany.

Evropské lesy byly dle historických záznamů starých přibližně 500 let neustále vystaveny různým disturbancím (SCHUCK & SCHELHAAS 2013). Disturbance jsou obecně vnímány jako přírodní síly určující dynamiku ekosystémů (FRELICH 2002), vytváří nové heterogenní prostředí a nové biotopy (FRANKLIN et al. 2007). Na druhé straně v případě obhospodařovaných ekosystémů, např. za účelem produkce dřeva, mohou způsobit významné ekonomické ztráty nebo narušit stanovené managementové cíle (SCHUCK & SCHELHAAS 2013). Zájem o tuto problematiku prudce vzrostl díky několika silným narušením v posledních dekadách.

Implementace přirozených disturbancí do principů managementu v případě smíšených nebo listnatých lesů nemá žádné další konsekvence z hlediska rizika šíření patogenů mimo narušenou plochu. Nicméně, uplatňování těchto principů ve smrkových lesích znamená naprosto odlišnou situaci. Nakumulováním dostatečného množství

dřevní hmoty pro namnožení se populace podkorního hmyzu (primárně lýkožrouta smrkového), hrozí téměř jistá gradace se známými důsledky – nekontrolovatelné šíření a poškozování níže položených kulturních smrkových lesů. Aby se takové situaci předešlo, je v chráněných územích nutné provádět včasné asanační zásahy. Jak dokládá řada studií, asanační zásahy způsobují výrazně odlišný (vzdálený) stav prostředí ve srovnání se stavem přírodním (LINDENMAYER et al. 2008). S ochranou biologické rozmanitosti také úzce souvisí nezastupitelná role tlejícího dřeva jako klíčového prvku lesního ekosystému (MÜLLER et al. 2010) a jeho obnovy (SVOBODA et al. 2010). Díky rozsáhlým narušením typu vichřice „Vivian“ v roce 1990 nebo „Lothar“ v roce 1999 a následné gradaci lýkožrouta smrkového se rovněž zintenzívnil výzkum související s jeho bionomií, fyto-sanitárními opatřeními, ekologický i ekonomický dopad na ekosystém (WERMELINGER 2004).

Problematika bezzásahového managementu ve vztahu k horským smrčínám v chráněných územích je v rámci České republiky (i v rámci Evropy) již delší dobu široce diskutovaným tématem na všech úrovních, včetně politické. Hlavním katalyzátorem je velkoplošný rozpad smrčín na Šumavě, v rámci zemí mimo ČR to jsou např. důsledky vichřice „Alžbeta“ z listopadu 2004 na Slovensku v Tatrách s následnou gradací lýkožrouta smrkového. Rozsáhlá chráněná území ponechána bez intervence člověka jsou v případě horských smrčín stále kontroverzním tématem. Někteří ochránci přírody se bojí ztráty starých porostů, což by zároveň mohlo negativně ovlivnit druhy závislé na těchto porostech, nebo ztráty, resp. zúžení genetické variability lokálních populací smrku. Primárním důvodem je obava z šíření patogenů (kůrovců) do níže položených produkčních lesů. Nechybí zde ani tradiční aspekt „zdravého zeleného lesa“ jako ideálu – lesa bez projevů škůdců, stejně tak „lesa uklizeného“ (LEHNERT et al. 2013). Na druhé straně, výsledky několika odborných prací ukazují, že některá paradigmata nutně vyžadují změnu pohledu na ochranu horských lesů (MÜLLER et al. 2008, SVOBODA et al. 2013).

Objektem předložené disertační práce jsou přirozené horské smrkové lesy Hrubého Jeseníku 8. lesního vegetačního stupně, které reprezentují ukázkou značně zachovalých přirozených lesů tohoto typu v rámci České republiky i v rámci střední Evropy. Vzhledem k jejich stáří, široké škále pralesovitých charakteristik na jedné straně, a na druhé straně nejnovějších poznatků o dynamice, obnově a biodiverzitě, vyvstává otázka jejich dalšího managementu. Protipólem ochrany přirozené dynamiky

horských smrčín je v kontextu intenzivního smrkového hospodaření v posledních staletích stav navazujících porostů. V případě, že dojde k narušení porostů v chráněném území, kde je předmětem ochrany klimaxová horská smrčina, je nutné počítat s tím, že tato disturbance bude mít daleko větší přesah nad rámec narušeného území, a to v podobě (nekontrolovatelné) mortality smrků způsobené kůrovcem také mimo chráněné území. Navazující porosty by měly tuto disperzi co nejvíce zmírnit, v ideálním případě jí zamezit.

Disertační práce je rozdělena na 4 části: cílem první části je ověřit, které faktory mají nejvýznamnější vliv na strukturu přirozené horské smrčiny. Je otázkou, jestli je struktura výsledkem vlivu historie porostů nebo více stanovištních podmínek. Druhá část práce se zabývá potenciálem a strukturou obnovy horského smrkového lesa. Za současných klimatických podmínek a charakteru porostů nelze v horských smrčinách Hrubého Jeseníku (v oblasti rezervací primárně zaměřených na ochranu přírody) vyloučit výskyt intenzivní větrné nebo hmyzí disturbance. Z těchto důvodů je zásadní otázkou, zda se horská smrčina opětovně obnoví a co má na stav obnovy nejvýznamnější vliv. Cílem třetího a čtvrtého bodu práce je vyhodnotit stav navazujících porostů, které by měly plnit účel puфраčního pásma, tj. zamezit disperzi lýkožrouta smrkového do níže položených hospodářských lesů. Šířka puфраční zóny byla stanovena na 1000 m od potenciálně bezzásahového území na základě řady studií, které se zabývají problematikou disperze lýkožrouta smrkového do prostoru, zejména ve vztahu ke vzniku nových ohnisek napadení. Třetí část práce má za cíl pomocí vybraného modelu pro výpočet ohroženosti podkorním hmyzem vymežit relativně nejméně a nejvíce ohrožené oblasti puфраčního pásma. Obsahem a cílem čtvrté části práce je definovat principy managementu navazujících porostů do 500, resp. 1000 m.

Uplatnění bezzásahovosti v přirozených horských smrčinách Hrubého Jeseníku bylo diskutováno již dříve. Jednou z příležitostí bylo projednání smlouvy mezi Lesy České republiky, s. p., a AOPK ČR o vymezení dalších bezzásahových území. Problematikou bezzásahovosti se podrobněji zabývala studie ČADY (2013). Disertační práce v této diskuzi pokračuje.

Formální úprava disertační práce vychází z platné směrnice děkana FLD ČZU v Praze¹.

¹ *Směrnice děkana č. 5/2013. Pravidla pro zpracování tezí disertační práce, autoreferátu a disertační práce uplatňované na FLD od 1. 8. 2013.* Praha, FLD ČZU v Praze: 24 s.

2. Cíle práce

Principy managementu přirozených horských smrkových lesů v chráněných územích by měly vycházet z aktuálních poznatků o jejich ekologii, přirozených procesech, obnově, dynamice tlejícího dřeva a z jejich současného stavu. Všechny tyto aspekty jsou vzájemně úzce provázány a hrají důležitou roli v ochraně biologické rozmanitosti horských lesů. Z nejnovějších poznatků o horských smrčínách vyplývá, že disturbance (vítr a lýkožrout smrkový) mají klíčovou roli ve formování jejich struktury (BRŮNA et al. 2013, SVOBODA et al. 2013, TROTSIUK et al. 2014), reprezentují určitý nástroj obnovy (WINTER et al. 2015a), určují dynamiku tlejícího dřeva (MÜLLER et al. 2010) nebo reorganizují pozměněný lesní ekosystém k přirozenějšímu stavu (MÜLLER et al. 2008). Na druhé straně, v souvislosti s disturbancemi panují obavy, zda se narušené ekosystémy ponechané bez intervence člověka obnoví a jak se budou v budoucnu vyvíjet (SCHÖNENBERGER 2002).

V kontextu bezzásahového managementu horských smrčín je zásadní skutečnost, že zachovalé přirozené porosty chráněných území jsou obklopeny převážně sekundárními smrkovými lesy, což je fenoménem nejenom České republiky. Vzhledem k nevhodnému druhovému složení a prostorové struktuře navazujících porostů hrozí v případě gradace lýkožrouta smrkového v chráněném území jeho nekontrolovatelné šíření mimo toto území, čehož důsledkem jsou značné škody na navazujících porostech. Především tyto skutečnosti nutí provádět v chráněných územích asanační těžby s cílem zamezit možné gradaci lýkožrouta smrkového a předejít tak škodám na hospodářských lesních porostech. Děje se tak i přes fakt, že asanační těžby nejsou z hlediska ochrany biologické rozmanitosti a přirozených procesů v horských smrčínách optimálním opatřením (LINDENMAYER et al. 2008). Jedním z možných řešení je vymezení dostatečně široké nárazníkové zóny navazující na bezzásahové území, za účelem co nejúčinnějšího zamezení šíření podkorního hmyzu. Doporučená šířka takové nárazníkové zóny je 500–1000 m (např. WICHMANN & RAVN 2001, NIKOLOV et al. 2014).

Horské smrčiny Hrubého Jeseníku v 8. lesním vegetačním stupni představují ukázkou značně zachovalých přirozených lesů tohoto typu v rámci České republiky i v rámci střední Evropy. Navzdory antropogennímu vlivu v minulosti se v porostech

studované oblasti díky poměrně dlouhodobému nerušenému vývoji vyvinula řada unikátních charakteristik a struktur typických pro pralesy s vysokým podílem tlejícího dřeva různých dimenzí a stupňů rozkladu, které hostí celou řadu vzácných druhů. Věk přesahující 200–250 let (několik stromů starších 350 let, nejstarší dokonce více než 400 let) také zajišťuje kontinuitu původních populací smrku (ČADA & SVOBODA 2011b, ČADA & SVOBODA 2012, ČADA 2013).

Objektem práce je největší komplex přirozených smrčín Hrubého Jeseníku, který je součástí 3 maloplošně zvláště chráněných území (NPR Praděd, PR Pod Jelení studánkou, PR Břidličná) a na něj navazující porosty do vzdálenosti 500, resp. 1000 m. Cílem práce není optimální vymezení bezzásahového území ani optimální návrh pufracího pásma z hlediska prostorových, terénních nebo současných porostních charakteristik.

Disertační práce si klade tyto otázky: Jsou pro výslednou strukturu porostů Hrubého Jeseníku důležitější stanovištní podmínky nebo historie porostů? Je také legitimní ptát se, jaký je potenciál obnovy a resilience lesního ekosystému v případě intenzivního narušení. Na straně druhé, jaký je současný stav navazujících porostů modelového území a jaký management vyžadují?

Na základě výše uvedeného byly stanoveny tyto konkrétní cíle práce:

1) Analyzovat prostorovou a věkovou strukturu přirozené horské smrčiny 8. lesního vegetačního stupně v Hrubém Jeseníku, konkrétně:

- a)* závislost struktury porostů a absolutních růstových parametrů na *(i)* věkové struktuře, *(ii)* nadmořské výšce a *(iii)* expozici svahu,
- b)* analyzovat věkovou strukturu ve vztahu k *(i)* expozici svahu a *(ii)* nadmořské výšce.

2) Analyzovat potenciál obnovy přirozené horské smrčiny v Hrubém Jeseníku:

- (i)* kvantifikovat množství potenciálně přeživších stromů v případě odumření horního stromového patra, *(ii)* popsat jejich výškovou strukturu a *(iii)* objasnit závislost množství obnovy smrku na struktuře porostu a fyziografických faktorech.

3) Na základě vybraného modelu pro výpočet ohroženosti porostů lýkožroutem smrkovým vymežit relativně nejméně a nejvíce ohrožené oblasti navazujících lesních

porostů do vzdálenosti 1000 m od chráněného (modelově bezzásahového) území ve vztahu k potenciálnímu riziku ohrožení lýkožroutem smrkovým.

4) Definovat principy dalšího managementu porostů ve vymezeném pufrčním pásmu.

3. Rozbor problematiky

3.1 *Disturbance v ekologických systémech*

Žádný ekosystém není statický, ale je více nebo méně ovlivňován různými narušeními – disturbancemi, které jsou znakem každého ekosystému (PICKETT & WHITE 1985, NOSS & COOPERRIDER 1994). Může se jednat o náhlou změnu anebo pouze změnu pozvolnou. Z pohledu ekologie je **disturbance** chápána jako jedinečná přechodná událost, která zabíjí, potlačuje nebo narušuje jednoho nebo více jedinců, tímto přímo či nepřímo otevírá prostor pro kolonizaci a rozvoj nových jedinců (SOUSA 1984). Dnes již klasická definice chápe disturbance jako samostatnou událost v prostoru a čase, která narušuje ekosystém, společenstvo nebo populační strukturu, mění dostupnost zdrojů nebo fyzikální prostředí (PICKETT & WHITE 1985). Mezi tato přirozená narušení lze zařadit požáry, vichřice, hmyzí gradace, povodně, sucho, působení velkých býložravců, půdní sesuvy nebo sopečné erupce. U disturbance lze rozlišit frekvenci, sílu a velikost – plochu, na které se odehrála, nebo synergii s dalšími disturbancemi (PICKETT & WHITE 1985, FRELICH 2002).

Podle PICKETT & WHITE (1985) disturbance v ekosystému představují:

- hlavní zdroj prostorové a časové heterogenity přírodních společenstev,
- přední selekční mechanismus v evoluci životních strategií,
- hybnou sílu koloběhu živin.

Pravidelnost – frekvence a intenzita určitého typu disturbance, resp. disturbance určuje **disturbanční režim** daného ekosystému, který má zásadní vliv na jeho vývoj v čase a prostoru (FRELICH 2002). Významná změna v porozumění dynamiky lesních ekosystémů a obecně vegetace přišla až ve druhé polovině 20. století (WHITE 1979). Do té doby byly disturbance považovány za výjimečné události iniciující sukcesní procesy spějící opět ke klimaxu – závěrečné fázi vývoje lesa. Klimaxové stádium vývoje lesního ekosystému bylo považováno za vysoce stabilní entitu. Zjištění, že přirozená narušení jsou jedním z nástrojů obnovy a ochrany biodiverzity ekosystémů mající významnou roli v jejich vývoji a dynamice, znamenalo mezi ekology důležitý posun (PICKETT & WHITE 1985, BENGTTSSON et al. 2000, KUULUVAINEN 2002, MORI 2011). V Evropě došlo ke zvýšení zájmu o porozumění těmto událostem na základě výskytu silných

vichřic v posledních desetiletích, a následných gradací podkorního hmyzu teprve nedávno.

3.2 Disturbanční faktory horských smrkových lesů

Hlavní disturbanční faktory určující dynamiku středoevropských horských lesů jsou vichřice (KORPEL 1989, SPLECHTNA et al. 2005, SCHUCK & SCHELHAAS 2013) a gradace podkorního hmyzu (KULAKOWSKI & BEBI 2004). Mezi další faktory ovlivňující horské lesy lze zahrnout houbové patogeny (KULAKOWSKI & BEBI 2004), okus zvěří (KORPEL 1989), lokálně laviny (KULAKOWSKI et al. 2006, KRUMM et al. 2011), z antropogenních zejména těžby různého charakteru a intenzity (LINDENMAYER et al. 2008) nebo imise (FANTA 2007).

3.2.1 Vítr a lýkožrout smrkový

Vítr představuje v temperátních lesích primární abiotický činitel. Studium historických pramenů a archivních materiálů ukázalo, že bořivé větry nejsou v prostoru střední Evropy ničím neobvyklým a vyskytovaly se zde za posledních 400–500 let relativně často (DOBROVOLNÝ & BRÁZDIL 2003, BRŮNA et al. 2013, SCHUCK & SCHELHAAS 2013). Nejstarší zmínka o ničivé vichřici na našem území pochází z roku 1139 (HOŠEK 1970), pouze od roku 1950 bylo v Evropě zaznamenáno více než 130 silných větrných smrštů. Z ekonomického hlediska působí na produkčních lesích značné škody, přibližně 51 % ze všech zaznamenaných škod v lesích byly doposud způsobeny silným větrem (SCHUCK & SCHELHAAS 2013).

Vichřice je zároveň hlavním iniciátorem přemnožení podkorního hmyzu (CHRISTIANSEN & BAKKE 1988, WERMELINGER 2004), což dělá z lýkožrouta smrkového nejvýznamnější biotický disturbanční činitel se značným dopadem na dynamiku a strukturu horských smrkových lesů (WERMELINGER 2004, GRODZKI et al. 2006). Projevuje se zde již zmiňovaný tzv. synergický efekt disturbancí (PICKETT & WHITE 1985), tj. vzájemná interakce mezi větrem a podkorním hmyzem (HOLEKSA & CYBULSKI 2001, ØKLAND & BJØRNSTAD 2006, SVOBODA et al. 2010).

3.2.2 Disturbance v současnosti

Velká narušení v podobě vichřic a gradací lýkožrouta smrkového v posledních desetiletích pozměnily horské lesy ve střední Evropě zásadním způsobem (SCHELHAAS et al. 2003, RAFFA et al. 2008). Hlavním důvodem je přirozená fluktuace výskytu narušení. Pokud v minulosti došlo k silné disturbanci, zpravidla následuje časová perioda bez silnějších narušení (ČADA et al. 2016). To poukazuje na skutečnost, že jedním z důvodů rozsáhlých disturbancí v posledních letech je nedostatek silnějších disturbancí v nedávné minulosti (LAUSH et al. 2013). Současná situace je umocněna probíhajícími klimatickými změnami (BROOKS 2013), které mají za následek lepší podmínky pro vývoj podkorního hmyzu a naopak oslabení smrkových porostů (MARINI et al. 2012, TEMPERLI et al. 2013, LANDSBERG & WARING 2014). Dalším potenciálním faktorem je management lesů v minulosti, prostřednictvím kterého docházelo k potlačování menších disturbancí, zvýšení podílu dospělých porostů v krajinném měřítku a tím k vyšší predispozici na narušení na rozsáhlých plochách (RAFFA et al. 2008, SEIDL et al. 2011, HOLEKSA et al. 2016). Nelze vyloučit ani absenci přesnějších a častějších údajů z minulosti ve srovnání s těmi současnými (SCHELHAAS et al. 2003).

Častější výskyt poměrně rozsáhlých disturbancí nutí k zamyšlení se nad jejich dalším managementem (RAFFA et al. 2008, LANDSBERG & WARING 2014). Proto se současný výzkum soustředí také na to, zda se narušené ekosystémy obnoví (SCHÖNENBERGER 2002), či dojde ke ztrátám starých pralesovitých porostů a s nimi souvisejícímu poklesu druhové rozmanitosti (SWANSON et al. 2011). Bývá také diskutována otázka narušení některých ekosystémových služeb a funkcí lesů, např. funkce protierozní nebo vázání uhlíku v ekosystému (RAFFA et al. 2008, SCHUCK & SCHELHAAS 2013), v neposlední řadě možné ekonomické dopady (LINDENMAYER et al. 2008).

Nejnovější poznatky o dynamice přirozených horských lesů ukazují, že pro ochranu jejich biologické rozmanitosti je nezbytně nutné pochopit disturbanční režimy, kterými byl a stále je lesní ekosystém formován, a tyto režimy akceptovat (MÜLLER et al. 2008, MÜLLER et al. 2010). Většina evropských druhů se totiž v těchto disturbančních režimech vyvíjela a adaptovala se na ně (NOSS & COOPERRIDER 1994, LINDENMAYER et al. 2008). Řada rostlinných a živočišných druhů není na narušení pouze adaptována, ale jejich přežití na disturbancích přímo závisí, například tím, že

vyžadují pouze určitou fázi vývoje lesa (LEHNERT et al. 2013, WINTER et al. 2015a). Když dojde k radikální změně těchto režimů, řada druhů nebude schopna se s touto změnou vyrovnat a daná populace může být potlačena anebo přímo vyhynout (NOSS & COOPERRIDER 1994, BENGTTSSON et al. 2000). Ekosystémy jsou zároveň adaptovány k obnově po disturbancech (MORI 2011). Z tohoto pohledu lze konstatovat, že změny ve formě přirozených narušení jsou pro jejich obnovu a biodiverzitu neodmyslitelnou součástí (KULAKOWSKI & BEBI 2004).

Na druhé straně, vzhledem ke klimatickým fluktuacím, významnému a dlouhodobému působení člověka na přírodní prostředí v několika posledních tisíciletích, obzvláště v posledních staletích (NOŽIČKA 1957), se už nedozvíme, jak se disturbance v krajinném měřítku v kontextu celého středoevropského prostoru projevovaly v době, kdy les pokrýval většinu území. Zároveň je nezbytné ptát se, jak se disturbance a disturbanční režimy v prostoru střední Evropy projevují, resp. jaké jsou jejich dopady při současné fragmentaci lesů na biodiverzitu, zda nejsou pro některé organizmy spíše kontraproduktivní. Platí to nejenom pro fragmentaci les vs. bezlesí, ale i přírodní vs. hospodářské – druhově a strukturou výrazně pozměněné lesy. Pro druhy, kterých existence závisí např. na starých porostech, může narušení těchto fragmentů za předpokladu, že okolní krajina neposkytuje vhodné biotopové možnosti, znamenat rovněž potlačení (LEHNERT et al. 2013) nebo vyhynutí (FRELICH 2002).

3.3 Staré a nové paradigma

3.3.1 Tradiční model vývoje lesa

V tradičním modelu vývoje lesa byla disturbance chápána spíše jako výjimečný stav. Tradiční model chápe dynamiku lesního ekosystému prostřednictvím jednotlivých sukcesních stádií majících zprvu relativně rychlý sled. Celý proces začíná sukcesí a je zakončen stabilním závěrečným typem lesa – klimaxem, určitým „ideálním“ stavem ve smyslu samoregulující se entity. Toto vyústění probíhá za relativně stabilních klimatických, půdních a hydrologických podmínek. Výsledkem je buď ekosystém bez významných změn, anebo zde probíhají mírné cyklické změny. Tento vyzrálý stav se vyznačuje dynamickou rovnováhou biomasy, struktury a druhového složení (MÍČHAL

1992b). Myšlenka klimaxu byla založena na předpokladu dlouhodobé stability lesního ekosystému (JOHNSON & MIYANISHI 2007).

Přírodní les je v tradičním pojetí chápán jako stabilní entita, jehož rozsáhlé narušení neplatí pro lesy střední Evropy, ale představuje spíš výjimku anebo pouze prostředek, pomocí kterého se les vrací na počátek celého vývojového cyklu. Celý proces začíná po rozsáhlém narušení od začátku, ekosystém prostřednictvím sekundární sukcese směřuje opět ke stejnému typu lesa – klimaxu – rovnovážnému stavu, primárně jako výsledku klimatických faktorů (MÍCHAL 1992b, BENGTTSSON et al. 2000). Narušení představuje v tomto pojetí jistou anomálii, po působení kterého probíhá další vývoj opět bez narušení (JOHNSON & MIYANISHI 2007).

Tradiční model pracující s teorií klimaxu byl vypracován pro ekosystémy mírného klimatického pásma, byly zde popsány 2 typy vývojových cyklů přírodních lesů, tj. velký a malý vývojový cyklus (KORPEL 1989). Autor, vycházející z různých klasifikačních schémat, rozdělil velký cyklus vývoje lesa na 3 základní sukcesní stádia, kdy v rámci jeho ontogenetického vývoje rozlišuje les přípravný, přechodový a závěrečný (klimaxový). U malého vývojového cyklu probíhajícího v rámci klimaxu bylo rozlišeno stádium dorůstání, optima – zralosti a stádium rozpadu. Model je založen víceméně na autogenní dynamice lesa, striktně vzato, jeho dynamika je určována výhradně stárnutím jednotlivých stromů.

V tomto pojetí vývoje lesního ekosystému platí paradigma, že lesní porost se rozpadá postupně maloplošně, velkoplošná narušení jsou vnímány jako síly narušující stabilitu (MÍCHAL 1992b).

3.3.2 Nové pojetí vývoje lesa

Na základě nejnovějších výzkumů, které se zabývají dynamikou horských smrkových lesů, se dochází k závěrům, že narušení na různě velkých plochách nejsou v horských smrkových lesích střední a východní Evropy v průběhu jejich vývoje ničím neobvyklým. Disturbance – v případě lesů mírného pásma vichřice a gradace podkorního hmyzu (FRELICH 2002, PANAYOTOV et al. 2011) – představují klíčové faktory pro formování jejich prostorové a věkové struktury, které generují variabilní mozaiku struktur a množství tlejícího dřeva po ploše. Nejedná se o události narušující

stabilitu nebo pouze o prostředek pro návrat lesního ekosystému na počátek svého ontogenetického vývoje. Podle nového pojetí vývoje lesa vykazují disturbance na úrovni krajiny vysokou variabilitu co do plochy, síly a frekvence.

V původních horských smrkových lesích Rumunska bylo zjištěno, že variabilita disturbancí se pohybuje od mortality jednotlivých stromů po souvislé narušené plochy o velikosti kolem 10–20 ha (SVOBODA et al. 2013). Značnou variabilitu narušení dokumentují i další studie z horských lesů v různých částech Evropy (MOTTA et al. 1999, HOLEKSA et al. 2006, PANAYOTOV et al. 2011, SVOBODA et al. 2012, BALANDA et al. 2013, JANDA et al. 2014, TROTSIUK et al. 2014). Studium pralesa na Trojmezné na Šumavě ukázalo působení středních až silných vichřic co do intenzity, a s nízkou frekvencí co do pravidelnosti (SVOBODA et al. 2011). Výsledky práce z pralesů Ukrajiny dokládají širokou škálu intenzity i frekvence, tyto porosty byly formovány slabými, středními i silnými disturbancemi (TROTSIUK et al. 2014). Horský les může být tedy formován velice silnými narušeními na desítkách až stovkách hektarů s frekvencí 100–250 let (ZIELONKA et al. 2010) anebo pravidelnějšími s frekvencí přibližně 10–100 let na plochách maximálně několik desítek hektarů (ČADA & SVOBODA 2011a, PANAYOTOV et al. 2011, SVOBODA et al. 2013). Navíc, počáteční plocha disturbance ještě nemusí znamenat konečný rozsah narušení, každá nová událost „překryje“ doklad o události předchozí. Může docházet k postupnému rozšiřování dříve narušených ploch a nejenom ke vzniku nových ploch bez dalšího narušení (JANDA et al. 2014, TROTSIUK et al. 2014). Disturbanční režimy obecně závisí na lokálních podmínkách, topografii terénu, frekvenci a intenzitě vichřic (FRELICH 2002). Na základě dostupných studií to platí i pro horský smrkový les v podmínkách střední Evropy.

Rovněž studie z boreálních lesů ukazují, že tradiční paradigma charakterizováno dichotomií velkoplošná vs. maloplošná dynamika, znamená značně zjednodušenou představu o přirozené dynamice lesa. Dynamika lesního ekosystému v boreální oblasti je mnohem složitější a projevuje se na velice variabilní časové i prostorové úrovni (KUULUVAINEN et al. 2014). Patrně nejenom v podmínkách temperátních lesů Evropy, ale i v lesích boreálních, je aplikace principů klimaxu velice obtížná a neodpovídá současným poznatkům (KUULUVAINEN et al. 2014).

V lesním ekosystému tedy disturbance představují události, které řídí jeho dynamiku, mají zásadní kontrolu nad jeho druhovou skladbou, prostorovou i věkovou

strukturou (FRELICH 2002, JOHNSON & MIYANISHI 2007, PANAYOTOV et al. 2011, SVOBODA et al. 2013, PANAYOTOV et al. 2015).

Podle FRELICHA (2002) se lesy v temperátní oblasti vyvíjí v krajinném měřítku v tzv. přerušované kvazi–rovnováže („*punctuated quasi-equilibrium*“), kdy menší disturbance udržují kvazi–rovnovážný stav mezi disturbancemi většími, silnějšími a ne tak častými, jakými jsou disturbance maloplošné na úrovni porostu. Kvazi–rovnovážný stav, kde se projevují pouze maloplošné a častější disturbance, může být přerušen rozsáhlejšími, ale méně častými disturbancemi, tzn., že kvazi–rovnovážný stav bude na určitou dobu přerušen.

Z pohledu časové i prostorové variability jednotlivých disturbančních událostí, resp. režimu disturbanceí, ztrácí tedy teorie klimaxu v tradičním pojetí na platnosti. Byla popsána hierarchie disturbančních režimů reflektující specifičnost, intenzitu a synergismus disturbanceí, která je základem pro určitou nerovnovážnou („*non-equilibrium*“) dynamiku ekosystému. Dokonce se nabízí úvaha, zda má vůbec smysl definovat disturbanční režimy nebo raději připustit přirozeně vysoce variabilní změny probíhající v ekologických systémech (MORI 2011).

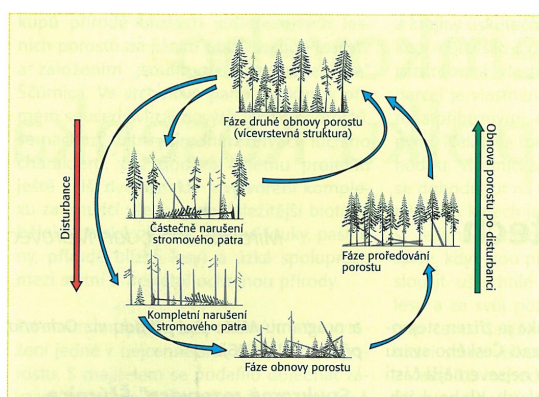
3.3.3 Faktory ovlivňující strukturu horských smrčín

3.3.3.1 Historie porostů

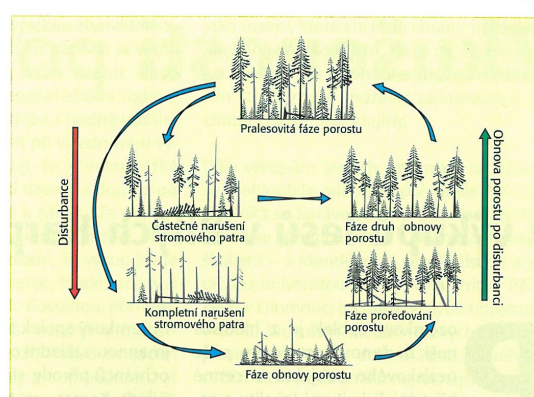
Prostorová struktura horského smrkového lesa je výsledkem řady faktorů. Jak již bylo zmíněno, nejvýznamnějším hybatelem struktury lesa jsou disturbance a disturbanční režimy (PANAYOTOV et al. 2011, BALANDA et al. 2013) s různou silou, frekvencí a intenzitou (FRELICH 2002, TROTSIUK et al. 2014, PANAYOTOV et al. 2015).

Striktně vzato, podle tradičního pojetí porostní dynamiky – tedy lesa jako „vysoce stabilní entity“ (WHITE 1979), by měla být výsledkem vývoje lesa komplikovaná pralesovitá struktura. Na základě nových poznatků co do rozsahu, intenzity, široké časové i prostorové variability disturbanceí, nemusí být taková komplikovaná vertikální struktura dosažena všude. Porosty, které jsou pravidelně (s frekvencí 100–200 let) narušovány intenzivními disturbancemi, nemají příležitost dosáhnout komplikované pralesovité struktury (KRAMER et al. 2001, ČADA et al. 2016). Výsledná struktura bude spíš uniformní – podobající se prvním fázím vývoje lesa v rámci sekundární sukcese

(HOLEKSA et al. 2006). To naznačuje, že ani porost s horizontálním zápojem nemusí být v přírodních lesích něco neobvyklého, protože prakticky zde není nikdy dosažen určitý „rovnovážný stav“. Tato „zjednodušená“ věková i prostorová struktura může tedy v přirozeném lese reflektovat zvýšenou frekvenci narušení (JOHNSON & MIYANISHI 2007, ČADA et al. 2016). Naopak, nižší frekvence a intenzita disturbancí dovoluje vzniku pralesovitých porostů, tj. porostů s komplikovanou strukturou (SVOBODA 2008 – obr. 1, PANAYOTOV et al. 2015, ČADA et al. 2016). Podle výsledků některých prací jsou pralesovité porosty spíše výsledkem pravidelných a častějších disturbancí, než výsledkem lineární sukcese podle tradičního pojetí vývoje lesa (LEHNERT et al. 2013, ČADA et al. 2016).



Obr. 2 Schéma vývoje horského smrkového lesa v území, kde intenzita disturbancí neumožní na jeho podstatné části vznik tzv. vývojově starých (z hlediska sekundární sukcese) pralesovitých porostů a převažují zde porosty v prvních fázích vývoje lesa po sekundární sukcesí. Na schématu jsou naznačeny jednotlivé porostní typy, které by se mohly v daném území vyskytovat. Každý porostní vývojový typ je výsledkem působení různé intenzity disturbance a procesu obnovy po disturbance. Pokud by v nějakém časovém období byla intenzita disturbancí vyšší, v území by dominovala mladší vývojová stadia (porostní typy).



Obr. 3 Schéma vývoje horského smrkového lesa v území, kde intenzita disturbancí umožní na jeho podstatné části vznik tzv. vývojově starých (z hlediska sekundární sukcese) pralesovitých porostů. Na schématu jsou naznačeny jednotlivé porostní typy, které by se mohly v daném území vyskytovat. Protože v tomto území je intenzita disturbancí nižší, v některých periodách by v podstatné části území mohly převažovat staré pralesovité porosty.

Obr. 1: Schémata vývoje lesa podle intenzity disturbancí (SVOBODA 2008)

Kromě toho, že významným hybatelem struktury lesa jsou disturbance a disturbanční režimy (např. PANAYOTOV et al. 2011, BALANDA et al. 2013) s různou silou, frekvencí a intenzitou (FRELICH 2002, TROTSIUK et al. 2014, PANAYOTOV et al. 2015), historie disturbancí ovlivňuje věkovou distribuci stromů, a tím i strukturu porostů (FRELICH 2002).

3.3.3.2 Nadmořská výška

Prostorová struktura horských smrčín je zároveň odrazem dalších faktorů, a to klimatických či fyziografických (MÍCHAL 1992b), přičemž teplota a srážky jsou nejdůležitějšími klimatickými faktory ovlivňujícími růst smrku (TJOELKER et al. 2007). Na vertikální a horizontální strukturu horských smrčín má významný vliv rovněž nadmořská výška. V důsledku kompetičních vztahů vedoucích k autoredukci je prostorová struktura horských smrčín v nižších polohách poměrně homogenní (SVOBODA & ZENÁHLÍKOVÁ 2009). Jak se porosty blíží své horní hranici, působením extrémních klimatických podmínek se snižuje výška a objem stromů (HOLEKSA et al. 2006), snižuje se také stupeň zápoje a struktura přechází v trvale mezernatou (MÍCHAL & PETŘÍČEK 1999). Zvyšuje se tendence stromů k jejich shlukování (KORPEL 1991, MOTTA et al. 2002, HOLEKSA et al. 2006, VORČÁK et al. 2006). V Jeseníkách, kde smrk tvoří horní hranici lesa, dochází k postupnému (difuznímu) vyznívání lesa s přechodem do přirozeného bezlesí (mimo nepůvodní klečové porosty) (ŠENFELDR et al. 2014). S nadmořskou výškou se mění i půdní poměry. Půdy se s jejím růstem stávají mělkými, zvyšuje se obsah skeletu a extremita. Nicméně pro růst smrku jsou půdní podmínky ve srovnání s teplotou a srážkami méně důležité (TJOELKER et al. 2007).

3.3.3.3 Expozice svahu

Určitou roli ve formování struktury horských smrčín hraje také expozice svahu, s níž v závislosti na sklonu roste solární radiace, která má v horských podmínkách největší variabilitu (LEONELLI et al. 2009). V důsledku toho se liší i stanovištní charakteristiky ve vztahu k rozdílné evapotranspiraci, hydrologickému režimu (NAVAS et al. 2007) a dynamice živin (HICK & FRANK 1984, CARLETTI et al. 2009).

Ve studii ze švýcarských Alp byla prokázána odlišná struktura horských smrkových lesů na severní a jižní expozici. Porosty na severních svazích jsou kvůli kratší vegetační době a déle trvající sněhové pokrývce více otevřené ve srovnání s porosty na jižní expozici. Na severní expozici může hrát jistou roli plazivý sníh, na obzvláště strmých svazích také laviny (KRUMM et al. 2011). Na severní expozici se

vzhledem k nižším teplotám může projevovat odlišná růstová strategie smrku (TJOELKER et al. 2007, MRHALOVÁ et al. 2015).

3.4 Biologické dědictví

Výsledkem každého přirozeného narušení je nové prostředí, které je charakterizováno specifickými znaky – specifickou strukturou. Tato struktura se liší v závislosti na typu disturbance, resp. disturbančním režimu, topografii terénu, ale také v závislosti na fyziografických charakteristikách nebo strategii obnovy příslušných druhů v ekosystému (FRANKLIN et al. 2007, LINDENMAYER et al. 2008). Soubor těchto znaků byl definován jako tzv. biologické dědictví. Biologické dědictví obecně zahrnuje organismy, organický materiál, tj. přeživší dospělé i nedospělé jedince včetně reprodukčního materiálu (semena, semenáčky, spory). Dále odumřelé jedince, organické zbytky, které zůstaly zachovány na místě po disturbanci, ale taky znaky po disturbanci předchozí s některými znaky předchozího porostu. Biologické dědictví jako pozůstatek po disturbanční události je nutné chápat i z hlediska struktur, které prostřednictvím disturbance vnikly (FRANKLIN et al. 2007).

Toto nově vzniklé prostředí plní v ekosystému širokou škálu funkcí: pomáhá při obnově ekosystému, anebo je součástí jeho obnovy (BAČE et al. 2015, NOVÁKOVÁ & EDWARDS-JONÁŠOVÁ 2015) a určuje míru resilience lesního ekosystému (MORI 2011, WINTER et al. 2015b), má vliv na sukcesní trajektorii (TURNER et al. 1998, in: LINDENMAYER & FRANKLIN 2002), umožňuje ostatním druhům přežít a setrvat na narušených plochách, poskytuje prostředí pro jejich (znovu)osídlení novými druhy (LINDENMAYER et al. 2008). Biologické dědictví dále poskytuje zdroje energie a živin, zejména v souvislosti se zachováním toků energie v půdě při ochraně půdních organizmů včetně zachování nebo obnovy mykorhizních vztahů (KOHM & FRANKLIN 1997), nebo stabilizuje přírodní podmínky po narušení (LINDENMAYER & FRANKLIN 2002).

Obecně jsou funkce dědictví chápány ve smyslu „záchranných člunů“ pro zachování genotypů a druhů *in situ*, což je obzvlášť důležité pro zachování biologické rozmanitosti v silně narušených ekosystémech (LINDENMAYER & FRANKLIN 2002, FRANKLIN et al. 2007). Zahnutí přirozených narušení do principů managementu lesních

ekosystémů vede k zachování nově vzniklého přírodního prostředí. Podle některých autorů mohou být takto souhrou časových i prostorových faktorů v dlouhodobém horizontu obnoveny disturbanční režimy i v ekosystémech se silně zjednodušenou druhovou skladbou a strukturou, jež vznikla v důsledku uniformního obhospodařování (LINDENMAYER & FRANKLIN 2002, LINDENMAYER & NOSS 2006, LEHNERT et al. 2013).

Z uvedeného vyplývá, že biologické dědictví je klíčovým komponentem v ochraně biologické rozmanitosti a procesů probíhajících v lesních ekosystémech, jeho ochrana by měla být prioritou obzvláště v managementu chráněných území (LINDENMAYER et al. 2008, MÜLLER et al. 2008, MÜLLER et al. 2010, LEHNERT et al. 2013).

3.4.1 Význam biologického dědictví v horských smrčínách

Biologické dědictví horských smrčín bude záviset především na intenzitě disturbance – v případě vichřice zejména na jejím rozsahu, přičemž následná intenzita gradace lýkožrouta smrkového se bude odvíjet hlavně od kombinace abiotických a biotických, topografických a fyziografických faktorů (např. MARINI et al. 2012, SPROULL et al. 2015). Neméně důležitý je stav – struktura lesního ekosystému před disturbancí. Řada jednotlivých znaků po vichřici a žíru lýkožrouta smrkového se vzájemně prolíná.

3.4.1.1 Vichřice

Plocha narušení dospělých porostů vichřicí závisí na věku, prostorové struktuře porostu, stanovištních i lokálních charakteristikách, míře antropogenního ovlivnění nebo době uplynuté od disturbance předešlé. Biologické dědictví bude úzce záležet na stavu lesa před narušením. Problematika velikosti disturbovaných ploch v přirozených porostech je poměrně komplikovaná a může být značně variabilní (podrobněji viz kap. 3.3.2).

Biologické dědictví vichřice je reprezentováno změnou světelných a vlhkostních podmínek lesního ekosystému (FORRESTER et al. 2012). Je tvořeno především ležícími polámanými kmeny stromů, vyvrácenými stromy s celými kořeny (ULANOVA 2000).

Nejmarkantnějším znakem působení disturbance v lesním ekosystému nejenom v horských smrčínách je akumulace biomasy – tlejícího dřeva. Strukturně se může jednat o jednotlivé ležící kmeny po ploše anebo jejich neprostupné hromady na různě velkých plochách. Vegetace v podrostu a semenná banka zůstává zpravidla neporušena, eventuálně může dojít k narušení podrostu rostoucího v bezprostřední blízkosti vývrátů, nemusí přežít zmlazení pod ležícími kmeny pro dlouhodobý nedostatek světla (FRANKLIN et al. 2007) nebo z důvodu jeho mechanického poškození (JONÁŠOVÁ et al. 2010). Prostřednictvím vývrátů dochází ke vzniku nových mikrostanovišť s obnaženou minerální půdou a zároveň se mění mikrotopografie terénu, tzv. „pit-and-mound system“ (ULANOVA 2000, WALDRON et al. 2013). Narušováním půdních profilů vývraty se zabývá celá řada prací zkoumajících jednotlivé aspekty této problematiky (např. ŠAMONIL et al. 2013, VALTERA et al. 2013) a není účelné ji zde podrobně rozebírat.

3.4.1.2 Lýkožrout smrkový

V důsledku žíru lýkožrouta smrkového dochází ke vzniku velkého množství odumřelých stromů za relativně krátkou dobu. V první fázi je to ve formě stojících souší, v pozdější fázi dochází k jejich prolomení větrem (STOKLAND et al. 2012), přirozená obnova zůstává neporušena (LEHNERT et al. 2013, FISCHER et al. 2015).

Odumřením horního stromového patra dochází také ke změně mikroklimatických podmínek (FORRESTER et al. 2012), dochází ke zrychlení toků živin v půdě, zvyšuje se pokryvnost přízemní vegetací (FISCHER et al. 2015), lesní ekosystém se tak dostává do počátečních sukcesních stádií, dochází k výrazným změnám v porostní struktuře, významně se mění poměr mrtvých a živých stromů (SWANSON et al. 2011, WINTER et al. 2015a). Část smrků také přežívá, BAČE et al. (2015) ve své studii z lokality Trojmezna na Šumavě uvádí hranici přežití gradace lýkožrouta smrkového ve výškovém rozpětí 2–4 m, přičemž výčetní tloušťka nepřesahovala 10 cm. V průběhu gradace v Tatrách byla dokonce detekována spodní hranice – minimální poškození smrků se střední výškou do 10 m a výčetní tloušťkou do 25 cm (NIKOLOV et al. 2011, SPROULL et al. 2015). Podíl, parametry a struktura přeživších stromů závisí na intenzitě gradace (MEZEI et al. 2014a, BAČE et al. 2015, SPROULL et al. 2015). Součástí biologického dědictví po žíru lýkožrouta smrkového mohou být i některé smrky, jejichž přežití je podmíněno určitými charakteristikami (JAKUŠ et al. 2011).

3.4.2 Význam vichřice a lýkožrouta smrkového v horském lese

3.4.2.1 Struktura

Působení větru vytváří nové horizontální i vertikální strukturní prvky. Změna pre-disturbančních charakteristik lesního ekosystému závisí na rozsahu narušení. „Patch“ nebo „gap dynamics“ obecně vytváří v lesním ekosystému vertikální i horizontální strukturní heterogenitu ve formě menších otevřených plošek. Důležitost ploch narušených větrem primárně spočívá v rozdílných mikroklimatických – tepelných a světelných podmínkách, ve srovnání s kompaktním lesním porostem. Lesní ekosystém se jednak dostává do počátečních sukcesních stádií (SWANSON et al. 2011) (podrobněji viz níže), jednak z otevřeného zápoje s dostatkem světla a tepla výrazně profituje řada saproxylických druhů, např. saproxyliční brouci (DUELLI et al. 2002). Jednotlivé porostní mezery se vyznačují rozličnými podmínkami, a to v závislosti na jejich velikosti, expozici apod. Postupný vznik porostních mezer různých velikostí zajišťuje na úrovni porostu i na úrovni krajiny kontinuitu rozmanitých vývojových stádií rozkladu dřeva, pomáhá vytvářet kontinuitu různých vývojových stádií lesa, a tím celý prostor diverzifikuje.

Krytím půdy ležícími kmeny nedochází k extrémním teplotním výkyvům v horních vrstvách půdního horizontu. Ležící kmeny ponechané v celých délkách plní zejména ve strmějších svazích i funkci protierozní, tj. dochází ke stabilizaci svahů (STEVENS 1997), tímto je zároveň omezeno rovněž vyplavování živin z půdy (STEVENS 1997, BOBIEC et al. 2005).

Pro vznik dalších strukturních charakteristik lesního ekosystému má vliv i druh dřeviny. Dřeviny s hlubším kořenovým systémem jsou ohrožené zlomením, jiné s mělkými povrchovými kořeny jak zlomy, tak i vývraty. V důsledku toho je zejména smrk, s kořenovým systémem rozvinutým do plochy, v půdě hůře zakotven, a proto dochází působením větru a mokrého sněhu především na vodou ovlivněných stanovištích snadno k vyvrácení celého stromu i s kořeny. Obzvláště důležitý je význam vývratů kromě jiného co do struktury. Pro biodiverzitu lesních ekosystémů tkví jejich význam v několika aspektech: vývraty pomáhají odkrývat různé substráty (humus, minerální půdu, kameny), vytváří heterogenitu přízemních vrstev (rozdíly v dostupnosti vody, tepla), narušují i přízemní vegetaci a tvoří prostor pro opětovnou kolonizaci.

Na základě vytvoření různých mikroklimatických, mikrotopografických a částečně i edafických podmínek přispívají vývraty k věkové, druhové a strukturní heterogenitě ekosystému (ULANOVA 2000, WALDRON et al. 2013), mají vliv na geomorfologii lesních půd (STEVENS 1997). Vyklopené kořeny vytváří v lesním ekosystému nový mikrorelief terénu, čímž dochází k diverzifikaci stanovištních podmínek na malé prostorové úrovni (SIMON et al. 2011). Vzniklé „valy“ jsou sušší, v terénních prohlubních se naopak často zachycuje voda. Rovněž dochází k obnažení minerálního půdního horizontu, který umožňuje snadnější vyklíčení zachycených semen. Význam těchto prvků – vyvýšených míst po vývratech – vývratových kup i obnažené půdy, se zvyšuje, pokud uchycení a odrůstání semenáčků znemožňuje vysoká pokryvnost bylinné vegetace (BAIER et al. 2007).

3.4.2.2 Obnova a resilience po disturbanci

Působení vichřice i lýkožrouta smrkového narušením horního stromového patra mění světelné, teplotní a vlhkostní podmínky (LEHNERT et al. 2013). Smrk jako dřevina v mladém věku snášející zástín, vyžaduje po určité době otevření zápoje horního stromového patra, jinak je nedostatek světla omezujícím faktorem pro jeho růst (ZIELONKA 2006). Pro následný růst již existujícího zmlazení do vyšších pater lesa, představuje vichřice a lýkožrout smrkový, otevírající zápoj mateřského porostu, zásadní fenomén (ULANOVA 2000, JONÁŠOVÁ & PRACH 2004). Dokonce jsou považovány za určitý nástroj obnovy horského lesa (JONÁŠOVÁ & PRACH 2004, NOVÁKOVÁ & EDWARDS-JONÁŠOVÁ 2015).

Sukcesní procesy na plochách narušených vichřicí a lýkožroutem smrkovým probíhají odlišně. V případě vichřice dochází prostřednictvím vývratů k narušování půdního povrchu a ke vzniku nových mikrostanovišť, tzv. „pit-and-mound system“ (ULANOVA 2000). Takto disturbované plochy poskytují příležitost pro obsazení snadno se šířitelnými pionýrskými dřevinami rostoucími mimo narušené území nebo ze semenné banky na narušeném území (JONÁŠOVÁ et al. 2010, SIMON et al. 2011). Na těchto plochách lze tedy očekávat větší množství pionýrských dřevin oproti stavu před disturbancí (FISCHER et al. 2002, WOHLGEMUTH et al. 2002).

Naopak, výsledným efektem gradace lýkožrouta smrkového je zpravidla vyšší množství přirozené obnovy smrku oproti plochám narušeným vichřicí. Na plochách po žiru podkorního hmyzu byl prokázán dočasně vyšší podíl jeřábu (JONÁŠOVÁ & PRACH 2004, NOVÁKOVÁ & EDWARDS-JONÁŠOVÁ 2015). I přes odumření stromového patra zůstává podrost prakticky nepoškozen (HEURICH 2009, LEHNERT et al. 2013), a tak na území po gradaci lýkožrouta smrkového lze očekávat akceleraci odrůstání stávající obnovy smrku a jeřábu v důsledku zvýšeného světelného požitku (NOVÁKOVÁ & EDWARDS-JONÁŠOVÁ 2015). Také byly potvrzeny prakticky téměř nulové změny ve složení stromové obnovy (JONÁŠOVÁ & PRACH 2008) a přízemní vegetace po odumření horního stromového patra v důsledku lýkožrouta smrkového (FISCHER et al. 2015).

Úspěšnost obnovy závisí na velkém množství faktorů, mezi nejdůležitější lze zařadit přírodní podmínky, vhodná mikrostanoviště a zdroj semenného materiálu (JONÁŠOVÁ & PRACH 2004, BAČE et al. 2009, BAČE et al. 2012). Podle některých studií je dostatečný počet jedinců nezbytný pro zachování kontinuity lesního prostředí v řádu několika stovek až tisíců jedinců ha^{-1} (OTT et al. 1997). MAYER & OTT (1991) považují za takový počet pro smrkový les alespoň 200 stromů ha^{-1} .

Množství, struktura a výšková variabilita přeživšího zmlazení, především po gradaci lýkožrouta smrkového, predikuje budoucí podobu porostu (BAČE et al. 2015). Množství obnovy se zvyšující se výškou stromků exponenciálně klesá (HEURICH 2009). Co se týče budoucí struktury, právě přeživší odrostlé zmlazení (> 50 cm výšky) lze vnímat jako na překlenovací dřevinnou složku mezi dvěma generacemi lesa, která zmírňuje efekt náhlé změny podmínek (vytváří zastíněná mikrostanoviště), protože náhlým otevřením zápoje zpravidla dochází k rozvoji přízemní vegetace a omezování nově vznikající přirozené obnovy (SWANSON et al. 2011). Odrostlé zmlazení má oproti zmlazení nižších výškových tříd výrazně menší mortalitu (HANSSEN et al. 2003). Proto je odrostlé zmlazení často dominantní složkou nově vznikajícího porostu, a zároveň důležitým iniciačním faktorem diverzifikace (TURNER et al. 1999).

Neprostupné hromady ležících stromů mohou sloužit jako biologická ochrana proti vniknutí spárkaté zvěře a okusu především listnatých dřevin (TURNER et al. 2003, BOBIEC et al. 2005, RAMMING et al. 2007). Ležící kmeny, pahýly nebo báze dospělých stromů poskytují konkurenční výhodu před hustou přízemní vegetací, tj. kapradin a trav (ULANOVA et al. 2000, HOLEKSA et al. 2003, BAIER et al. 2007, BAČE et al. 2011, BOTTERO et al. 2013, WILD et al. 2014).

3.4.2.3 Tlející dřevo

Po disturbanci dochází v ekosystému nejenom ke změnám ve struktuře, ale i ke změnám v množství odumřelé biomasy a dostupnosti zdrojů. Tlející dřevo se do ekosystému dostává mortalitou živých stromů působením abiotických činitelů (vítr, polomy v důsledku těžkého sněhu, sucho), činiteli biotickými (hmyzí gradace, houbové patogeny atd.), anebo v důsledku kompetičních vztahů na úrovni druhů, resp. jedinců stejného druhu. Další příčinou je fyzické stáří (STOKLAND et al. 2012).

Tlející dřevo plní v lesním ekosystému řadu funkcí. V první řadě má zásadní význam pro koloběh živin v ekosystému (STEVENS 1997, LINDENMAYER et al. 2008), ovlivňuje toky energie, má velký význam pro cyklus uhlíku (STOKLAND et al. 2012). I přesto, že koncentrace živin v kmenech a kůře je nižší, je tlející dřevo, vzhledem k velkému množství biomasy, v lesním ekosystému hlavním zdrojem živin. Kmeny velkých dimenzí můžou v ekosystému sloužit jako zdroj živin po více než 100 let (STEVENS 1997). Na základě srovnání obhospodařovaných a přírodních lesů v souvislosti s odstraňováním tlejícího dřeva byla u přírodních lesů zjištěna podstatně vyšší produktivita stanoviště než u lesů hospodářských (MERGANIČOVÁ et al. 2012).

Tlející dřevo je vedle půdy nejbohatší nikou lesního ekosystému (STOKLAND et al. 2012). Údaje o tom, kolik procent druhů je svými životními strategiemi spjato s tlejícím dřevem se liší, a to co do regionu nebo studované skupiny organismů. Obecně lze říci, že tlející dřevo představuje biotop pro přibližně 25–50 % druhů všech lesních organismů (SCHUCK et al. 2004, BOBIEC et al. 2005, STOKLAND et al. 2012). Patří zde řada saproxylických druhů (organismů vázaných na mrtvé dřevo v jakékoliv formě) jako jsou houby, mechorosty, lišejníky, brouci, ale i obojživelníci, plazi, ptáci i drobní savci (BOBIEC et al. 2005, POUŠKA et al. 2011, STOKLAND et al. 2012). Mnohé jsou vázány na různé fáze tlení, různou tloušťku, kvantitu i kvalitu, některé druhy jsou závislé na mrtvém dřevě pouze část svého života (STOKLAND et al. 2004, STOKLAND et al. 2012). Pro některé druhy slouží jako potrava, útočiště nebo místo pro rozhled do okolí (BOBIEC et al. 2005). Rychlost rozkladu dřeva závisí na řadě faktorů, patří zde stanovištní podmínky, forma tlejícího dřeva, objem kmene (HARMON et al. 1986). Tlející dřevo jako důležitý biotop pro řadu organismů a jeho celkový význam pro ekosystém byl rozpoznán až v první polovině 20. století (MERGANIČOVÁ et al. 2012).

Nejvíce používanou charakteristikou tlejícího dřeva jako indikátoru biodiverzity je jeho množství (STOKLAND et al. 2004). Řada studií potvrdila závislost druhové rozmanitosti a množství tlejícího dřeva. Stejně tak bylo zjištěno, že čím větší množství tlejícího dřeva se na lokalitě vyskytuje, tím větší variabilitu podmínek poskytuje pro výskyt různých druhů (MARTIKAINEN et al. 1999, MÜLLER & BÜTLER 2010, MÜLLER et al. 2010). Na druhé straně je podle SIMILÄ et al. (2003) diverzita (ve smyslu formy a stupně rozkladu) tlejícího dřeva pro druhovou rozmanitost důležitější než jeho množství, což platí zejména pro dřevokazné houby (POUSKA et al. 2011).

Názorným příkladem pro diverzitu mrtvého dřeva a osídlování různými organismy je jeho stupeň rozkladu. Dekompozice mrtvého dřeva úzce souvisí s mortalitním faktorem, kterým byl strom usmrčen. Vítr vyvrací anebo láme jednak stromy, které na to mají predispozici (např. stromy s různými kořenovými hnilobami), anebo zdravé stromy, kde následné rozkladné procesy začínají velice rychle měnit jejich vnitřní struktury. Na rozdíl od stromu, který uhynul nastojato (např. v důsledku narušení vodního režimu a následně působením podkorního hmyzu), nemají ležící stromy tendenci tak rychle usychat a kůra na nich zůstává delší dobu. To je jeden z klíčových důvodů, proč se společenstva dřevokazných hub a bezobratlí na vývratech a zlomech tak výrazně odlišují od společenstev na mrtvých stojících stromech, které relativně brzy po jejich odumření ztratily kůru (STOKLAND et al. 2012). Ze stejných důvodů se liší i úspěšnost přirozené obnovy, množství přirozené obnovy smrku na ležících zlomech po gradaci podkorního hmyzu je výrazně nižší (JONÁŠOVÁ & PRACH 2004). Důležitý interval je mezi odumřením a pádem (zlomením nebo vyvrácením) stromu. Pokud se stojící souš zlomí až po několika letech, rozkladné procesy i osídlování semenáčky je mnohem pomalejší (ZIELONKA 2006). Struktura a funkce mrtvého dřeva se mění v průběhu rozkladných procesů v čase.

Vzhledem k extrémním klimatickým podmínkám a saprofytickému chování smrku hraje tlející dřevo a mikrostanoviště s ním spojená důležitou roli rovněž při obnově horského lesa (MÍCHAL & PETŘÍČEK 1999, JONÁŠOVÁ & PRACH 2004, JONÁŠOVÁ & MATĚJKOVÁ 2007, BAČE et al. 2009, SVOBODA et al. 2010). Svou funkci plní jednak ve ztížených podmínkách, kde je vysoká konkurence další vegetace – traviny, kapradiny (PONGE et al. 1998, BAIER et al. 2007), „prodlužuje“ vegetační období pro růst smrkového zmlazení, „stabilizuje“ a jednak chrání před poškozením zmlazení při pohybu sněhu na prudkých svazích (BAIER et al. 2007). Tlející dřevo

zajišťuje pro obnovu i vhodné teplotní a vlhkostní podmínky (PONGE et al. 1998, BAČE et al. 2009), pro semenáčky poskytuje živiny jako substrát (BAIER et al. 2007). Podíl zmlazení smrku na tlejícím dřevě závisí na mnoha faktorech. ZIELONKA (2006) v horských lesích Polska zjistil, že podíl obnovy smrku na tlejícím dřevě může být až 20krát vyšší, než na minerální půdě (přibližně 43 %). JONÁŠOVÁ et al. (2010) doložili většinu obnovy smrku na tlejícím dřevě, někdy může být tento podíl až stoprocentní (NARUKAWA & YAMAMOTO 2002).

Ležící dřevo slouží jako významná zásobárna vody (HARMON & SEXTON 1995, BOBIEC et al. 2005), navíc svou vlhkostí anebo stíněním přispívá k udržování mikroklimatu přízemních vrstev lesa (BOTTERO et al. 2013). Tlející dřevo jako rezervoár vody plní obzvlášť důležitou funkci na lokalitách s mělkou půdou a na sušších skalnatých místech (BOBIEC et al. 2005).

Množství a forma úzce souvisí s fází vývoje lesa a jeho věkovou a prostorovou strukturou, typem disturbance, resp. disturbančním režimem, dynamikou stromového patra, produktivitou stanoviště a typem ekosystému (MERGANIČOVÁ et al. 2012). Co se týče horských smrkových lesů, např. SVOBODA (2005) zjistil na Šumavě v pralese na Trojmezí celkový objem tlejícího dřeva $255 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, z toho objem ležícího dřeva představoval $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. V boreálních lesích Skandinávie byl zjištěn objem tlejícího dřeva přibližně $50\text{--}150 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (SIITONEN 2001). Variabilita množství tlejícího dřeva je velice rozmanitá. Naprosto odlišná situace panuje obecně v hospodářských lesích, kde se objemy tlející hmoty pohybují v důsledku realizace asanačních nebo plánovaných výchovných a obnovních těžeb na podstatně nižších hodnotách. Množství tlejícího dřeva může bezprostředně po disturbanci dosáhnout až kolem $700 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (MÜLLER & BÜTLER 2010).

3.4.3 Raná sukcesní stádia = poškozený les?

Donedávna prakticky neexistovala příležitost pro dlouhodobá sledování vývoje druhové rozmanitosti a sukcesních procesů na samovolně se vyvíjejících plochách temperátních horských lesů střední Evropy po rozsáhlé disturbanci způsobené žírem lýkožrouta smrkového (JONÁŠOVÁ & PRACH 2008). Prvním a nejdéle se samovolně vyvíjejícím územím ve středoevropském prostoru je část území Národního parku

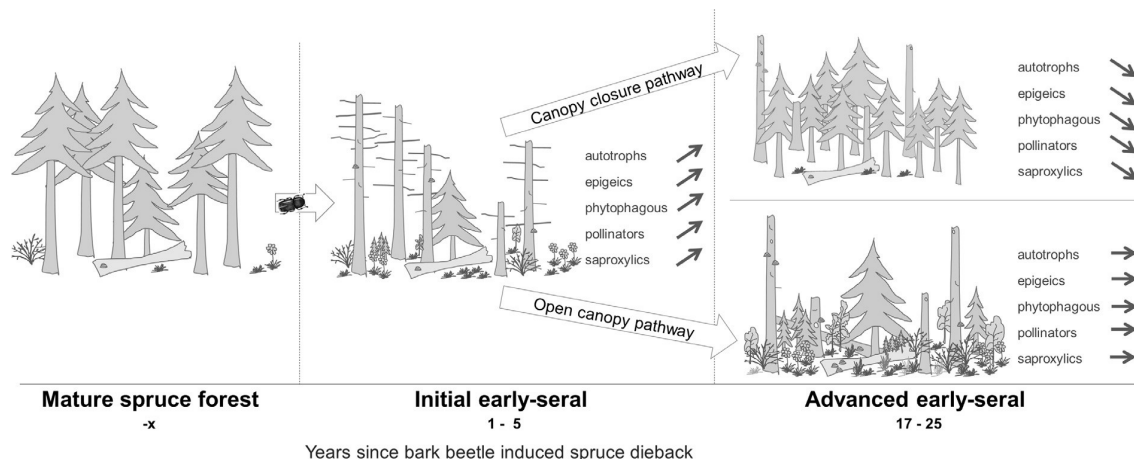
Bavorský les, kde v důsledku vichřice v roce 1983 následně došlo ke gradaci lýkožrouta smrkového na rozsáhlých plochách.

Na základě výsledků posledních studií z tohoto území se dochází k závěrům, že kombinace dostatečného množství tlejícího dřeva s nejmladšími sukcesními stádii vývoje lesa po kůrovcové disturbanci, představuje druhově nejbohatší prostředí v podmínkách temperátních horských lesů. LEHNERT et al. (2013) ve své studii zjistili, že tak vysoká diverzita je pravděpodobně kombinací všech dochovaných typů biologických dědictví, v nichž je schopna existovat řada pionýrských druhů, generalistů, oportunistů a specialistů. Byl zde zjištěn téměř dvojnásobný počet indikačních druhů preferujících otevřené lesní porosty. Jedinou z 24 sledovaných taxonomických skupin – disturbancí negativně ovlivněnou skupinou s nižším stupněm preference otevřeného zápoje – byli měkkýši (*Mollusca*), pravděpodobně kvůli snížené vlhkosti prostředí. Strukturní složitost spojená kombinací uzavřeného i otevřeného porostního zápoje, množstvím tlejícího dřeva, prostorová a časová variabilita stromové obnovy a rozmanitost vegetačních složek poskytují důležité biotopy pro druhy se zdánlivě kontrastními požadavky (MÜLLER et al. 2010, SWANSON et al. 2011, LEHNERT et al. 2013). Zde se také potvrzuje důležitost dochovaného biologického dědictví z hlediska kompozice (tlející dřevo) a struktury (stupeň zápoje, struktura obnovy) (FRANKLIN et al. 2007). Odezva saproxylických brouků na zvýšení zdrojů tlejícího dřeva a světla prokázala především pozitivní vliv na diverzitu vzácných druhů – „specialistů na jehličnanech“, ale i některých generalistů (MÜLLER et al. 2010). MÜLLER et al. (2008) také zjistili zvyšující se druhovou diverzitu saproxylických brouků směrem od uzavřeného lesa k porostní mezeře.

Nejmladší sukcesní stádia jsou zároveň velice dynamickou složkou lesního ekosystému a do nedávné doby jim z hlediska významu pro biodiverzitu nebyla připisována nijak významná role (SWANSON et al. 2011). Je tedy legitimní se ptát, jakou trajektorií se bude vyvíjet biodiverzita lesa (dynamika populací hmyzu, hub, rostlin a dalších) po disturbanci, resp. populace druhů vázaných na podmínky, které poskytují raná sukcesní stádia po disturbanci.

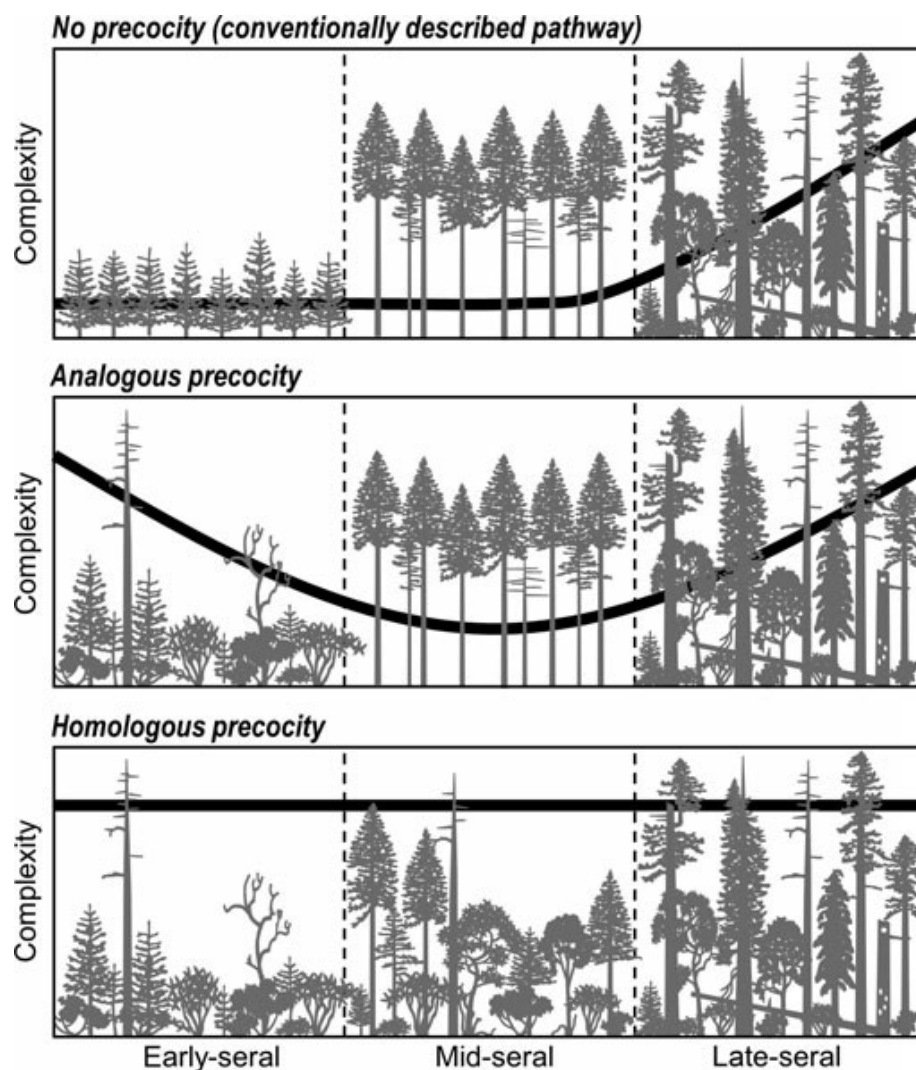
WINTER et al. (2015a) prokázali výrazné změny po gradaci lýkožrouta smrkového v heterogenitě struktury lesa, zlepšených světelných podmínkách, pokryvnosti přízemní vegetací a akumulací tlejícího dřeva. 25 let po žiru podkorního hmyzu měly jednotlivé taxonomické skupiny různou odezvu na změny v zápoji ranních sukcesních stádií v

čase. Bylo zjištěno, že ve třetí dekádě po disturbanci byla zachována poměrně významná variabilita světelných podmínek, a tudíž i vysoká diverzita druhů. Jak ukazují další práce, vysoká druhová diverzita závisí primárně na rychlosti uzavření stromového zápoje (obr. 2) (DONATO et al. 2012, SWANSON et al. 2014, WINTER et al. 2015a).



Obr. 2: Strukturální prvky a vliv uzavření zápoje na alfa-diverzitu různých taxonomických skupin ve třech fázích – před a po hmyzí disturbanci (NIERHAUS-WUNDERWALD, D., FORSTER, B., 2004, In: WINTER et al. 2015a)

Takových alternativních cest může být hypoteticky několik (obr. 3): od rychlého průběhu raných sukcesních fází, kdy se stromový zápoj po narušení uzavře poměrně rychle (varianta „No precocity“), anebo dojde k uchování strukturální rozmanitosti, kdy se porostní klenba prakticky nikdy úplně neuzavře, a tento stav může přetrvávat v průběhu celého života porostu (varianta „Homologous precocity“). Mezi uvedeným „rámcem“ vývoje mohou samozřejmě existovat různá přechodová stádia (DONATO et al. 2012).



Obr. 3: Tři alternativní sukcesní dráhy vývoje lesního ekosystému ve vztahu ke změně strukturní složitosti v jednotlivých fázích (DONATO et al. 2012)

Diverzita druhů se tedy mění ve vztahu k rychlosti uzavření zápoje a v závislosti na taxonomické skupině (LEHNERT et al. 2013, WINTER et al 2015a). Pokud porost dosáhne strukturní pralesovité fáze – druhová diverzita se pravděpodobně bude v důsledku otevřených plošek opětovně zvyšovat (obr. 3). I přes odlišný vzrůst a porostní charakteristiky je možné teoreticky konstatovat, že raná sukcesní stádia a pralesovité struktury starých porostů vykazují podobnou funkční složitost, a tudíž mohou vykazovat obdobně vysokou druhovou rozmanitost (DONATO et al. 2012).

Na základě výše uvedeného lze konstatovat, že označení lýkožrouta smrkového jako „klíčového druhu“ (MÜLLER et al. 2008) má své opodstatnění. Definice klíčového druhu („keystone species“) je primárně založena na pozorováních, že určitý druh plní v ekosystému klíčovou úlohu a jeho absence by mohla znamenat potlačení některých

druhů nebo dokonce rozvrácení ekosystému. Tyto druhy mají schopnost významně měnit prostředí a řada dalších druhů z tohoto nově vytvořeného prostředí profituje. Obzvláště zvýšení strukturní diverzity na úrovni krajiny může zabránit vymření některých vzácných saproxylických druhů, které doposud přežívaly pouze v izolovaných refugiích. Lýkožrout smrkový má vzhledem k neúměrně „malé“ početnosti významný vliv na (re)organizaci a funkci celého ekosystému. Zásadně mění strukturu lesa, jeho působením se mění světelný a teplotní režim, zvyšuje se dostupnost tlejícího dřeva, zásadně mění přírodní prostředí (MÜLLER et al. 2008). Obdobně to platí i pro boreální lesy. WESLIEN (1992) shrnuje, že přibližně 140 druhů parazitoidů, predátorů a saprofágů je spojeno s působením lýkožrouta smrkového v dynamice lesa.

Raná sukcesní stádia hrají v lesním ekosystému z hlediska biodiverzity významnou roli (FRANKLIN et al. 2002, In: WINTER et al. 2015a) a zcela určitě se nejedná o „poškozené“ lesy („damaged“ forests), jak proklamují některá tvrzení. V kombinaci s tlejícím dřevem představují z hlediska biologické rozmanitosti významný prvek zasluhující si pozornost (SWANSON et al. 2011, LEHNERT et al. 2013, WINTER et al. 2015a).

3.5 Problematika asanačních těžeb

Protipólem přírodních narušení v horských smrčínách jsou umělé zásahy, nejčastěji ve formě asanačních (sanitárních) těžeb, jejichž hlavním cílem je zamezit gradaci a následnému nekontrolovatelnému šíření podkorního hmyzu (LINDENMAYER et al. 2008). Dalšími důvody jsou obavy z narušení některých ekosystémových služeb a funkcí (RAFFA et al. 2008) nebo ekonomické dopady (LINDENMAYER et al. 2008). V případě potenciální gradace lýkožrouta smrkového je mimo jiné diskutováno i estetické hledisko (SHEPPARD & PICARD 2006). Systematické odstraňování odumírajících (někdy i odumřelých) stromů je obecně dáno historickým vývojem lesnického hospodaření s cílem udržení určité „porostní hygieny“ a zdravého zeleného lesa (CHRISTIANSEN & BAKKE 1988, WERMELINGER 2004), což se důsledně prakticovalo po téměř dvě staletí (BOBIEC et al. 2005). Tyto zásahy jsou stále běžnou praxí také v lesích chráněných území, kde primárním důvodem pro jejich provádění je ochrana níže položených navazujících produkčních lesů.

Z prostoru střední Evropy existuje poměrně málo studií, které by se zabývaly důsledky asanačních těžeb na biologickou rozmanitost a procesy v přirozených horských lesích. Tato situace je daná především skutečností, že asanační těžby byly prakticky všude hlavním managementovým opatřením po disturbance (SVOBODA et al. 2010, NOVÁKOVÁ & EDWARDS-JONÁŠOVÁ 2015). Z toho důvodu nebyl prostor pro dlouhodobé sledování přirozených procesů obnovy střeoevropských horských lesů po disturbance, zejména v důsledku žíru podkorního hmyzu (SCHELHAAS et al. 2003). Nebyla tedy ani příležitost porovnávat dopady aktivního a pasivního managementu na plochách po disturbance (JONÁŠOVÁ & PRACH 2008).

Jedním ze zásadních rozdílů mezi plánovanou těžbou „zeleného lesa“ a těžbou asanační je, že provádění asanačních těžeb může probíhat i tam, kde by za jiných okolností nikdy těžba neprobíhala, např. na silně podmáčených stanovištích nebo obtížně dostupných lokalitách, stejně tak v územích se statutem ochrany přírody. K asanačním zásahům dochází bez ohledu na věk a charakter porostů, plochu asanační těžby určuje rozsah disturbance, podstatně intenzivněji dochází k využívání lesní cestní sítě anebo k nutnosti budování nových komunikací (LINDENMAYER & NOSS 2006, LINDENMAYER et al. 2008).

Prováděním asanačních těžeb po disturbance dochází k poškozování, zničení nebo odstranění nového post-disturbančního prostředí – již diskutovaného biologického dědictví. Dopady asanačních těžeb na lesní ekosystém jsou v mnoha případech podstatně škodlivější než prvotní přirozená disturbance (LINDENMAYER & NOSS 2006, BOTTERO et al. 2013), ještě výrazněji mění podmínky po narušení než disturbance sama o sobě a vzdalují jej přírodnímu stavu (LINDENMAYER et al. 2008, STOKLAND et al. 2012, BOTTERO et al. 2013, WALDRON et al. 2013). Někdy se objevují argumenty, že vytěžený polom po větrné epizodě, potažmo holina po holoseči, imituje přirozenou disturbance. Toto tvrzení je mylné, protože takovým přístupem zanikly mnohé znaky přirozeného narušení (BENGTSSON et al. 2000, LINDENMAYER & NOSS 2006, LINDENMAYER et al. 2008). V boreálních lesích byly zkoumány rozdíly mezi přirozenými disturbancemi a aktivním lesnickým managementem. Oba přístupy umožnily vzniku stejných změn v porostním zápoji, nicméně jejich ekologický efekt na ostatní složky lesa byl výrazně odlišný (NIEMELÄ 1999).

Podle vzoru dostupných publikací (např. LINDENMAYER & NOSS 2006, LINDENMAYER et al. 2008) lze rozdělit dopady asanačních těžeb v lesním ekosystému

jako dopady na *a*) organizmy a jejich prostředí a na *b*) ekosystémové procesy. Oba aspekty jsou úzce provázány.

3.5.1 Organizmy a jejich prostředí

Nejmarkantnější dopad asanačních těžeb na organizmy spočívá v odstraňování (odvozu) dřevní hmoty (jako potenciálního tlejícího dřeva) po disturbanci. Význam tlejícího dřeva v ekosystému byl popsán v předešlých kapitolách. V případě odvozu dřevní hmoty po disturbanci dochází ke ztrátě substrátu, který daný organizmus ke své existenci potřebuje, nebo jej využívá pouze v určité vývojové fázi (STOKLAND et al. 2012). Obzvláště u saproxylických hub v horských smrčínách je vzhledem k jejich malým disperzním schopnostem důležitá kontinuita tlejícího dřeva v čase (STOKLAND & LARSSON 2011), jakož i kontinuita stádia rozkladu (POUSKA et al. 2011). Byl prokázán negativní vliv asanačních zásahů na prostředí saproxylických brouků (MÜLLER et al. 2010, STOKLAND et al. 2012). Kupříkladu BOHÁČ & MATĚJKA (2011) na referenčních plochách po holoseči a přirozených smrkových porostech po hmyzí disturbanci na Šumavě zjistili, že odvoz dřevní hmoty s následným vznikem holin výrazně ovlivnil strukturu společenstev brouků. Převládaly zde druhy tolerantní k výrazným změnám mikroklimatu – druhy typické pro nezastíněné biotopy. Odvoz dřevní hmoty eliminoval reliktní a náročné pralesní druhy. Na Šumavě byly po asanačních těžbách na holinách, ve srovnání s plochami bez zásahu, zjištěny významné rozdíly v pokryvnosti mechorostů prakticky již v prvním roce (JONÁŠOVÁ & PRACH 2008).

Kromě odvozu dřevní hmoty má významný vliv i odkorňování kůrovci napadených stromů. Absence kůry zpomaluje jak rozklad dřevní hmoty, tak i mění prostředí tlejícího dřeva změnou fyzikálních a chemických procesů v něm (LINDENMAYER et al. 2008). Odkornění má negativní vliv na některé druhy dřevokazných hub (KOMONEN et al. 2014), hmyzu (MÜLLER et al. 2010) a rychlejší obsazování kmenů semenáčky smrku (JONÁŠOVÁ & PRACH 2004). Pro některé skupiny organismů může být už samotná disturbance stresovým faktorem, což těžební aktivity ještě umocňují (LINDENMAYER et al. 2008).

Příkladem negativního dopadu asanačních těžeb jsou také změny hydrologických podmínek, zhutnění a eroze půdy (např. při přibližování nebo odvozu dřevní hmoty z narušené plochy), negativní vlivy na cyklus živin v ekosystému, extrémní teplotní výkyvy na asanovaných plochách s dopady na půdní organizmy, mykorhizní vztahy. V případě disturbancí na větších plochách narušuje provádění asanačních těžeb plynulý přechod mezi narušenou a nenarušenou plochou (LINDENMAYER et al. 2008). Mikrotopografie po vývratech může být asanačními zásahy také degradována (např. pojezdem těžké techniky). Nejčastějším důvodem zániku mikroreliefu je navrácení kořenů vývratů do původního stavu (BOTTERO et al. 2013).

3.5.2 Ekosystémové procesy

3.5.2.1 Obnova a resilience lesního ekosystému

Směr, kterým se bude ubírat obnova ekosystému po disturbanci, bude do značné míry záviset kromě typu disturbance také na tom, v jakém stavu a struktuře zůstalo zachováno post-disturbanční prostředí (např. LINDENMAYER et al. 2008). Jeho vývoj a obnova po disturbanci budou primárně předurčeny veškerými přeživšími stromy a zmlazením vzniklým po narušení (RAMMING et al. 2006, ŻYWIEC & LEDWOŃ 2008, JONÁŠOVÁ et al. 2010, BAČE et al. 2015).

Studie NOVÁKOVÉ & EDWARDS-JONÁŠOVÉ et al. (2015), srovnávající aktivní a pasivní management po disturbanci na Šumavě, prokázala značné rozdíly ve struktuře a početnosti obnovy i po 15 letech. Bylo zjištěno, že asanačními zásahy po disturbanci došlo v důsledku mechanického poškození k významnému snížení množství menšího zmlazení (< 50 cm výšky). To má mimo jiné za následek narušení procesu přirozené autoredukce nepřírozenou selekcí. Rozdíly ve struktuře a množství obnovy po disturbanci a následném aktivním, resp. pasivním managementu byly zjištěny také v Tatrách (JONÁŠOVÁ et al. 2010), Alpách (BOTTERO et al. 2013) nebo v boreálních lesích Kanady (WALDRON et al. 2013). V případě prostorové struktury mohou asanační těžby kůrovcem napadených stromů znamenat činnost, která narušuje mechanismus prostorového uspořádání obnovy koncentrované při bázi stojících stromů (WILD et al. 2014).

Vzhledem k saprofytickému chování smrku může mít odstraňování pro lýkožrouta atraktivních stromů (po vichřici) významné dopady na obnovu horských smrčín po disturbanci (JONÁŠOVÁ et al. 2010). Odstraňování (odvoz) tlejícího dřeva z porostů má tendenci obnovu smrku výrazně omezit nebo oddálit (JONÁŠOVÁ & MATĚJKOVÁ 2007). Významný účinek na oddálení obnovy má také odkorňování smrků, které významně prodlužuje rozkladné procesy tlejícího dřeva s dopadem na obnovu (ZIELONKA 2006). V boreálních lesích bylo poukázáno na problematiku homogenizace stádií rozkladu tlejícího dřeva a nutnosti těžby také zdravých stromů s cílem efektivní asanace nového narušení, které by jinak mohly přispívat k diverzifikaci světelných a teplotních podmínek (WALDRON et al. 2013). Největší poškození bylo zaznamenáno u tlejícího dřeva v nejvyšším stupni rozkladu (WALDRON et al. 2013), které je z hlediska druhového osídlení i významu pro obnovu lesa nejdůležitější (ZIELONKA 2006).

Určitou souvislost s obnovou naznačuje také porušení nebo eliminace struktur vzniklých po větru, kdy tyto neprostupné plochy mohou do značné míry zmírnit poškozování obnovy (především jeřábu, břízy) v oblastech s vysokou intenzitou okusu zvířít a posloužit jako určitá „východiska obnovy“. Řada prací význam těchto struktur po větrné disturbanci potvrdila (BOBIEC et al. 2005, KUPFERSCHMID & BUGMANN 2005, RAMMING et al. 2007, DE CHANTAL et al. 2009, BOTTERO et al. 2013).

Snížení potenciálu nebo změna druhového složení obnovy ekosystému, strukturní variability a oddálení přírodnímu stavu má také vliv na resilienci a budoucí charakter porostů (MORI 2011, FISCHER & FISCHER 2012, BAČE et al. 2015). Koncept resilience je definován schopností ekosystému vyrovnat se se změnami v důsledku přírodních (vichřice, klimatické změny) nebo antropogenních (exploatační těžby, kyselá depozice) faktorů. Nejvýznamnějším činitelem jsou antropogenní faktory, které schopnost resilience lesního ekosystému značně ovlivňují. Lidskými aktivitami – umělými disturbancemi může být resilience snížena nebo zcela ztracena (MORI 2011). Pokud by byla resilience snižována postupně (kumulativně) nebo silným vlivem najednou, již slabší disturbance, jakou by za jiných okolností byl ekosystému schopen tolerovat a vyrovnat se s ní, povede k neočekávané náhlé změně (MORI 2011). Jedním z klíčových prvků schopnosti resilience lesního ekosystému je struktura a množství obnovy vzniklé před disturbancí (WINTER et al. 2015b).

3.5.2.2 Disturbanční režimy

Asanační zásahy s cílem zmírnit nebo eliminovat dopady disturbance mohou mít zásadní dopad na disturbanční režimy lesního ekosystému (LINDENMAYER & NOSS 2006). Jedním z vhodných příkladů poukazujících na negativní důsledky změn disturbančních režimů v ekosystému jsou ekosystémy požární. Potlačování jednotlivých disturbančních událostí umělým zásahem může vést ke změně (zvýšení) intenzity disturbančního režimu, který se s velkou pravděpodobností později projeví v důsledku kumulativního účinku (TURNER 2010, MORI 2011). Jestliže dlouhodobě dochází k potlačování požárů, důsledkem je nakumulování biomasy, než kdyby zde za normálních podmínek postupně působily rozsahem menší a častější disturbanční události (disturbance menší intenzity s nízkou frekvencí). Pakliže dojde k dostatečné výšce a zvýšené hustotě podrostu, který by byl za působení přirozeného disturbančního režimu eliminován přibližně v tříročním intervalu, požár se dostane i do korun dospělých stromů, což následně mění dynamiku lesního ekosystému na dlouhou dobu (NOSS & COOPERRIDER 1994). Fenomémem potlačování disturbancí v požárních ekosystémech se zabývá celá řada prací (např. SHANG et al. 2007). V horských ekosystémech má významný dopad na strukturu a dynamiku lesa ve spojení s následnou změnou některých lesních společenstev zmirňování nebo potlačování působení lavin (KULAKOWSKI et al. 2006).

Obdobná paralela je pravděpodobná u potlačování především hmyzích disturbancí v horských smrčínách. Jak bylo uvedeno, v současné době je diskutována intenzita a frekvence disturbancí, která se v posledních desetiletí značně zvýšila (SCHEELHAS et al. 2003). Právě jedním z možných důvodů je permanentní potlačování různě intenzivních disturbancí v minulosti (RAFFA et al. 2008, SVOBODA & POUŠKA 2008, SVOBODA et al. 2012). Tento postup pravděpodobně vedl k výraznému zvýšení plošného podílu fyzicky starých porostů především v chráněných územích, které mají vysokou predispozici na různá narušení (SEIDL et al. 2011, BRŮNA et al. 2013, PRIMICIA et al. 2015, HOLEKSA et al. 2016). Dlouhodobé asanační opatření mohou být tedy jednou z příčin rozsáhlých disturbancí posledních desetiletí. V kombinaci s extrémními výkyvy počasí pravděpodobně dojde k jejich „jednorázovému“ rozpadu porostů na velké ploše (JONÁŠOVÁ 2013) – zvýší se intenzita narušení. Je pak otázkou, jak se takové ekosystémy budou (včetně porostů v chráněných územích majících přirozený

charakter) v případě disturbance vyvíjet a jak se odrazí dlouhodobá míra antropogenního vlivu na intenzitě disturbance (ØKLAND & BJØRNSTAD 2006, MORI 2011).

Díky asanačním těžbám kůrovcem obsazených stromů se ukazuje jako poměrně zásadní ještě jeden aspekt. Kácením napadených stromů vznikají nové porostní okraje, čímž v důsledku náhlého oslunění a teplotního stresu dochází k jejich oslabování a další infestaci (RAFFA et al. 2008). Jejich asanací dochází ke vzniku dalších porostních okrajů a „cyklus“ se opakuje. Někdy jsou dokonce káceny kůrovcem opuštěné stromy, které za jistých okolností mohou plnit mikroklimatickou funkci – zmírnit náhlé extrémní teplotní výkyvy a tím i potenciál dalšího napadení (GRODZKI et al. 2006, KAUTZ et al. 2013). Takový postup pouze urychluje rozpad, přičemž efekt asanačních opatření je poměrně malý (GRODZKI et al. 2003).

3.6 Horské smrkové lesy střední Evropy

Horské smrkové lesy 7. a 8. lesního vegetačního stupně jsou fyziognomicky charakterizovány jednoznačnou dominantou stromového patra – smrkem ztepilým (*Picea abies* L.) (MÍCHAL & PETŘÍČEK 1999). Smrk ztepilý má dnes rozlehlý eurasijský areál, zasahující přes celou Sibiř na východ až k Ochotskému moři. Asijský areál a nejméně chladnější části severovýchodní Evropy zabírá již smrk sibiřský (*Picea obovata*). Vlastní evropský areál smrku ztepilého má dvě od sebe oddělené části, a to severskou oblast a středoevropsko–balkánskou. V rámci středoevropsko–balkánské oblasti, která zaujímá pohoří střední a jihovýchodní Evropy, je to oblast Hercynsko–karpatská, do níž spadá značný podíl území České republiky a Hercynsko–sudetská středohoří včetně Jeseníků. Ze severu dále pak Krkonoše, Jizerské hory, Králický Sněžník, Krušné hory, Thüringer Wald a Harz, z jižní strany Waldviertel (Rakousko), Šumava, Bayerischer Wald, Český les a Pfälzer Wald (MUSIL et al. 2001). Smrk představuje dřevinu s vysokou ekologickou valencí (rozmezí podmínek, ve kterých je schopen existovat), malými nároky na teplo, vyššími nároky na vlhkost, schopnost snášet zástín se v průběhu jeho života mění, s rostoucím věkem klesá (MUSIL et al. 2001).

Druhou dřevinou, která se v různém množství podílí na druhovém složení horských smrkových lesů, je jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia* L.). Jeřáb zpravidla klíčí

a začíná svůj růst již pod porostním zápojem živých stromů ještě před tím, než je porostní zápoj otevřen nějakým narušením. Množství stromků závisí na zásobě již uchycených jeřábů před disturbancí, rostoucích pod dospělým smrkovým porostem (ŽYWIEC & LEDWOŃ 2008) – nejedná se tedy o typickou pionýrskou dřevinu. Bylo zjištěno, že je schopen setrvat pod porostem více než 10 let. Jeho adaptace na toleranci stínu (byť krátkodobě) spočívá v uzpůsobení výhonů, které jsou různého stáří. Jakmile odumře některý ze starších výhonů, je nahrazen mladším. Nicméně s narůstajícím věkem stoupají jeho nároky na světlo (MOTTA 2003). Jeřáb klíčí a přežívá nejčastěji v blízkosti porostních mezer, jednak kvůli k dostupnosti bočního světla a jednak z důvodu šíření prostřednictvím ptáků, kteří kolem těchto porostních okrajů nejčastěji odsedají (ŽYWIEC & LEDWOŃ 2008). Součástí horských smrčín je také javor klen. Vtroušeně se zde může vyskytovat jedle bělokora, více již buk lesní, množství buku a jedle významně závisí na expozici a stanovištních podmínkách (MÍCHAL & PETŘÍČEK 1999).

Horské smrčiny lze rozdělit do tří podtypů, a to na horské klimaxové smrčiny, podmačené a rašelinné smrčiny. Vyznačují se především specifickou flórou, faunou, strukturou i procesy. Typické jsou zde extrémní klimatické podmínky, dlouhotrvající sněhová pokrývka, krátká vegetační sezóna, nízká vrstva humusu, relativně humidní klima, pomalejší rozklad organické hmoty (MÍCHAL & PETŘÍČEK 1999). Jejich struktura je utvářena jednak variabilitou přirozených narušení (např. HOLEKSA et al. 2006, SVOBODA et al. 2012, TROTSIUK et al. 2014), jednak gradientem nadmořské výšky (KORPEL et al. 1991). S přibývajícím nadmořskou výškou klesá výška stromů, snižuje se jejich množství, objem, mění se prostorová struktura a hustota (KORPEL 1989, HOLEKSA et al. 2006). Porosty při horní hranici lesa jsou značně rozvolněné, mezernaté, jednotlivé stromy mají nižší štíhlostní koeficient, tvoří hloučky, až postupně se jejich množství snižuje a difuzně vyznívá do bezlesí, resp. navazují porosty borovice kleče. Přirozené horské smrčiny – více nebo méně ovlivněné člověkem, se v České republice dodnes dochovaly především na Šumavě, Krkonoších, Hrubém Jeseníku, Krušných horách, Jizerských horách (MÍCHAL & PETŘÍČEK 1999).

Vliv, který stále určoval a bude určovat vývoj jednotlivých biocenózy, je klimatická změna. Horské lesy lze vzhledem k jejich reliktnímu charakteru, mechanismům narušení a relativně limitovanému rozšíření považovat za ekosystémy nejvíce zranitelné v souvislosti s procesy, které doprovázejí změnu klimatu. Změna

v distribuci teplot a srážek v průběhu roku může vést k významným změnám ve složení jednotlivých biocenóz. Podle některých prognóz může dojít do roku 2030 ke zmenšení plochy území v podmínkách 6., 7. a 8. lesního vegetačního na území ČR až o dvě třetiny v porovnání se stávající plochou, což bude mít zcela zásadní dopad hlavně na přirozené rozšíření smrku (BUČEK & VLČKOVÁ 2009).

3.6.1 Horské lesy a problematika spárkaté zvěře

Neopomenutelným tématem ve vztahu nejenom k horským lesům je spárkatá zvěř a její vliv na obnovu. Zvěř je nedílnou součástí lesního ekosystému, a dokonce je považována za přirozený disturbanční činitel (FRELICH 2002). V původních lesích spíše lokálně určitým způsobem přispívala k mozaice struktury a druhové skladby lesa (BENGTSSON et al. 2000). Nicméně, v současné době vzhledem k výrazně pozmeněnému druhovému složení ve prospěch smrku a na řadě území téměř úplné absenci přirozených nepřátel (velkých šelem), je stav poněkud odlišný. Dochází k podstatně silnějšímu vlivu spárkaté zvěře na lesní ekosystémy, především v horských lesích, kdy okolní lesy neposkytují dostatečnou úživnost v důsledku poměrně (nepřirozeně) vysokého zastoupení smrku. Jejím vlivem dochází k ochuzování dřevinné skladby, což má při současném složení lesa významné důsledky. V horských smrkových lesích střední Evropy, kde kromě smrku je jejich trvalou součástí i jeřáb ptačí (MÍCHAL & PETŘÍČEK 1999), se projevuje především selektivní okus (KOŠULIČ 2010). Ten se významně projevuje na jeřábu, který je poškozován zvěří (především jelení) podstatně více a intenzivněji, kromě okusu je to i loupání kůry, vytloukání paroží apod. Problém poškozování zmlazení jeřábu zvěří je umocněn méně příznivými bioklimatickými podmínkami horských lesů a nižší frekvencí semenných roků (MOTTA 2003, KOŠULIČ 2010). V subalpínském stupni probíhá růst podstatně pomaleji než v nižších polohách, a tudíž na výraznější zablokování růstu obnovy zvěří postačí její zvýšený tlak na relativně krátkou dobu. Působením zvěře se tímto prodlužuje doba, za jakou jeřáb doroste do dostatečné výšky, aby nebyl dále poškozován. V podmínkách subalpínského stupně to může trvat i několik desetiletí navíc (MOTTA 2003).

Dopad takového nepřirozeně silného poškozování má ještě další konsekvence. Jedná se o problematické uplatňování jeřábu v přirozené dynamice horských lesů.

Kromě pozitivního vlivu na biologickou rozmanitost a strukturu lesa na různých prostorových úrovních, jeřáb zde plní i roli v ekosystémových procesech. Jeřáb jako (byť ne typická) pionýrská dřevina plní v sukcesních procesech horských lesů důležitou roli zejména při jejich resilienci (KOŠULIČ 2008) – schopnosti ekosystému rychleji se vrátit do výchozího stavu po skončení narušení, i když jeho obnova trvá ve vztahu k poměrně širokému výkyvu charakteristik (dospělý porost – disturbance – plocha po narušení – sekundární sukcese) podstatně delší dobu oproti jiným typům ekosystémů. Pro ochranu dynamiky jeřábu ptačího v horských lesích je klíčové zajistit jeho růst především na nově narušených plochách. Původ jeřábů na těchto plochách reprezentuje pozůstatek podrostu již odumřelého dospělého smrkového lesa. Prosvětlením nebo odstraněním zápoje dospělého smrkového lesa je nastartován jeho růst, schopnost kompetice se výrazně mění ve prospěch jeřábu (ŽYWIEC & LEDWOŃ 2008, NOVÁKOVÁ & EDWARDS-JONÁŠOVÁ 2015). Součástí sukcesních procesů v horských lesích jsou i další pionýrské dřeviny jako břízy, vrby apod. Jejich obnova probíhá v ekosystému odlišně – přímo na narušených plochách zpravidla až po disturbanci. Pionýrské dřeviny (r-stratégové) obecně dokáží přetrvávat v extrémně nízkých počtech a vzápětí využívat nahodilé příležitosti k explozivnímu početnímu růstu (MÍCHAL 1992b).

3.7 Bezzásahový režim v horských smrčínách

Nejnovější poznatky o dynamice, mechanismech obnovy, principech biologického dědictví a související biologické rozmanitosti přirozených horských smrčín poukazují na to, že neoptimalnějším managementovým opatřením je co nejmenší intervence do jejich přirozeného vývoje. Dříve, než dojde k rozhodnutí uplatnit v horských smrčínách bezzásahový management, je nutné brát v úvahu mimo řady dalších praktických aspektů konkrétního území ještě charakter navazujících porostů. Schopnost lýkožrouta smrkového nekontrolovaně se šířit do prostoru v případě gradace nelze při procesu managementového plánování v chráněných územích, nebo při jejich vyhlásování, resp. vymezení jádrových a pufračních zón, opomenout (NETHERER & NOPP-MAYR 2005, LINDENMAYER et al. 2008, KÄRVEMO et al. 2014). Obzvláště ve středoevropské kulturní krajině, kde jsou lesy dlouhodobě intenzivně

obhospodařovány, čehož důsledkem je jejich zjednodušená prostorová struktura i druhová skladba – převážně ve prospěch smrku (NOŽIČKA 1957, FANTA 2007).

3.7.1 Pufrační pásmo

Za účelem co nejvíce zabránit disperzi kůrovců do navazujících porostů, mimo území ponechané samovolnému vývoji, je nutné vymežit tzv. pufrační pásmo (ochrannou nebo nárazníkovou zónu). Mělo by tvořit bariéru mezi chráněným územím a níže položenými hospodářskými lesy (KINDLMANN et al. 2012, NIKOLOV et al. 2014). Zatím neexistuje přesný postup pro vymezení pufračního pásma, který by komplexně definoval populační hustotu lýkožrouta smrkového, jeho disperzi v čase a prostoru ve vztahu ke struktuře lesa apod. Určité dílčí výsledky přinesla studie z Boubínského a Žofínského pralesa zkoumající vztah prostorové struktury lesa (prostorové distribuce buků) a disperze lýkožrouta smrkového (VRŠKA et al. 2015). Obdobná práce vznikla také v Polsku, která pojednává o vztahu vertikální struktury smrkového lesa a disperzi brouků (HILSZCZAŃSKI et al. 2006). Nicméně doposud nebyla popsána celá složitost a komplexita procesu disperze (WERMELINGER 2004, KAUSRUD et al. 2012).

Rovněž je značně obtížné stanovit stupeň napadení porostů v bezzásahovém území, při kterém by ještě nedocházelo ke vzniku nových napadení v sousedních navazujících porostech (NIKOLOV et al. 2014), i když se touto problematikou několik studií zabývalo. MODLINGER et al. (2009) uvádí, že v rámci středoevropských horských smrčín lze množství do 10 napadených stromů na hektar považovat za únosnou hranici, při které je menší pravděpodobnost vzniku nových ohnisek, v boreálních lesích je to kolem 20 stromů (ERIKSSON et al. 2008). Každopádně v případě velkoplošné větrné disturbance (např. na ploše 10 ha, SVOBODA et al. 2013), jsou uvedené hodnoty mnohonásobně překročeny.

3.7.2 Šířka pufračního pásma

Šířka pufračního pásma byla v této práci stanovena na základě výsledků studií, které se zabývají průběhem gradace, disperzních schopností kůrovců v gradační fázi ve

středoevropských podmínkách a aktuálních poznatků z bionomie lýkožrouta smrkového – vztahu hostitelská rostlina vs. herbivor.

Z hlediska zkoumání šíření podkorního hmyzu do prostoru, lze u kůrovcovitých obecně rozlišit aktivní a pasivní let (WERMELINGER 2004), rozdíly v disperzi brouků do prostoru v latentním stavu a gradační fázi populace (KAUTZ et al. 2011, LAUSH et al. 2011, NIKOLOV et al. 2014), nebo disperzi v různých strukturách lesa (ZHANG et al. 1999, VRŠKA et al. 2015). Dále při různém druhovém složení lesa (ANGST et al. 2012), což je bezprostředně spojeno s rozdíly v šíření agregačních feromonů brouků do prostoru a se schopností detekovat hostitelský strom (BAIER et al. 2002). Délku disperze je možné také odvodit prostřednictvím opětovného zachycování označených brouků do feromonových lapačů (např. DUELLI et al. 1997).

Pro stanovení šířky pufráčního pásma se disertační práce opírá o poznatky týkající se aktivní disperze lýkožrouta smrkového. Zásadním předpokladem pro tento parametr je vzdálenost výskytu nových kůrovcových napadení od ohnisek z předchozího roku (NIKOLOV et al. 2014, VRŠKA et al. 2015). Pasivní disperze je nedostatečně objasněná, přičemž je známo, že pokud k ní dochází, tak se jedná o značné vzdálenosti, navíc s malým podílem takto migrujících brouků.

KAUTZ et al. (2011) analyzovali disperzi lýkožrouta smrkového v přirozených smrčínách Bavorského lesa na základě dat odvozených z infračervených leteckých snímků v průběhu 22 let. Výsledky studie ukázaly výrazně vyšší napadení v gradační fázi (ca o 30 %), kdy celkově vzniklo 65 % nových ohnisek v okruhu do 100 m od napadení předchozího, než ve fázi, kdy je populační hustota brouka v latentním stavu. Dále zaznamenali v gradační fázi 95 % nových ohnisek do 500 m od ohnisek předchozích. Studie potvrzuje sníženou selektivitu lýkožrouta při obsazování stromů v gradační fázi a tedy kratší vzdálenost šíření oproti latentnímu stavu populace. Převažující disperzi lýkožroutů do 500 m od ohniska napadení byly prokázány na dalších lokalitách v Národním parku Bavorský les (BECKER & SCHRÖTER 2000, LAUSH et al. 2011).

Výsledky práce WICHMANN & RAVNA (2001) ukázaly, že v gradační fázi populace lýkožrouta byla maximální vzdálenost nového napadení kolem 650 m od minulého napadení. Většina brouků neměla akční rádius větší než 500 m. K významnému snížení množství napadených stromů došlo v této studii již po 300 m.

Obdobně ve smrkových porostech navazujících na plochy narušené vichřicí ve Švýcarsku STADELMANN et al. (2014) zjistili, že v gradační fázi populace lýkožrouta bylo přibližně 83 % nových napadení zaznamenáno do 500 m od ohnisek vzniklých v předchozím roce. Disperze lýkožroutů se v jednotlivých letech gradace značně měnila (zjištěné rozmezí se pohybovalo mezi 30–750 m), nicméně výsledky ukázaly, že v průměru nebyla hranice 500 m překročena.

Analýza šíření lýkožrouta smrkového po vichřici „Alžbeta“ z listopadu 2004 v Tatranském národním parku na Slovensku ukázala, že v porostech navazujících na porosty narušené vichřicí bylo nejvíce napadení zaznamenáno do 100 m, více než 50 % z celkového poškození bylo detekováno do 300 m a přibližně 10 % v zóně 700–1000 m (NIKOLOV et al. 2014).

Významný vliv na rozdíly v disperzi kůrovců mají také některé charakteristiky porostů (struktura, druhové složení). KAUTZ et al. (2013) ve své studii zjistili, že počet zachycených brouků nemusí mít se zvyšující se vzdáleností od ohniska napadení nutně klesající trend. V latentním stavu populace může být tvar křivky početnosti se zvyšující se vzdáleností od ohniska napadení více závislý na dostupnosti oslabených stromů, např. čerstvých porostních okrajů, což platí hlavně v stejnorodých smrkových porostech. Ve fázi populační gradace hraje roli naopak zhoršení zdravotního stavu stromů v důsledku náhlého oslunění podstatně menší roli (KAUTZ et al. 2013), jelikož se v této situaci lýkožrout chová již neselektivně a obsazuje veškerý dostupný materiál (BYERS 2000, WICHMANN & RAVN 2001, HLÁSNY & TURČÁNI 2013). V latentním stavu jsou brouci nuceni vyhledávat pouze oslabené stromy a tak disperzní vzdálenost může snadno překročit uvedených 500 m, nicméně zase při nízké populační hustotě nevznikají větší ohniska (CHRISTIANSEN & BAKKE 1988). ZOLUBAS & DAGILIUS (2012) zaznamenali ve smrkových porostech v latentním stavu populace lýkožrouta průměrnou vzdálenost vzniku nových ohnisek přibližně 450 m.

ANGST et al. (2012) ve své práci ze Švýcarska zkoumali závislost mezi množstvím vypuštěných a opětovně zachycených brouků do feromonových lapačů a vzdálenosti od ohnisek napadení při různém druhovém složení lesa a v otevřené krajině. Bylo zjištěno, že šíření lýkožrouta je odlišné v otevřené krajině a v listnatých, resp. smíšených porostech ve prospěch listnáčů. Křivka početnosti disperze lýkožrouta v otevřené krajině začala velice rychle klesat již po 200 m přibližně na 25 %, v listnatých porostech byly obdobné hodnoty (20 %) dosaženy přibližně po vzdálenosti 400 m od ohniska

napadení. V přilehlých listnatých porostech byly zaznamenány více než trojnásobně vyšší záchyty oproti údajům získaným v otevřené krajině.

Z výsledků jednotlivých prací je patrná určitá variabilita v disperzi lýkožrouta smrkového, nicméně z uvedeného lze konstatovat, že nejvíce jsou ohroženy porosty přibližně do vzdálenosti 500 m od posledního ohniska napadení. Za touto vzdáleností následně míra poškození porostů v případě gradace lýkožrouta smrkového výrazně klesá přibližně na 7–10 %, přičemž pouze necelé 1 % brouků je schopno dosáhnout vzdálenost 1000 m (NIKOLOV et al. 2014). Za optimální šířku puфраčnického pásma lze považovat vzdálenost kolem 500 m od hranice potenciálně bezzásahového území. Porosty do uvedené vzdálenosti jsou pokládány za nejohroženější, přičemž zóna 500–1000 m by neměla být také opomíjena.

Uvedené vzdálenosti ovlivňuje zejména topografie terénu (kaňony nebo anemo-orografické systémy) a další specifické vlastnosti konkrétního území (KINDLMANN et al. 2012). Zásadní je rovněž populační hustota lýkožrouta (ERIKSSON et al. 2008).

3.7.3 Predispozice porostů na napadení lýkožroutem smrkovým

Jedním z užitečných nástrojů při vymezení puфраčnických pásem mohou být různé modely predikce (predispozice na narušení), které komplexněji reflektují poznatky o mechanizmech přírodních disturbancí v interakci s konkrétním prostředím a charakterem porostů. Zároveň pomáhají v efektivnějším managementovém rozhodování a umožňují optimalizovat pracovní a finanční prostředky na ochranu lesa (NETHERER & NOPP-MAYR 2005, SEIDL et al. 2011).

Se zvyšující se úrovní poznatků o bionomii a ekologii lýkožrouta smrkového v posledních letech (WERMELINGER 2004, MEZEI et al. 2014a, NIKOLOV et al. 2014) se odvíjí různé přístupy pro odhad predikce poškození porostů. Odhadu predikce může předcházet monitoring populační hustoty pomocí feromonových lapačů a navnazených stromů (HÜBERTZ et al. 1991, WESLIEN 1992, FACCOLI & STERGULC 2004), vyhodnocení porostních charakteristik (HILSZCZAŃSKI et al. 2006), vlastností stanoviště (DUTILLEUL et al. 2000) nebo kombinace porostních a stanovištních charakteristik (NETHERER & NOPP-MAYR 2005). Další přístup reprezentuje fenologický model (PHENIPS) simulující nástup jarního rojení, začátek infestace stromů dospělci a

potenciální počet generací v souvislosti s klimatickými údaji (BAIER et al. 2007). Komplexnější hodnocení predikce rizika napadení lýkožroutem smrkovým představuje kombinace fenologie a predispozičního přístupu na základě stanovištních a porostních charakteristik (SEIDL et al. 2007). Poměrně zajímavá zjištění přinesly komplexní analýzy průběhu gradace z Tatranského národního parku na Slovensku, kde byla zjištěna proměnlivost rolí jednotlivých porostních i fyziografických faktorů v závislosti na jednotlivých fázích gradace (MEZEI et al. 2014a, MEZEI 2014b, SPROULL et al. 2015).

3.7.3.1 Lýkožrout smrkový

Bionomie

Lýkožrout smrkový – *Ips typographus* (Linnaeus, 1758) je z lesnického hlediska považován za nejvážnějšího škůdce smrkových lesů, zejména smrku ztepilého napříč Eurasii (WERMELINGER 2004). V produkčních lesích představuje nejvýznamnějšího biotického škůdce smrkových lesních porostů, v jehož důsledku dochází ke značným ekonomickým ztrátám, narušení stanovených managementových cílů nebo některých ekosystémových služeb (LINDENMAYER et al. 2008, RAFFA et al. 2008, SCHUCK & SCHELHAAS 2013). Naopak v chráněných územích jsou gradace lýkožrouta smrkového spolu s větrnými narušeními vnímány z pohledu ekologie jako přirozený disturbanční faktor určující dynamiku horských smrkových lesů (KULAKOWSKI & BEBI 2004, SVOBODA et al. 2012) s významným vlivem na jejich strukturu a biodiverzitu (MÜLLER et al. 2010, LEHNERT et al. 2013, WINTER et al. 2015a). Dokonce byl kvůli interakci s velkým množstvím druhů, které benefitují z nově vzniklého prostředí, označen za *keystone species* – klíčový druh (MÜLLER et al. 2008).

Lýkožrout smrkový je schopen v nižších polohách a pahorkatinách vyprodukovat v průběhu vegetační sezóny 2 až 3 generace, v horských polohách zpravidla 1 generaci. Tento stav je primárně ovlivňován průběhem počasí, obzvláště teplotou. V našich podmínkách začíná jarní rojení v nižších a středních polohách na přelomu dubna a května, v horských polohách o měsíc později, letní rojení od poloviny června do začátku srpna (ZAHRADNÍK 2004). V případě, že suma teplot dnů po sobě následujících dosáhne určitou hodnotu – začíná rojení (ZUMR 1985). Jarní rojení je typické krátkými vzdálenostmi doletu, více soustředěné, letní se vyznačuje rozptýleností, je časově

rozvleklejší v důsledku postupného dokončování vývoje první generace (WERMELINGER 2004).

Lýkožrout je považován za sekundární činitel, prioritně obsazuje čerstvě vytěžené smrkové dříví, polomy a fyziologicky oslabené stojící stromy (suchem, imisemi, nebo v důsledku houbových patogenů apod.). Při malé populační hustotě – v latentním stavu – napadá pouze fyziologicky oslabené jedince, kteří nejsou schopni se v důsledku chemických změn v lýku dostatečně bránit (ZAHRADNÍK 2004). U těchto stromů dochází právě narušením vodního režimu ke snížení vodního tlaku, snížení produkce pryskyřice včetně dalších obranných sloučenin a ke zvýšenému vypouštění těkavých látek stromů do prostředí, které lákají různé druhy hmyzu, zejména kůrovce (BYERS 2000, KELSEY & JOSEPH 2001, ROUALT et al. 2006). Časný nástup jara, abnormálně vysoké teploty, suché a dlouhé léto urychlují jeho vývoj (ZAHRADNÍK 2004). Prahová teplota pro vývoj se pohybuje kolem 6–8,3 °C, pro kladení vajíček 11,4°C (WERMELINGER 2004), minimální teplota pro letovou aktivitu je přibližně 16,5 °C (LOBINGER 1994, In: WERMELINGER 2004). Na oslabený strom jsou lákáni jeho primárními atraktanty nejdříve samečci, tzv. pionýrstí brouci, kde hloubí tzv. „snubní komůrku“. Brouci mohou takový hostitelský strom najít i při náhodné disperzi v prostoru (CHRISTIANSEN & BAKKE 1988, BYERS 2000). Samičky jsou následně lákány agregačními feromony, na jednoho samečka připadají 1–3 samičky. Po spáření začíná samička hloubit mateřskou chodbu ve vertikálním směru, do zářezů klade přibližně 80 vajíček (WERMELINGER 2004). Po 6–18 dnech se z vajíček líhnou larvy, jejichž vývoj může trvat 7–50 dní. Období kukly trvá přibližně 8 dní, z kukel se líhnou bílí brouci, kteří postupně tmavnou, zároveň prodělávají zralostní žír a pohlavně dozrávají. Vývoj od zavrtání se samce po ukončení zralostního žíru trvá za příznivých podmínek 6–10 týdnů (ZAHRADNÍK 2004). Studie z Národního parku Bavorský les ukázala, že poměr pohlaví závisí na fázi gradace, v latentním stavu je přibližně 1:1. V případě progradace je podíl samic vysoko nad 50 %, při retrogradaci se tento poměr se samečky opět vyrovnává (LOBINGER 1996, In: WERMELINGER 2004). *Ips typographus* je doprovázen dalšími druhy, nejčastěji *Pythiogenes chalcographus*, *Ips amitinus*. Může založit i sesterské pokolení – jedná se o potomstvo založené samičkou, která po dílčím vykladení vajíček prodělala regenerační žír (ZAHRADNÍK 2004).

U populací kůrovců ve střední Evropě je reprodukce limitována kromě teploty i délkou dne. Bylo zjištěno, že od určité délky dne dochází k tzv. imaginální diapauze.

Za limitující délku dne pro zastavení reprodukce je považováno 14,7 hodin, kdy do diapauzy vstupuje asi 50 % brouků (DOLEŽAL & SEHNAL 2007). V našich zeměpisných šířkách to odpovídá přibližně polovině srpna. To platí pouze pro dospělé, nedospělá stádia nejsou na fotoperiodě závislá a jejich vývoj pokračuje přibližně do konce října do nástupu nízkých teplot (KINDLMANN et al. 2012), tj. do teplot v rozmezí 6–8,3°C (WERMELINGER 2004). Nicméně po překročení teploty 23°C ztrácí vliv fotoperiody na reprodukci a rojení lýkožrouta smrkového význam (DOLEŽAL & SEHNAL 2007). V podmínkách střední Evropy diapauza končí přibližně na přelomu prosince a ledna, posléze jsou brouci ve stavu tzv. kviescence, kdy čekají na zvýšení teploty pro aktivaci letových svalů pro jarní rojení (DOLEŽAL & SEHNAL 2007).

Průběh gradace

V důsledku zvýšení populační hustoty se lýkožrout smrkový stává významným činitelem, který zapříčiňuje odumření nejenom jednotlivých stromů, ale i rozsáhlých smrkových porostů (KAUTZ et al. 2011, KINDLMANN et al. 2012). Podrobné studium průběhu několika gradací z posledních desetiletí ukázalo určité zákonitosti vztahu různých faktorů a populační dynamiky lýkožrouta smrkového. Z řady prací vyplývá, že porostní charakteristiky představují významný predispoziční faktor pro infestaci porostů lýkožroutem. Pro iniciaci gradace jsou klíčové vnější síly oslabující hostitelské stromy, jakými jsou vichřice (RAFFA et al. 2008) nebo vhodné podmínky pro reprodukci, např. oslabení porostů v důsledku teplého a suchého počasí (FACCOLI 2009, MARINI et al. 2012). Vichřice nejenom poskytne vhodný materiál pro reprodukci brouka (CHRISTIANSEN & BAKKE 1988), ale dochází též k narušení zápoje porostů a ke vzniku čerstvých porostních stěn. Tyto stromy na čerstvých porostních okrajích jsou náhlým osluněním stresovány a získávají tak výrazně vyšší predispozici na infestaci (GRODZKI et al. 2003, HEDGREN et al. 2003, GRODZKI et al. 2006, JAKUŠ et al. 2011, KAUTZ et al. 2013, KÄRVEMO et al. 2014, MEZEI et al. 2014b). Byla zjištěna proměnlivost významnosti jednotlivých faktorů v závislosti na fázi gradace (MEZEI et al. 2014a, MEZEI 2014b, SPROULL et al. 2015). V počáteční fázi gradace lýkožrout smrkový preferoval stromy v nižších nadmořských výškách na osluněných lokalitách s vyšším štíhlostním koeficientem a kratšími korunami, tj. stromy nejsnadněji zdolatelné. S rostoucí populační hustotou naopak klesá jeho selektivita vůči parametrům

hostitelských stromů (WICHMANN & RAVN 2001, RAFFA et al. 2008, MEZEI et al. 2014a). Brouci obsazovali v důsledku vysoké populační hustoty pro ně i méně atraktivní stromy, zdolávali obranné mechanismy fyziologicky zdatnějších jedinců. Postupně dokonce došlo k jejich přesunu do klimaticky méně příznivých lokalit – do vyšších nadmořských výšek (LAUSH et al. 2011, MEZEI et al. 2014a). Při retrogradaci obsazovali nejméně vhodné hostitelské stromy a postupně se začala snižovat populační hustota.

Dynamika gradace závisí rovněž na interakci mezi lokální populací a populací z dalších zdrojů v okolí. Lokální populace se vzhledem k přezimování brouků pod kůrou nebo v hrabance kumulují a zvyšují tak pravděpodobnost úspěšného obsazení okolních stromů (ERIKSSON et al. 2008, STADELMANN et al. 2013). Pod určitou hranici velikosti lokální populace nejsou brouci schopni zahájit úspěšnou kolonizaci nových stromů a většina brouků má tendenci lokalitu opouštět a rozptylovat se po okolí. Překročením této hranice zase vzniká dostatek nově napadených stromů, a tímto dochází ke snižování emigrujících brouků a populace se naopak zvyšuje dotováním imigrujícími brouky z okolí (ERIKSSON et al. 2008). Děje se tak v důsledku vylučování většího množství atraktantů do prostředí (SPROULL et al. 2015).

V kombinaci se snížením nebo vyčerpáním potravních zdrojů a nevhodnými klimatickými podmínkami postupně dochází ke snižování populační hustoty, až populace dosáhne denzity před gradací (GRODZKI et al. 2003, GRODZKI et al. 2006, JAKUŠ et al. 2003, JACTEL & BROCKERHOFF 2007, RAFFA et al. 2008, BOONE et al. 2011).

Přirození nepřátelé

Kromě průběhu počasí, nadmořské výšky, obranných reakcí, charakteru stromů a celých porostů, hrají v populační dynamice kůrovců roli taky přirození nepřátelé a různé patogeny. Donedávna byla přirozeným nepřítelům kůrovců věnována minimální pozornost, nicméně v posledních dekádách byla na základě výsledků řady prací jejich regulační kapacita přehodnocena (WERMELINGER 2004). Mezi významné přirozené nepřátele lýkožrouta smrkového patří pestrokrovečník mravenčí (*Thanasimus formicarius*) (CHRISTIANSEN & BAKKE 1988), drabčíkovití (*Staphylinidae*), dvoukřídlí (*Medetera*), parazitoidi jako např. lumčící (*Braconidae*), celá řada roztočů (např. *Uropoda*), entomopatogenní houby (různé druhy rodu *Beauveria*) (LANDA et al. 2007),

z ptáků šplhavci (FAYT et al. 2005). Dokonce při vyšších stupních napadení bývají mateřské chodby kratší, s čímž souvisí menší počet vajíček, v důsledku protínání larválních chodeb může docházet i v rámci vnitrodruhové konkurence ke kanibalismu larev, a tím ke snižování jejich početnosti (CHRISTIANSEN & BAKKE 1988, KINDLMANN et al. 2012).

Některé studie ukázaly, že početnost kůrovcovitých a jejich přirozených nepřátel vzájemně úzce souvisí s množstvím a diverzitou tlejícího dřeva. Řada predátorů a parazitoidů napadá primární i sekundární kůrovcovité druhy. To by mohlo znamenat, že konkurence, predace a parasitismus kontrolují populace kůrovcovitých účinně v pralesovitých lesích a udržují je do určité míry v latentním stavu (MARTIKAINEN et al. 1999). Dle aktuálních poznatků byla kupříkladu ze šplhavců zaznamenána nejvyšší odezva na populační hustotu lýkožrouta u datlíka tříprstého. Působení datlovitých může mít také nepřímý vliv na populace podkorního hmyzu, a to pouhým narušením kůry při vyhledávání jeho larev nebo jiných vývojových stádií. Šplhavci tak mění mikroprostředí – narušením kůry dochází k jejímu usychání, a tak často k narušení zdárného vývoje podkorního hmyzu.

3.7.4 Cílový stav porostů v pufrčním pásmu vs. lýkožrout smrkový

Cílový stav navazujících porostů musí být takový, aby v případě gradace lýkožrouta smrkového nedocházelo k jeho disperzi a následným škodám na níže položených produkčních lesích. Z hlediska odolnosti a schopnosti porostů tlumit nebo zastavit jeho disperzi, jsou nejvýznamnějšími parametry věk, podíl smrku (NETHERER & NOPP-MAYR 2005, HLÁSNY & TURČÁNI 2013), struktura lesa (HILSZCZAŃSKI et al. 2006, VRŠKA et al. 2015) a při určité populační hustotě také stanovištní podmínky, které umožňují vitálním smrkům prostřednictvím vylučování pryskyřice se efektivně bránit nalétávajícím broukům (DUTILLEUL et al. 2000, HLÁSNY & TURČÁNI 2013).

Lýkožrout smrkový nejčastěji obsazuje porosty starší 60 let (ZAHRADNÍK 2004, NETHERER & NOPP-MAYR 2005), nicméně v gradační fázi to mohou být i mladší porosty ve věku 40–50 let (NIKOLOV et al. 2014). Ve vztahu k druhovému složení porostů bylo prokázáno, že s klesajícím podílem smrku výrazně klesá i početnost brouků při disperzi do prostoru (ANGST et al. 2012). Přimíšené dřeviny zpravidla představují určitou

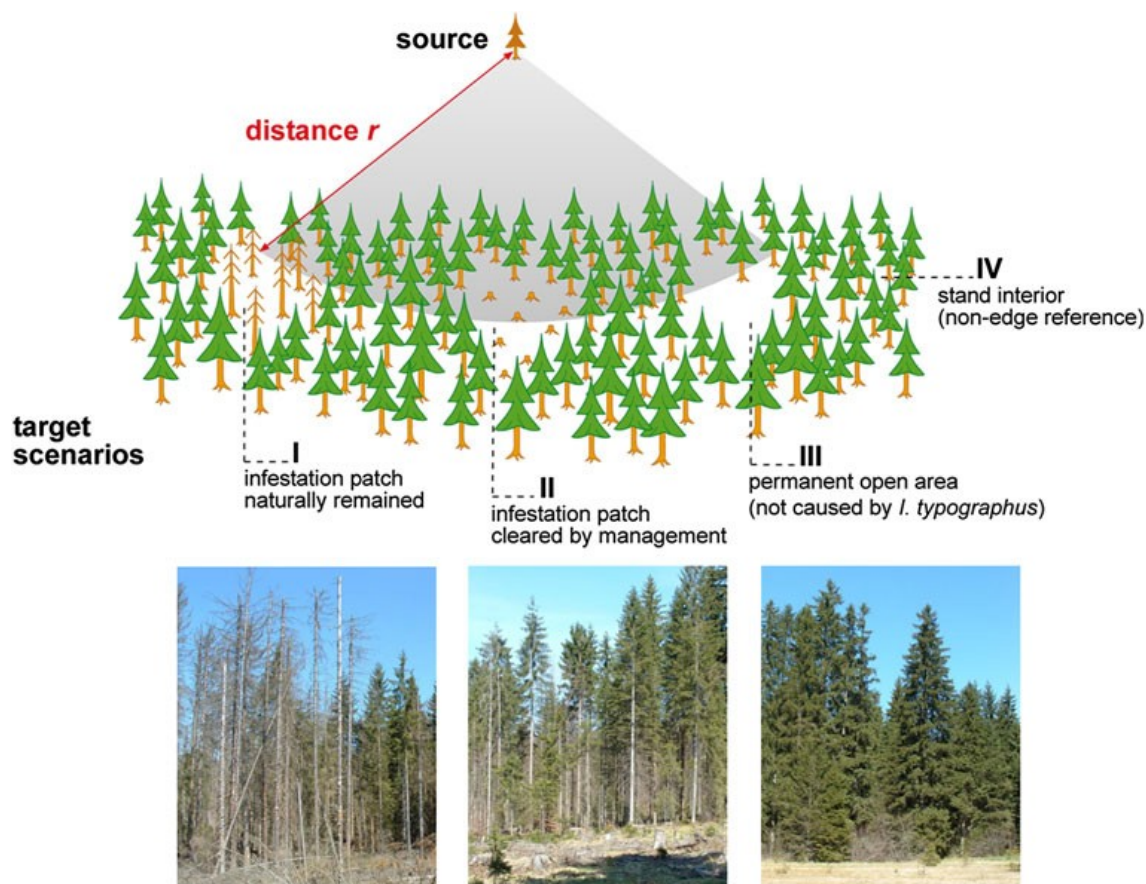
překážku v šíření těkavých látek, čímž znesnadňují lokalizaci hostitelského stromu (BAIER et al. 2002, WERMELINGER 2004, HLÁSNÝ & TURČÁNI 2013, KAUTZ et al. 2013) anebo omezují šíření a zachycování agreagačních feromonů dalšími brouky (ZHANG et al. 1999, VEGA & HOFSTETTER 2015). Bylo zjištěno, že také v důsledku nižší hustoty smrkových porostů a vyššího proudění vzduchu může docházet k narušování koncentrace feromonů podkorního hmyzu (THISTLE et al. 2004).

VRŠKA et al. (2015) analyzovali v Boubínském pralese závislost množství kůrovci napadených stromů a podílu listnatých dřevin (buku) na různých prostorových úrovních. Výsledky ukázaly, že po určitou hranici se křivka početnosti napadených stromů ve vztahu k přítomnosti buku výrazně snižovala, následně už křivka klesala jenom mírně. Vlivem určitého množství vrůstavých buků a jejich rozptýlení po ploše, dochází k tlumení šíření volatilních látek, a tím ke zmírnění disperze. Nicméně při snaze brouka najít vhodný hostitelský strom se disperze nezastavuje úplně. Zastoupení smrku by nemělo přesahovat 40 %, autoři doporučují jednotlivou nebo skupinovitou formou smíšené jednotlivých dřevin. Podle výsledků NETHERER & NOPP-MAYR (2005) a NIKOLOV (2012) podíl smrku nesmí přesahovat 10–20 %.

Ve studii ze severozápadního Polska se kromě věku a druhového složení coby významných parametrů infestace smrkových porostů, ukázala též heterogenní prostorová struktura, která může zmírnit predispozici porostů k napadení lýkožroutem do té míry, že k jeho gradaci nemusí vůbec dojít a v určité fázi se zastaví (HILSZCZAŃSKI et al. 2006). Tato heterogenní prostorová struktura, byť prakticky stejnorodých porostů, může jistým způsobem plnit stejnou funkci, jako přimíšené dřeviny, tj. mladší etáže kryjí kmeny mateřských stromů a zároveň mohou bránit rozsáhlejšímu rozptylu feromonů do porostního prostředí a jejich zachycování brouky. V tomto případě to byly mladé vrůstavé smrky.

Poměrně klíčovou charakteristikou, která určuje predispozici jednotlivých smrků, resp. celých porostů na napadení a tím zvýšení populační hustoty lýkožrouta smrkového, jsou čerstvé porostní okraje (PELTONEN 1999, GRODZKI et al. 2006), které bývají nejatraktivnější první 2 roky po jejich vzniku (KAUTZ et al. 2013). Lýkožrout smrkový preferuje čerstvě osluněné stromy, které nejsou na náhlou sluneční radiaci adaptovány (SCHRÖEDER & LINDELÖW 2002). Tento poměrně významný stresový faktor umocňuje nástup gradace (SPROULL et al. 2015), který se nejintenzivněji projevuje na jižní expozici (AKKUZU et al. 2009). KAUTZ et al. (2013) zjistili, že vyšší riziko

napadení vykazovaly čerstvé porostní okraje po těžbě nebo vichřici (II) oproti plochám bez asanačních zásahů (I). Podstatně menší predispozici vykazoval interiér lesa (IV) a přirozené lesní okraje (III) (obr. 4).



Obr. 4: Riziko napadení podle porostních charakteristik (KAUTZ et al. 2013)

Pokud se jedná o smrkové porosty a charakteristiky jednotlivých stromů, význačnou roli hraje jejich habitus. JAKUŠ et al. (2011) zkoumali vlastnosti jednotlivých smrků, které přežily silnou kůrovcovou gradací na Šumavě. Tyto stromy se vyznačovaly nízkým štíhlostním koeficientem a dlouhými korunami chránícími kmen před náhlým osluněním. Další studie ukázaly, že takové porosty mohou mít poměrně vysokou odolnost vůči napadení podkorním hmyzem (SCHUTZ et al. 2006, KAUTZ et al. 2013, VEGA & HOFSTETTER 2015).

Interiér porostů vykazuje také poměrně nízké riziko napadení – predispozice stromů je určována tzv. kolektivním zastíněním (JAKUŠ et al. 2011, KAUTZ et al. 2013) za podmínky zavětvených porostních okrajů. Nicméně takový stav porostů nepředstavuje z dlouhodobého hlediska vhodnou variantu. Kolektivní zastínění je

zpravidla součástí přehoustlých porostů s relativně krátkými korunami, které sice jako celek mají poměrně nízkou predispozici k napadení kůrovci (navzájem si stíní kmeny), nicméně tento stav přetrvává do prvního narušení větrem nebo otevření porostu asanačními či úmyslnými těžbami. To zase značně zvyšuje jejich predispozici a ruší eventuální vliv dosavadních porostních charakteristik na alespoň malou odolnost (JAKUŠ et al. 2011).

4. Metodika

4.1 Zájmové území, poloha a přírodní podmínky

Studijní lokalita se nachází v centrální části Hrubého Jeseníku v Chráněné krajinné oblasti Jeseníky. Území spadá do Jesenické geomorfologické oblasti, jejímž nejvyšším vrcholem je Praděd (1491 m n. m.) (DEMEK & MACKOVČIN 2006). Průměrný roční úhrn srážek je přibližně 1400 mm (BEDNÁŘ 1973), průměrná roční teplota vzduchu dosahuje 3°C (BANAŠ et al. 2001). Převládající větry přicházejí především ze západu, dále jihozápadu a severovýchodu (BEDNÁŘ 1973). Celé zájmové území spadá do PLO 27 – Hrubý Jeseník.

Potenciální bezzásahové území, je tvořeno komplexem 3 maloplošných zvláště chráněných území NPR Praděd, PR Pod Jelení Studánkou a PR Břidličná (příloha 1). Současná vegetace v podstatě odpovídá potenciální přirozené vegetaci, plošně největší zastoupení mají horské třtinové smrčiny as. *Calamagrostio villosae-Piceetum abietis* Schlüter 1966, které tvoří pruh od ca 1000 m n. m. po horní hranici lesa. Na vlhčích místech na svazích s déle ležící sněhovou pokrývkou, zejména na konkávních tvarech reliéfu v závěrech údolí a v okolí pramenišť, se vyskytují horské papratkové smrčiny as. *Athyrio distentifolii-Piceetum abietis* Hartmann in: Hartmann et Jahn 1967, na trvale zamokřených místech maloplošně vlhké rohozcové smrčiny as. *Soldanello montanae-Piceetum abietis* Volk in Br.–Bl. et al. 1939, v okrajových částech vrchovišť rašelinné smrčiny as. *Vaccinio uliginosi-Piceetum abietis* Schubert 1972. V nižších okrajových částech na porosty smrčin navazují horské acidofilní bučiny as. *Calamagrostio villosae-Fagetum sylvaticae* Mikyška 1972, horské klenové bučiny as. *Athyrio distentifolii-*

Fagetum sylvaticae Willner 2002 a květnaté bučiny as. *Mercuriali perennis-Fagetum sylvaticae* Scamoni 1935, kolem potoků liniově olšiny s olší šedou as. *Alnetum incanae* Lüdi 1921 (NEUHÄUSLOVÁ et al. 2001).

Přehled syntaxonů (pouze les):

CARPINO-FAGETEA Jakucs ex Passarge 1968

Alnion incanae Pawłowski et al. 1928

Alnetum incanae Lüdi 1921

Fagion sylvaticae Luquet 1926

Athyrio distentifolii-Fagetum sylvaticae Willner 2002

Mercuriali perennis-Fagetum sylvaticae Scamoni 1935

Luzulo-Fagion sylvaticae Lohmeyer et Tüxen in Tüxen 1954

Calamagrostio villosae-Fagetum sylvaticae Mikyška 1972

VACCINIO-PICEETEA Br.–Bl., in: Br.–Bl. et al. 1939

Piceion abietis Pawłowski et al. 1928

Calamagrostio villosae-Piceetum abietis Schlüter 1966

Athyrio distentifolii-Piceetum abietis Hartmann in Hartmann et Jahn 1967

Soldanello montanae-Piceetum abietis Volk in Br.–Bl. et al. 1939

Vaccinio uliginosi-Pinion sylvestris Passarge 1968

Vaccinio uliginosi-Piceetum abietis Schubert 1972 (CHYTRÝ et al. 2010).

Z hlediska lesnické typologie se jedná o SLT 8Z, 8S, 8K, 8N, 8V, 9Z. Ve stromovém patře dominuje smrk ztepilý (*Picea abies*), vtroušeně se vyskytuje javor klen (*Acer pseudoplatanus*), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*) a na jižních svazích lokálně buk lesní (*Fagus sylvatica*). Lesní porosty jsou zařazené převážně do stupně přirozenosti kategorie C „přírodě blízké“ (VRŠKA & HORT 2003), jedná se o největší komplex přirozených horských smrčín v Hrubém Jeseníku. Celková plocha vymezeného území představuje 1459 ha.

V rámci kategorizace dle LesZ jsou předmetně MZCHÚ zařazeny do kategorie lesy ochranné (21b: vysokohorské lesy pod hranicí stromové vegetace chránící níže položené lesy a lesy na exponovaných hřebenech) v překryvu s lesy zvláštního určení (např. 32e: lesy se zvýšenou funkcí půdoochrannou, vodochrannou, klimatickou nebo krajínotvornou; 32f: lesy pro zachování biologické různorodosti apod.).

Pufrační pásmo je reprezentováno navazujícími lesními porosty ve vzdálenosti do 1000 m od hranice vymezeného bezzásahového území, bylo rozděleno na zónu 0–500 a 500–1000 m, jehož šířka reflektuje vzdálenost, kdy ještě hrozí vznik nových ohnisek. Jedná se o souvislý pás lesních porostů převážně s jihovýchodní a jižní expozicí, část studovaného území má západní, jihozápadní a severní expozici, minoritně východní a severovýchodní. Rozsah nadmořských výšek zóny 0–500 m je přibližně 990–1360 m. n. m, zóna 500–1000 m se nachází v rozsahu nadmořských výšek 880–1320 m. Z významné části se jedná o 7. LVS (bukosmrkový), částečně 8. LVS (smrkový) a 6. LVS (smrkobukový). Typologicky jsou zde nejvýznamněji zastoupeny SLT 7K a 7S, dále 8K, 8Z, 8N, 7N, 6K, 6S, minoritně 6A, 7V. Celková plocha vymezeného pufračního pásma v zóně 0–500 m představuje 981 ha, zóna 500–1000 m zaujímá plochu 898 ha (celkem tedy 1879 ha). Vymezené území je součástí převážně II. zóny odstupňované ochrany přírody CHKO Jeseníky, část spadá do I. a III. zóny.

V rámci kategorizace dle LesZ jsou předmětné porosty zařazeny převážně do kategorie lesy hospodářské, minoritně se jedná o vysokohorské lesy pod hranicí stromové vegetace chránící níže položené lesy a lesy na exponovaných hřebenech v překryvu s lesy zvláštního určení (např. 32e: lesy se zvýšenou funkcí půdoochrannou, vodoochrannou, klimatickou nebo krajnotvornou).

Právo hospodaření na celém studovaném území vykonávají Lesy České republiky, s. p., Lesní správa Janovice, z hlediska ochrany přírody o studované území pečuje Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Správa CHKO Jeseníky.

4.1.1 Historický vývoj porostů v chráněných územích

S intenzivnějším hospodářským využíváním lesů v zájmovém území se započalo pravděpodobně na počátku 17. století při rozvoji místních železáren. V některých porostech byla prováděna toulavá těžba nebo hospodaření „sečí průběrnou“ s ponecháním části starých porostů nebo výstavek (HOŠEK 1970). Intenzivnější těžební aktivity dospěly do zájmového území zřejmě až ve druhé polovině 18. století (ČADA & SVOBODA 2012). Negativní efekt hospodářského využívání lesů nejvyšších poloh Hrubého Jeseníku v minulosti (při horní hranici lesa směrem dolů v kombinaci těžba/pastva hovězího dobytka a ovcí/travaření (HOŠEK 1972), ve spodních částech na

hranici 7. a 8. LVS intenzivní těžba směrem nahoru) je patrný i tím, že relativně zachovalé porosty horských smrčín zde tvoří poměrně úzký pás od horní hranice lesa, tj. 1350 m n. m. po (1100) 1180 m n. m., resp. po stávající hranice rezervací. S cílem zvýšit horní hranici lesa a ochránit porosty pod ní byla v první polovině 18. století rovněž vysazována geograficky nepůvodní borovice kleč, mimo jiné s významným negativním dopadem na formování a dynamiku přirozeně smrkové horní hranice lesa (ŠENFELDR et al. 2014) a koncem 18. století také borovice limba, nicméně neúspěšně (HOŠEK 1972).

Dendrochronologické analýzy posledních let potvrdily, že ne všechny smrkové porosty vznikaly na plochách bez starších stromů a jejich vznik lze datovat zhruba do období kolem roku 1770–1880 (ČADA & SVOBODA 2012). Přesto vzhledem ke způsobu vzniku, následně k převažující přirozené obnově, stáří některých stromů, heterogenitě a množství přirozeně tlejícího dřeva se zde vyvinul ochranářsky velice cenný a jedinečný komplex horských smrčín ve střední Evropě (ČADA & SVOBODA 2012). Ve studované oblasti se díky poměrně dlouhodobému nerušenému vývoji vyvinula řada unikátních pralesovitých charakteristik a struktur typická pro pralesy s celou řadou vzácných druhů. Věk přesahující 200–250 let (několik stromů starších 350 let, nejstarší dokonce více než 400 let) zajišťuje kontinuitu původních populací smrku.

Celkové hospodářské využívání lesů v dobách minulých zásadně omezuje možnost definovat, jakými faktory byly tyto porosty v minulosti formovány. Dendrochronologické analýzy vybraných porostů v rezervacích z posledních let ve spojení s archivními materiály se příklání ke kombinaci narušení vichřicemi a těžebními aktivitami, eventuálně ve vyšších partiích i pastvou a travařením (ADAM et al. 2011, ČADA & SVOBODA 2011b, ČADA & SVOBODA 2012). Je rovněž nejasné, jak bylo naloženo s dřívím po vichřici.

Podle některých autorů mají horské smrčiny Jeseníků v dnešní podobě výraznější antropogenní charakter. Jedním z důvodů dnešního téměř 100 % zastoupení smrku může být ovlivnění lesních porostů a jejich změna lidskými zásahy v průběhu mladšího subatlantiku. Zejména selektivní výběr dřevin (těžba buků, javorů klenů, jedlí) spolu s klimatickým výkyvem tzv. „malé doby ledové“ trvajícím od 14. do poloviny 19. století přispěly k přeměně původních smíšených porostů na dnešní „pseudoklimaxové“ horské smrčiny (RYBNÍČEK & RYBNÍČKOVÁ 2004).

4.1.2 Disturbance v Hrubém Jeseníku

Jak dokládají archivní materiály, ani na území Hrubého Jeseníku nejsou vichřice ničím cizorodým (Hošek 1970, BEDNÁŘ 1973, DOBROVOLNÝ & BRÁZDIL 2003). V minulosti postihly silné vichřice širší území CHKO Jeseníky např. v letech 1740, 1786 1868, 1870 (HOŠEK 1970). Mezi nejvýznamnější větrné disturbance, které se na zájmovém území vyskytly v posledních letech, lze zařadit větrnou událost z r. 2004 na lokalitě NPR Praděd – údolí Bílé Opavy (LHC Karlovice ve Slezsku), při které zde bylo rozvráceno přibližně 4000 m³ dřeva. Dále vichřici z r. 2010 na okraji NPR Praděd (LHC Janovice) – souvislá plocha v rozsahu cca 1,70 ha pod Velkou kotlinou (cca 900 m³) a souvislá plocha na okraji PR Pod Jelení studánkou (LHC Janovice). V širším území Moravskoslezského kraje v CHKO Jeseníky bylo zaznamenáno největší narušení lesních porostů větrem v objemu 186 tis. m³ (r. 2002) a 130 tis. m³ (r. 2010), epizoda z r. 2010 narušila část porostů v jihovýchodní části NPR Praděd a okolí (LHC Janovice). Dále je nutno zmínit větrné kalamity, které narušily porosty CHKO Jeseníky na LHC Karlovice ve Slezsku v objemech 18 tis. m³ (vichřice narušila i porosty ve východní části NPR Praděd – listopad r. 2004) a 20 tis. m³ (vichřice z r. 2007 známá jako Kyrill). Převládající silné větry přicházejí od severozápadu a západu, lokálně to jsou severní přepadové bořivé větry. V posledních desetiletích se nahodilé těžby pohybují v rozmezí od 220 tis. do 480 tis. m³. Mimořádné kalamity působí především bořivé větry, a to zejména v lesních částech podél návětrných hřebenů, na vodou ovlivněných stanovištích a exponovaných polohách. Nejvýznamnějších účinků dosahují bořivé větry začátkem zimy a jara v kombinaci s mokřým sněhem (KOL. AUTORŮ CHKO JESENÍKY 2014).

4.1.3 Současný management

Management MZCHÚ je realizován na základě plánů péče, které jsou zapracovány do příslušných LHP. V lesních porostech se provádí pouze asanační těžby, úmyslné těžby se zde neprovádí. Kromě běžných asanačních postupů se kůrovcové dříví od r. 2008 asanuje i různými alternativními způsoby, tj. odkorněním stojících stromů, chemickou asanací bez odvětvení a další manipulace, asanace odkorněním bez odvětvení a další manipulace (lokality v překryvu s PHO), resp. v různých kombinacích

s cílem co nejméně zasahovat do struktury a funkce lesního ekosystému a zachovat alespoň část dřevní hmoty v kůře. Pomístně je do porostních mezer doplňován jeřáb nebo javor klen včetně ochrany jejich přirozené obnovy proti okusu. Není zde vyhlášeno žádné striktně bezzásahové území. V nejvyšších partiích předmětného území dochází též k postupné redukci borovice kleče.

Z toho vyplývá, že nejvýznamnějším managementovým opatřením zájmových chráněných území jsou i zde asanační opatření. Je otázkou, jak by dnešní pralesovité partie zájmového území vypadaly, kdyby nedocházelo k asanačním zásahům větších větrných událostí, které se zde v posledních přibližně 20 letech vyskytly (např. větrná epizoda z r. 2004 na ploše ca 5 ha – údolí Bílé Opavy v NPR Praděd).

Území vymezeného pufračního pásma – navazujících porostů, je obhospodařované na základě příslušných LHP. Porosty navazující na NPR Praděd plní do 50 m od její hranice funkci ochranného pásma (§37 ZOPK), porosty navazující na PR Pod Jelení studánkou spadají do vymezené nárazníkové zóny celé, PR má ochranné pásmo, tzv. „vyhlášené“ – je tvořeno konkrétně vymezenými porosty. Lesní porosty, které navazují na PR Břidličná, neplní ve vztahu k ZOPK žádnou funkci.

Významný negativní vliv na lesní ekosystémy Jeseníků představuje spárkatá zvěř, především zvěř jelení, marginálně zde působí i srnčí a kamzičí zvěř (k dopadům okusu zvěře viz výše) (KOŠULIČ 2010). Spárkatá zvěř značně negativně ovlivňuje intenzitu přirozené obnovy. Selektivní poškozování okusem, ohryzem brání především obnově jeřábu a javoru klenu, v nižších polohách jedle, místy i buku, čímž dochází k druhové homogenizaci lesních ekosystémů rezervací i porostů mimo ně opětovně ve prospěch smrku. Tato preference některých druhů dřevin způsobuje pokles jejich konkurenční schopnosti anebo dochází k jejich úplnému vymizení z porostů. Z pohledu komplexních ekologických vztahů zde nelze opomenout, že chování spárkaté zvěře způsobující značné škody na přirozeném zmlazování zejména listnatých dřevin a jedle (v některých místech i smrku) se odráží do značné míry prakticky absence velkých šelem (KOL. AUTORŮ CHKO JESENÍKY 2016), na některých lokalitách menší úživnost lesů nižších poloh.

4.2 Analýza prostorové a věkové struktury

4.2.1 Sběr dat

Analýza prostorové a věkové struktury přirozené horské smrčiny byla provedena pouze na části zájmového území na lokalitě údolí Bílé Opavy (východní část NPR Praděd), které je z hlediska rozdílných expozic pro stanovený cíl nejreprezentativnější. Bylo rozčleněno na 10 přibližně stejně velkých segmentů (5 na severní a 5 na jižní expozici). Ty byly zvoleny tak, aby došlo k vyloučení okrajového efektu, tj. okrajů porostů, okolí cest, rokle apod. Zároveň tak, aby bylo toto území co nejreprezentativněji pokryto též z hlediska jeho stanovištních charakteristik a prostorové struktury porostů. Do každého segmentu byl náhodným vygenerováním souřadnic umístěn bod, který následně představoval střed kruhové plochy, byl fixován železnou trubkou (příloha 8a). Plošná velikost kruhových ploch byla 3000 m². Na každé ploše byly geodeticky zaměřeny technologií FieldMap[®] (Monitoring and Mapping Solutions, Ltd.; www.fieldmap.cz) všechny stojící živé a mrtvé stromy nad 10 cm s výčetní tloušťkou 1,3 m nad zemí (DBH). U každého stojícího kmene byl určen druh, byla změřena DBH, výška a horizontální korunová projekce. Celkový stupeň zápoje byl následně pro každou plochu spočten jako součet korunových projekcí všech stromů.

Pro analýzu věku stromů byl z každého živého stromu na ploše odebrán vývrt přírůstovým nebozezem ve výšce 0,5 m nad terénem. V laboratoři byly vývrty vysušeny, nalepeny do dřevěných prken s drážkami a seříznuty žiletkou. Na každém vývrtnu byly měřeny šířky letokruhů pomocí posuvného stolku Lintab připojeného k počítači s programem TsapWin s přesností na 0,01 mm (www.rinntech.com). Letokruhové série byly v programu Past4 (KNIBBE 2007) sledovány metodou tzv. křížového datování, při které byly přidány chybějící nebo odebrány nepravé letokruhy. K počtu let v přírůstové řadě každého stromu byl dopočítáván počet chybějících letokruhů do dřeně v případě, že vývrtem nebyl trefen střed. Vzdálenost do středu byla odhadnuta podle zakřivení letokruhů nejbližších ke středu s pomocí průhledného papíru s natištěnými soustřednými kružnicemi. Získaná vzdálenost byla vydělena průměrnou šířkou prvních pěti letokruhů. Věk stromu ve výšce 0,5 m nad terénem byl následně určen součtem křížově datovaných letokruhů na vývrtnu s případným počtem letokruhů chybějících do středu. Skutečný věk stromu je vyšší z důvodu vrtání nad místem

vyklíčení, ale protože se počet let nutných k dosažení výšky vrtání může u smrků rostoucích v přirozených podmínkách velmi lišit (NIKLISSON 2002), nebyla snaha odhadnout skutečný věk a dále popisovaný věk odpovídá kalendářnímu roku, kdy strom dosáhl výšky 0,5 m nad terénem.

Studijní plochy byly rozděleny na dvě skupiny podle expozice, tj. sever (plochy č. 1, 4, 6, 7, 51) a jih (plochy č. 2, 3, 5, 52, 53), dále jako plochy S a J, resp. S1 až S51, J2 až J53. Nadmořská výška každé plochy byla odečtena z digitálního modelu terénu na základě GPS souřadnic plochy (ASTER V002, METI/NASA, Japan/USA, <http://reverb.echo.nasa.gov>). Základní charakteristiky jednotlivých ploch jsou shrnuty v tab. 1, porostní charakteristiky jednotlivých ploch jsou shrnuty v tab. 2, výsledné rozmístění ploch zobrazuje obr. 5.

Tab. 1: Základní charakteristiky výzkumných ploch

Plocha/plot	S1	S4	S6	S7	S51	J2	J3	J5	J52	J53
Nadmořská výška [m]	1216	1276	1234	1253	1305	1215	1229	1228	1287	1309
Věk _{IQR} *	45	22	77	114	114	25	148	40	14	17
Věk** _{median}	1831	1819	1842	1847	1883	1849	1841	1831	1863	1873
Lesní typ	8S	8S	8V	8S	8Z	8S	8S	8S	8S	8S

*Rozptyl (IQR) byl vypočten jako mezikvartilový rozptyl (rozdíl kvartilů)

**Věk stromu odpovídá kalendářnímu roku, kdy strom dosáhl výšky 0,5 m nad zemí

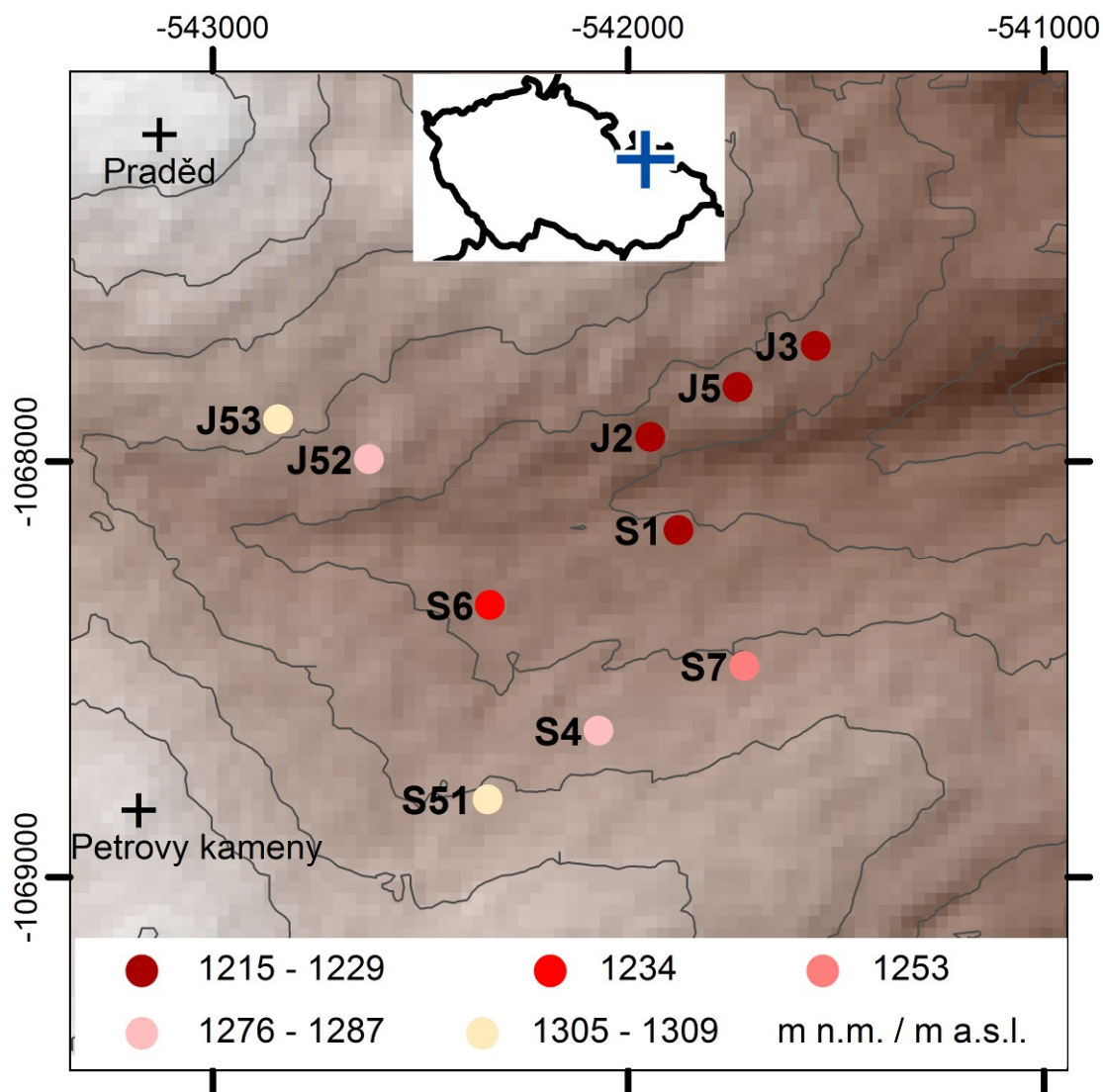
Tab. 2: Porostní charakteristiky výzkumných ploch

Plocha/plot	S1	S4	S6	S7	S51	J2	J3	J5	J52	J53
Živé stromy										
DBH _{median} [cm]	58,1	49,5	61,7	44,6	43,0	47,2	43,3	49,6	45,0	43,9
DBH _{IQR} [cm]	23,0	18,4	23,4	30,6	26,0	16,3	40,1	16,1	13,3	14,6
h _{median} [m]	22,7	19,6	22,1	20,7	14,9	23,0	22,2	23,6	18,4	14,0
h _{IQR} [m]	3,1	4,1	5,0	12,2	6,5	5,1	19,0	1,3	3,8	4,0
h _{10%} [m]	26,6	24,0	25,8	24,2	19,3	27,8	26,3	27,0	23,2	19,3
Stupeň zápoje [%]	31	22	25	33	34	58	48	16	41	34

Odumřelé stromy

DBH _{median} [cm]	39,0	45,5	45,7	40,0	35,5	19,0	42,1	34,9	26,5	24,5
DBH _{IQR} [cm]	24,8	21,2	40,7	35,0	16,8	11,0	28,7	27,9	14,8	31,0

DBH_{median}, DBH_{IQR} – střední hodnota a mezikvartilový rozptyl výčetní tloušťky; h_{median}, h_{IQR} – střední hodnota a mezikvartilový rozptyl výšky; h_{10%} - horní výška



Obr. 5: Mapa zájmového území a lokalizace výzkumných ploch společně s vyznačením jejich nadmořské výšky (barva) a expozice (severní – S, jižní – J)

4.2.2 Zpracování dat

Nejprve byla testována závislost struktury porostů na věkové distribuci stromů (rozptyl, medián), nadmořské výšce a expozici svahu. Závislosti byly zjišťovány pomocí lineárního modelu. Jednotlivé testované parametry byly prezentovány DBH živých stromů (rozptyl, medián), výškou živých stromů (rozptyl, medián, horní výška $h_{10\%}$), DBH odumřelých stromů (rozptyl, medián) a stupněm zápoje na jednotlivých plochách. Rozptyl (míra variability) byl vyjádřen pomocí mezikvartilového rozpětí ($IQR = q_3 - q_1$, kde q_3 představuje třetí kvartil a q_1 představuje první kvartil). V případě

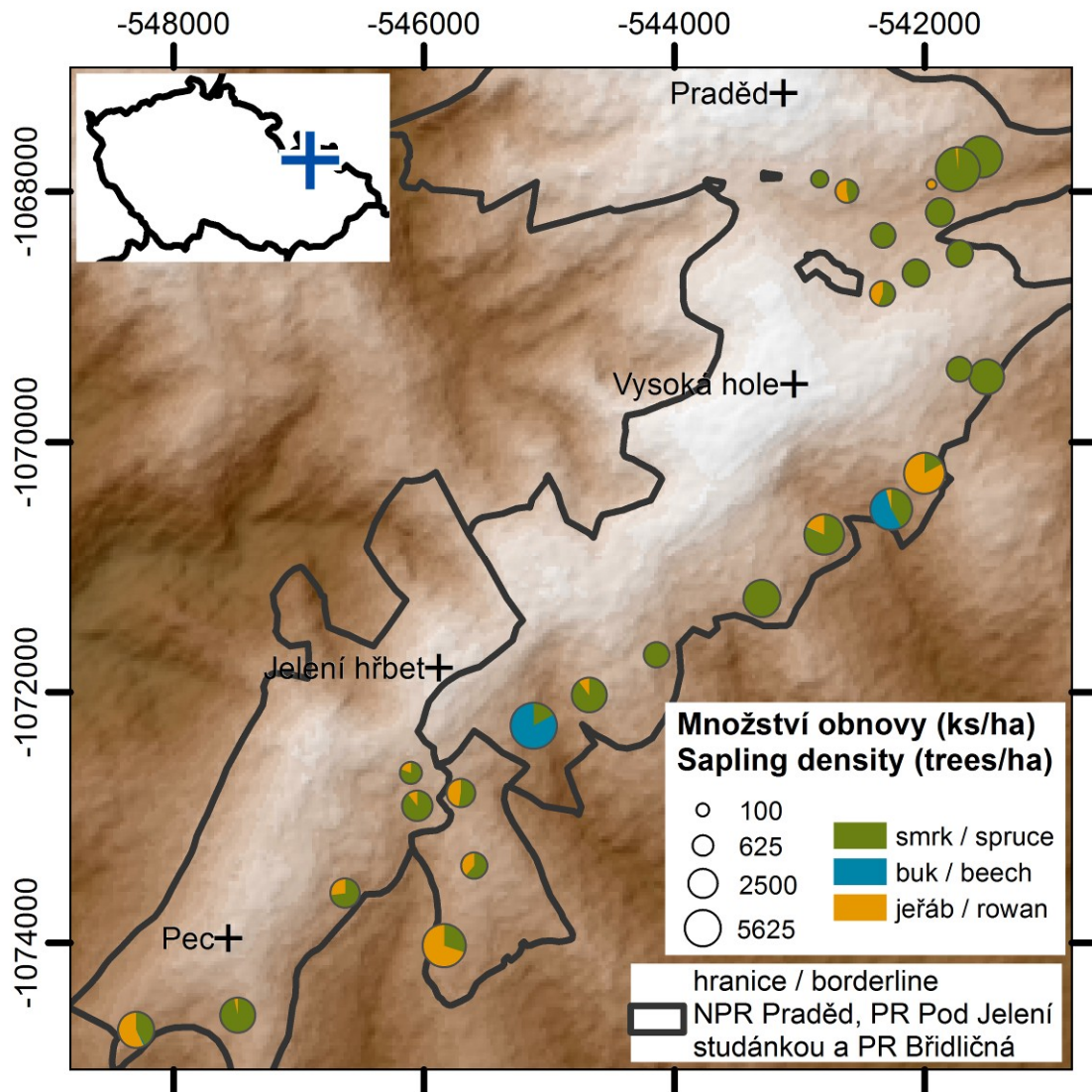
nadmořské výšky a expozice svahu byla u živých stromů testována závislost s DBH (rozptyl, medián), výškou (rozptyl, medián, horní výška $h_{10\%}$), u odumřelých stromů s DBH (rozptyl, medián). Věkový rozptyl a medián věku byl testován pouze s parametry živých stromů. Věkový rozptyl byl testován s DBH (rozptyl), výškou (rozptyl), medián věku s DBH (medián), výškou (medián, horní výška $h_{10\%}$). Věk (rozptyl, medián), nadmořská výška a expozice svahu byly testovány se stupněm zápoje. Kvůli interpretaci předchozích výsledků byl také testován vzájemný vztah věkové struktury s nadmořskou výškou a expozicí svahu. Výpočty byly provedeny v programech MS Excel 2010 a R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2014).

4.3 Množství a struktura odrostlého zmlazení

4.3.1 Sběr dat

Data byla sbírána na 27 výzkumných plochách (obr. 6, příloha 1). Celé zájmové území bylo nejdříve rozčleněno na přibližně stejně velké segmenty, které byly voleny tak, aby došlo k vyloučení okrajového efektu (okraje porostů, okolí cest, rokle atd.) a zároveň, aby bylo území reprezentativně pokryto z hlediska jeho stanovištních podmínek a prostorové struktury porostů. Do každého segmentu byl náhodným vygenerováním souřadnic umístěn bod. Každý bod následně představoval střed kruhové plochy, jejíž velikost byla 1000 m^2 , který byl fixován železnou trubkou (příloha 8a). Na každé ploše bylo spočítáno množství zmlazení s výškou $> 0,5 \text{ m}$, přičemž DBH nepřesahovala 10 cm . Na všech plochách byly technologií FieldMap[®] (Monitoring and Mapping Solutions, Ltd.; www.fieldmap.cz) geodeticky zaměřeny všechny živé a odumřelé stromy s DBH nad 10 cm a všechny ležící kmeny s průměrem nad 10 cm na tlustším konci a délkou nad $1,5 \text{ m}$, u nichž byla měřena tloušťka na obou koncích. Objem ležících kmenů byl automaticky vypočten v programu FieldMap[®] jako objem komolého kužele. Odumřelé stojící kmeny byly rozlišovány na odumřelé stromy prakticky s plnou výškou a zlomy (kmenový zlom a zlom v patě). Na každé ploše byla odhadnuta zásoba živých a odumřelých stromů podle vztahu publikovaného v práci KORSUŇ (1961). Skutečný objem stojících částí zlomů byl poté redukován o chybějící část kmene podle ŠMELKA (2010). Nadmořská výška, sklon, expozice svahu a potenciální solární radiace každé plochy byly odečteny z digitálního modelu terénu na

základě GPS souřadnic plochy (ASTER V002, METI/NASA, Japan/USA, <http://reverb.echo.nasa.gov>).



Obr. 6: Mapka zobrazující studijní oblast v CHKO Jeseníky, pozice jednotlivých ploch, množství (proporčně velikosti kroužku s odmocninovou transformací) a druhové složení odrostlé obnovy vyšší než 0,5 m a menší než 10 cm DBH

4.3.2 Zpracování dat

Pro stanovení horní hranice potenciálně přeživších stromů (smrků) kůrovcovou gradací byla použita výšková kategorie > 2,5 m, přičemž DBH nepřesahovala 10 cm. Údaj vychází v práci BAČE et al. (2015), kteří zaznamenali spodní hranici přežití smrků

s výškou 2–4 m, přičemž DBH nepřesahovala 10 cm. Výšková struktura potenciálně přeživších stromů byla rozdělena do 3 kategorií: (I) 0,5–1,3 m výšky; (II) 1,3–2,5 m výšky; (III) > 2,5 m výšky (<10 cm DBH). Tyto kategorie byly použity pro účely vyhodnocení území z hlediska množství potenciálně přeživších stromů a variability výškové struktury.

Byl testován také vztah množství obnovy smrku (suma jedinců výškové kategorie I a II) a kategorie III s porostními a fyziografickými charakteristikami. V tomto případě byl testován pouze smrk jako dřevina s dominantním zastoupením (73 %) a zároveň z důvodu vysokého zastoupení nulových hodnot u jeřábu a buku na jednotlivých plochách. Porostní charakteristiky byly reprezentovány zásobou, průměrnou DBH, kruhovou základnou živých a odumřelých stromů, zásobou a kruhovou základnou stojících částí zlomů a zásobou ležícího dřeva. Z fyziografických charakteristik byly použity nadmožská výška, expozice a potenciální solární radiace. Testování bylo provedeno pomocí zobecněných lineárních modelů s negativně binomickým rozdělením. Nejdříve byla ošetřena kolinearita jednotlivých potenciálních vysvětlujících proměnných pomocí variance inflačních faktorů (VIF). Hodnota VIF je pro každou vysvětlující proměnnou spočtena použitím hodnoty R^2 lineární regrese této proměnné (na levé straně) proti všem ostatním vysvětlujícím proměnným (na pravé straně):

$$VIF_j = \frac{1}{1 - R_j^2} \text{ kde VIF pro proměnnou } j \text{ je reciproční převrácená hodnota } R^2 \text{ z}$$

regrese. VIF byla spočtena pro každou vysvětlující proměnnou a všechny proměnné s hodnotou VIF vyšší než 5 byly postupně odstraňovány (po odstranění jedné proměnné se znovu počítaly nové hodnoty VIF). Díky tomu byly vyřazeny vysvětlující proměnné, které byly významně korelované s ostatními vysvětlujícími proměnnými a pro následné testování pomocí negativně binomických modelů tak byly ponechány pouze nekolineární vysvětlující proměnné. Jednotlivé kandidátní negativně binomické modely byly porovnávány Chí-testem při postupném (zpětném) odebrání vysvětlujících proměnných. Statistická významnost konečných modelů byla ověřena testem dobré shody na základě Chí-testu residuální deviance a stupňů volnosti. Výpočty byly provedeny v programech MS Excel 2010 a R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2014).

4.4 Predispozice navazujících porostů na napadení lýkožroutem smrkovým

4.4.1 Sběr a zpracování dat

Současný stav porostů navrženého puфраčního pásma byl analyzován především na základě dat příslušných LHP pro LHC Janovice (2011–2020) a Karlovice ve Slezsku (2014–2023). Údaje týkající se terénu byly získány z digitálního modelu terénu (DEM, velikost pixelu 30 m). Jednalo se o tyto charakteristiky: svažitost, křivost terénu a průměrné teploty vzduchu v období 1961–1990. Tyto údaje byly zpracovány v programu PlotOA (MATĚJKA 2013). Spojená GIS vrstva dat členění lesa pro oba celky byla překryta s vrstvou edafických kategorií podle typologického mapování ÚHÚL a s vrstvou LVS podle matematického modelu (MATĚJKA 2012, MATĚJKA 2014). Takto vzniklá vrstva obsahuje polygony s lesními porosty, k nimž byly načteny průměrné hodnoty z rastrových dat DEM, vypočtených terénních indexů a modelovaných průměrných teplot vzduchu v období 1961–1990. Pro zobrazení a další analýzy GIS byl použit programy TopoL (verze 9.5) a Kristýna–GIS (verze 3.1).

4.4.2 Popis modelu a výpočet

Pro odhad a vymezení různě ohrožených oblastí puфраčního pásma do vzdálenosti 1000 m lýkožroutem smrkovým byl použitý model „Predisposition assessment system“ (PAS) (NETHERER 2003, NETHERER & NOPP-MAYR 2005), který je založen na porostních a stanovištních (fyziografických) charakteristikách. Výsledná parametrizace modelu se opírá o analýzu rozsáhlého literárního průzkumu a výsledky diskuze s odborníky v oblasti entomologie, fytopatologie, ochrany lesa atd. Tento způsob modelování byl vyvinutý jako „award penalty point system“ (BERRYMAN 1986, SPEIGHT & WAINHOUSE 1989, In: NETHERER & NOPP-MAYR 2005). Model je poměrně flexibilní s možností zpracování aktuálnějších vědeckých poznatků a vzhledem k obecnosti jej lze využít pro poměrně široký geografický region. Byl použit a úspěšně verifikován ve Vysokých Tatrách (NETHERER & NOPP-MAYR 2005).

V současné době neexistuje model predikce poškození porostů určený exaktně pro podmínky Hrubého Jeseníku. Snahou použití výpočtu pomocí algoritmu modelu PAS,

je získat alespoň rámcovou představu o variabilitě potenciálu ohrožení smrkových porostů v šetřeném území. Nejedná se o přesné riziko, ale pouze o relativní potenciál ohrožení, a s tím je zapotřebí k výsledkům přistupovat. Cílem výpočtu není stanovení přesné predikce rizika napadení, ale pouze vymezení různě ohrožených oblastí vymezeného pufrčního pásma. Výsledky tak mohou přinést zpřesněnou představu o tom, kde se nacházejí místa, která by pravděpodobně mohla být napadena lýkožroutem více a jiná, kde bude pravděpodobně napadení nižší. Na místa s vyšší pravděpodobností napadení je potřeba prvořadě soustředit pozornost v rámci pěstebních opatření, aby se tak možnost napadení minimalizovala.

Před provedením výpočtu potenciálu ohrožení lýkožroutem smrkovým byl vypočten potenciál ohrožení abiotickými činiteli (větrem a sněhem) na úrovni stanovištních a porostních charakteristik, na základě algoritmu dle NOPP (1999) obsaženého v modelu. Tyto výsledky následně vstupují do výpočtů potenciálu napadení lýkožroutem smrkovým v rámci porostních i stanovištních (fyziografických) charakteristik. Po matematické stránce je model PAS založen na vážení vybraných charakteristik prostředí a porostů. Je-li p_i hodnota i -té charakteristiky, je této hodnotě přiřazena relativní váha $w_i(p_i)$, zpravidla ve škále 0 až 1.

Celková váha W je počítána podle vzorce

$$W = \frac{\sum_{i=1}^n w_i(p_i)}{\sum_{i=1}^n \max(w_i)}$$

kde n je počet užitých charakteristik a $\max(w_i)$ je maximálně možná váha pro i -tou charakteristiku. Postupně jsou počítány celkové váhy pro riziko poškození sněhem na stanovištní a porostní úrovni a také větrem na obou zmíněných úrovních, dále pro potenciál ohrožení lýkožroutem smrkovým opět na obou úrovních. Přitom napadnutelnost lýkožroutem pro svůj výpočet používá mimo jiné též předchozí celkové váhy.

Celkovou predispozici (potenciál) na napadení lýkožroutem smrkovým (I) lze vyjádřit pomocí dvou proměnných – predispozice na stanovištní úrovni (I_{site}) a predispozici na porostní úrovni (I_{stand}). Existují tři jednoduché způsoby, jak celkovou napadnutelnost vyjádřit:

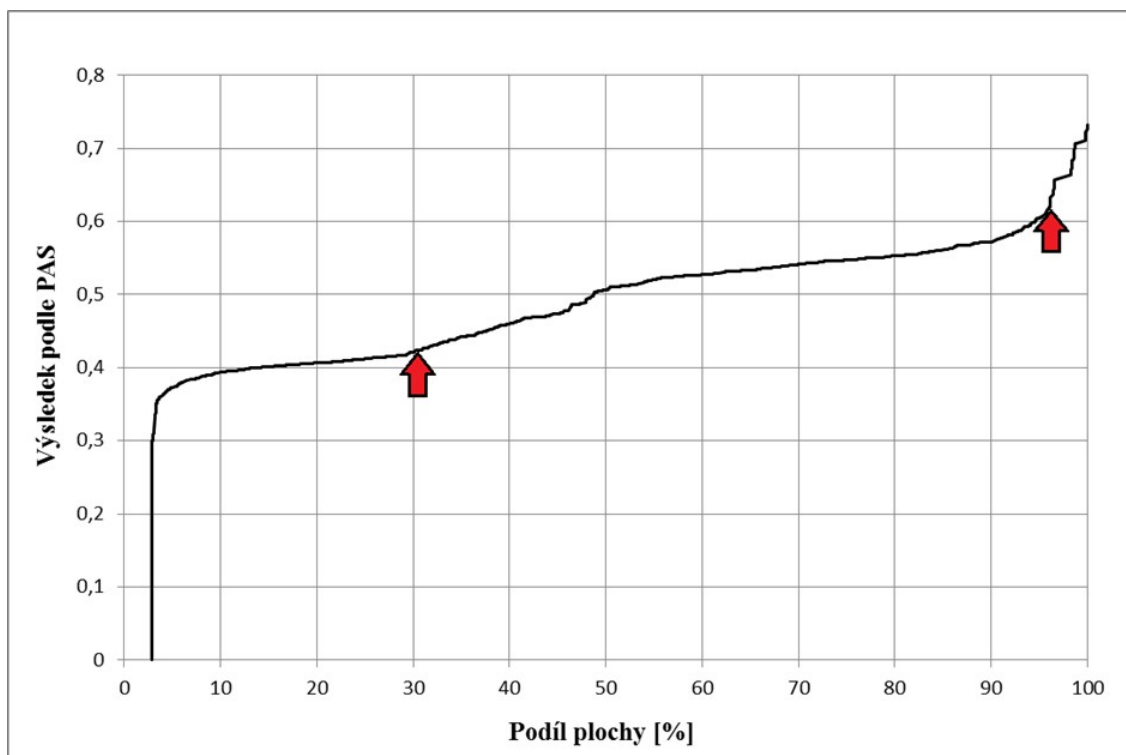
$$I = \min(I_{\text{site}}, I_{\text{stand}})$$

$$I = \max(I_{\text{site}}, I_{\text{stand}})$$

$I = w_{\text{site}} \cdot I_{\text{site}} + w_{\text{stand}} \cdot I_{\text{stand}}$, přičemž platí pro kladné váhy $w_{\text{site}} + w_{\text{stand}} = 1$; za předpokladu, že se obě váhy rovnají, jedná se o prostý aritmetický průměr.

První způsob může predispozici podhodnocovat (např. na stanovišti s obecně méně příznivými podmínkami pro rozvoj populace lýkožrouta se může nacházet porost, který je silně napadnutelný). Druhý způsob naopak výsledky nadhodnocuje.

Celý algoritmus byl napsán v programu Microsoft Visual FoxPro, protože zdrojová data (ať se jedná o atributové tabulky objektů v GIS nebo o numerickou část dat LHP) byla v databázových tabulkách formátu DBF (dBase/FoxPro) a do těchto tabulek byl rovněž zapisován výsledek modelu, který byl následně zobrazován v mapě GIS. Míra potenciálu ohrožení lýkožroutem smrkovým v rámci vymezeného pufráčního pásnu byla stanovena pomocí distribuční funkce, kde na horizontální ose je zobrazena plocha lesa a na vertikální ose je maximální modelovaná hodnota predispozice. Predispozice byla arbitrážně rozdělena na tři intervaly, přičemž hraniční hodnoty predispozice byly stanoveny s ohledem na vizuálně patrné náhlejší změny distribuční křivky (obr. 7). Tři vymezené intervaly odpovídají porostním skupinám s relativně nízkou, střední a vysokou predispozicí k napadení lýkožroutem smrkovým. Přitom označení nízká či střední, resp. vysoká predispozice je vztaženo k podmínkám šetřeného území, které je celkově vysoce ohroženo gradací lýkožrouta. Arbitrážně byly zvoleny hraniční hodnoty (indexy) 0,42 a 0,61 (obr. 7).



Obr. 7: Distribuční křivka hodnot predispozice napadení dle PAS v rámci vymezeného puфраčního pásma na LHC Janovice a Karlovice ve Slezsku o šířce 1000 m od bezzásahového území

4.5 Principy managementu porostů v puфраčním pásmu

4.5.1 Sběr a zpracování dat

Současný stav porostů navrženého puфраčního pásma byl analyzován na základě dat příslušných lesních hospodářských plánů pro lesní hospodářské celky Janovice (2011–2020) a Karlovice ve Slezsku (2014–2023). Údaje byly zpracovány v programu Kristýna–GIS (verze 3.1) a MS Excel (2010).

Z hlediska analýzy současného stavu porostů bylo puфраční pásmo rozděleno na zónu do 500 m a zónu 500–1000 m. Lesní porosty v zóně do 500 m by měly být co nejrezistentnější vůči napadení podkorním hmyzem schopny tlumit disperzi podkorního hmyzu, čemuž by měl také odpovídat jejich cílový stav a management. Porosty ve vzdálenosti 500–1000 m (byť méně ohrožené) lze vnímat jako přechodovou zónu mezi zónou nejvíce ohroženou a produkčními lesy nižších poloh, která bude vyžadovat především zvýšenou obezřetnost při plánování opatření ochrany lesa. Nutno zdůraznit, že analyzované puфраční pásmo je definované modelovou doletovou vzdáleností

lýkožrouta smrkového reflektující vznik nových ohnisek. V praxi by mělo mít co nejkompaktnější hranici, např. podle jednotlivých JPRL, které do něj spadají, nebo logických terénních celků. Podrobná prostorová analýza a optimální návrh puфраčního pásma z hlediska terénních nebo porostních charakteristik není cílem této práce.

Pro účely popisu stavu porostů a následného návrhu managementu byly použity tyto charakteristiky: druhové složení (podíl smrku), věková struktura, lesní vegetační stupeň a stanovištní podmínky (mapováno dle ÚHUL).

V případě porostů, kde byla při zařízení LHP vylišena další etáž/etáže, věk porostu reflektuje horní, resp. nejstarší etáž. Lesní vegetační stupeň vyjadřující vertikální členitost vegetace v závislosti na změnách výškového mezoklimatu je charakterizován určitou klimaxovou vegetací. Pro účely návrhu managementu je ukazatelem potenciálního podílu smrku, resp. přítomnosti dalších druhů dřevin.

5. Výsledky

5.1 Analýza prostorové a věkové struktury

5.1.1 Věk a struktura porostů

Věková struktura porostu měla signifikantní vliv na strukturu porostu a velikost stromů. Výsledky ukázaly signifikantní závislost rozptylu DBH ($R^2 = 0,89$; $p < 0,0001$) a rozptylu výšek živých stromů ($R^2 = 0,69$; $p = 0,0029$) s rozptylem věku. V obou případech se jednalo o pozitivní vztah, kdy rozptyly DBH a výšek stromů rostly se zvyšující se variabilitou věku. Taktéž velikost stromů byla průkazně závislá na věku, nicméně pouze výška stromů, přičemž se stoupajícím mediánem věku se signifikantně zvyšoval medián výšky ($R^2 = 0,60$; $p = 0,0088$) a horní výška ($R^2 = 0,57$; $p = 0,0112$). Vztah mediánu DBH s mediánem věku byl nesignifikantní, taktéž závislost stupně zápoje na věku (rozptyl, medián) byla neprůkazná.

Nejvyšší věk byl zjištěn u stromu na ploše J3 (smrk ztepilý, 416 let, DBH 79,3 cm, výška 26,0 m, údaj zjištěn v roce 2012), zároveň byl zde zaznamenán nejvyšší věkový rozptyl (148 let). Medián věku stromů (kalendářní rok dosažení výšky odběru vývrťů) na všech zkoumaných plochách byl 1846 (± 55 Standard Deviation, SD).

5.1.2 Gradient nadmořské výšky a struktura porostů

Nadmořská výška neměla významný vliv na rozmanitost porostní struktury. Výšková variabilita a variabilita DBH nevykazovaly průkaznou závislost na gradientu nadmořské výšky. Nicméně výsledky ukázaly, že nadmořská výška má signifikantní vliv na absolutní velikost stromů. I v tomto případě na medián výšky ($R^2 = 0,92$; $p < 0,0001$) a horní výšku stromů ($R^2 = 0,92$; $p < 0,0001$), jejichž vztah k výškovému gradientu byl negativní, oba parametry se se zvyšující nadmořskou výškou snižovaly. Rozdíl mediánu porostní výšky činil ve studovaném gradientu 1215–1309 m n. m. přibližně 9 m (pokles ~ o 39 %), snížení horní výšky porostů bylo přibližně o 8,5 m (pokles ~ o 30 %). V případě mediánu DBH živých a odumřelých stromů a stupně zápoje byla závislost na nadmořské výšce neprůkazná.

5.1.3 Expozice a struktura porostů

Variabilita DBH živých a odumřelých stromů a výšková variabilita živých stromů na jednotlivých plochách nebyla závislá na expozici svahu. Nebyl zjištěn ani vztah expozice s absolutní velikostí živých stromů (medián DBH, výškový medián a horní výška). Stupeň zápoje taktéž nevykazoval žádnou závislost s expozicí. Byla prokázána pouze signifikantní závislost expozice a mediánu DBH odumřelých stromů ($R^2 = 0,46$; $p = 0,0391$). Větší DBH odumřelých stromů se vyskytovala na severní expozici ve srovnání s jižní expozicí (obr. 8, obr. 9). Odumřelé stromy vykazovaly na severní expozici medián DBH 39,2 cm ($\pm 18,8$ SD), na jižní 31,0 cm ($\pm 16,6$ SD). Četnost tloušťkových stupňů na jednotlivých výzkumných plochách zobrazuje obr. 11.

Medián DBH živých stromů na severní expozici byl 49,8 cm ($\pm 19,0$ SD), na jižní expozici 45,8 cm ($\pm 16,1$ SD). Medián výšky živých stromů na severní expozici činil 19,1 m ($\pm 6,0$ SD), na jižní expozici 21,0 m ($\pm 6,9$ SD). Severní expozice vykazovala průměrný zápoj 29 % (± 5 SD), jižní 39 % (± 16 SD). Výškový gradient ploch na severní a jižní expozici byl v podstatě analogický (severní expozice: 1216–1305 m n. m., jižní expozice: 1215–1309 m n. m., srv. obr. 5).

5.1.4 Vztah vysvětlujících proměnných

Pro lepší interpretaci výsledků byla také testována závislost věkové struktury s nadmořskou výškou a expozicí. Signifikantní vztah byl zjištěn pouze mezi mediánem věku a nadmořskou výškou ($R^2 = 0,44$; $p = 0,0359$), který byl negativní, tj. věk stromů se se stoupající nadmořskou výškou snižoval. Závislost věkového rozptylu na nadmořské výšce prokázána nebyla. Rovněž nebyl zjištěn vztah věku (medián, rozptyl) s expozicí. Medián věku (kalendářní rok dosažení výšky odběru vývrtů) na obou expozicích byl obdobný, na severní expozici 1834 (± 59 SD), na jižní expozici 1851 (± 51 SD). Výsledky všech výpočtů jsou shrnuty v tab. 3, průkazné závislosti zobrazuje obr. 10.

Tab. 3: Výsledky hodnocení pomocí lineárního modelu

Proměnná	Věk _{IQR} *		Věk** _{medián}		Nadmořská výška		Expozice	
	R ²	p-value	R ²	p-value	R ²	p-value	R ²	p-value
Živé stromy								
DBH _{median}	-	-	0,27	0,1212	0,27	0,1219	0,21	0,1866
DBH _{IQR}	0,89	0,0000	-	-	0,07	0,4593	0,70	0,4617
h _{median}	-	-	0,60	0,0088	0,92	0,0000	0,00	0,9222
h _{IQR}	0,69	0,0029	-	-	0,02	0,6931	0,00	0,9017
h _{10%}	-	-	0,57	0,0112	0,92	0,0000	0,02	0,7219
Stupeň zápoje	0,02	0,6952	0,13	0,3068	0,02	0,7116	0,19	0,2018
Odumřelé stromy								
DBH _{median}	-	-	-	-	0,03	0,6264	0,46	0,0391
DBH _{IQR}	-	-	-	-	0,02	0,6846	0,08	0,4277

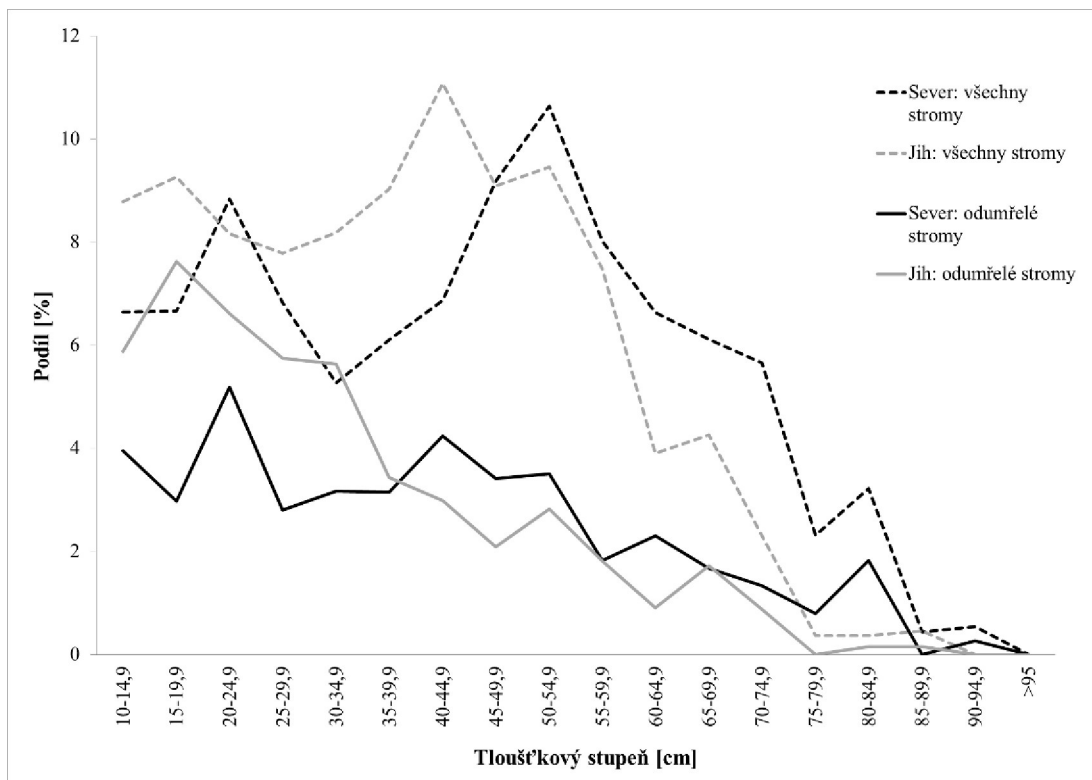
Proměnná	Věk _{IQR} *		Věk** _{medián}	
	R ²	p-value	R ²	p-value
Nadmořská výška	0,02	0,7150	0,44	0,0359
Expozice	0,08	0,4430	0,03	0,6147

DBH_{median}, DBH_{IQR} – střední hodnota a mezikvartilový rozptyl výčetní tloušťky; h_{median}, h_{IQR} – střední hodnota a mezikvartilový rozptyl výšky; h_{10%} - horní výška

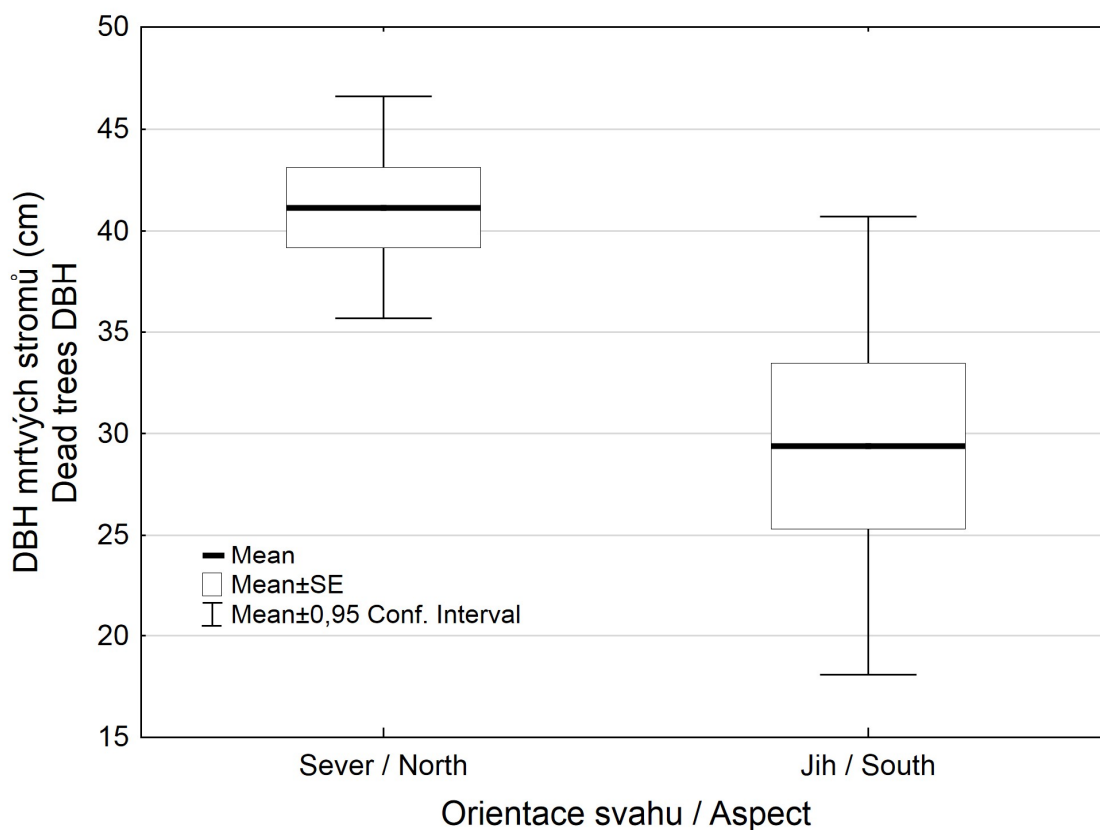
Zvýrazněné hodnoty představují průkazné vztahy

*Rozptyl (IQR) byl vypočten jako mezikvartilový rozptyl (rozdíl kvartilů)

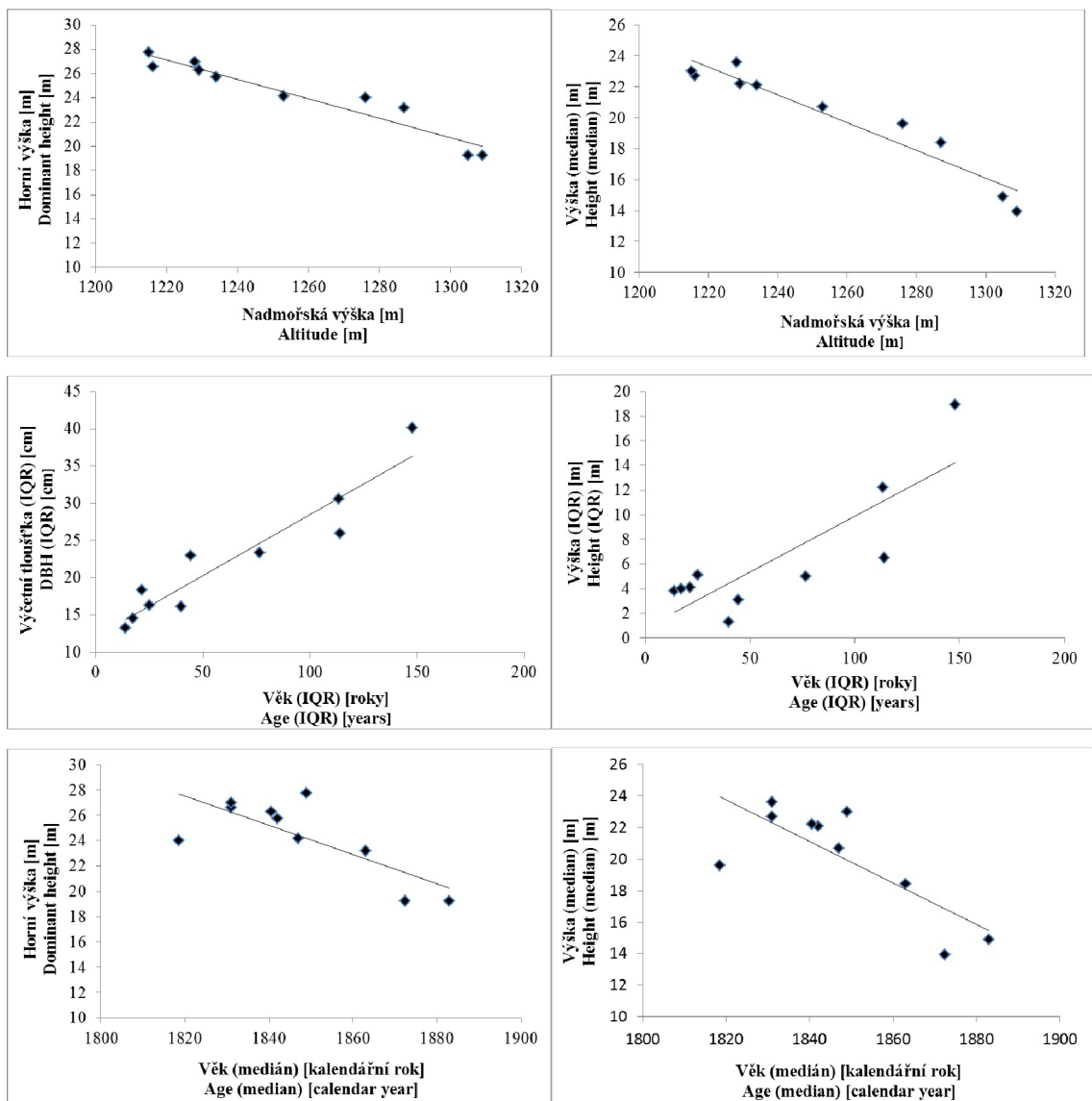
**Věk stromu odpovídá kalendářnímu roku, kdy strom dosáhl výšky 0,5 m nad zemí



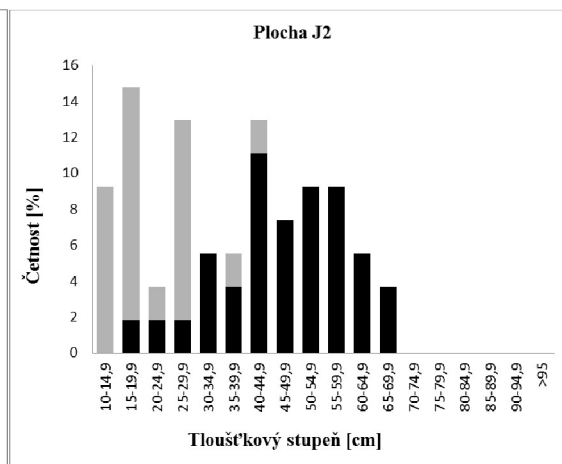
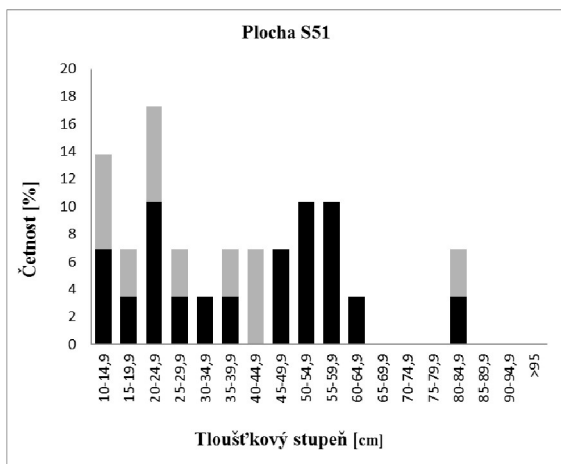
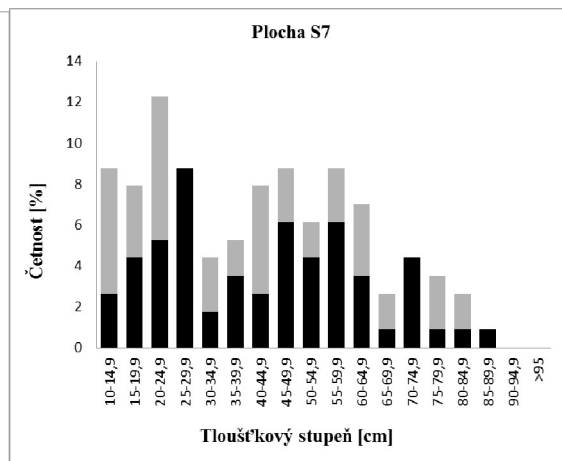
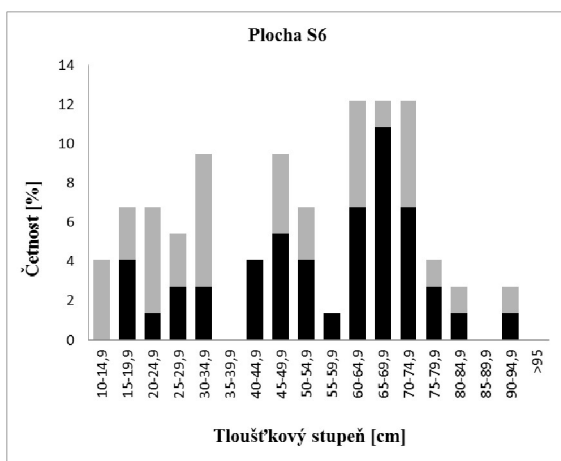
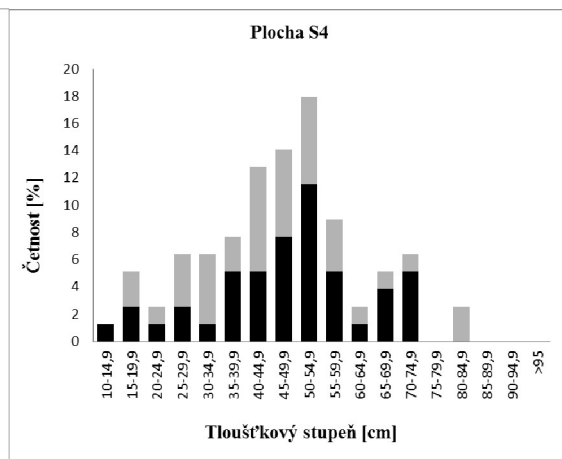
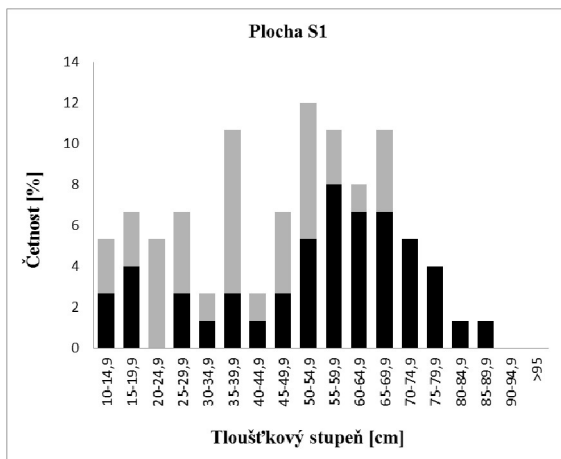
Obr. 8: Průměrné tloušťkové četnosti odumřelých stromů a součtu živých a odumřelých stromů na severní a jižní expozici

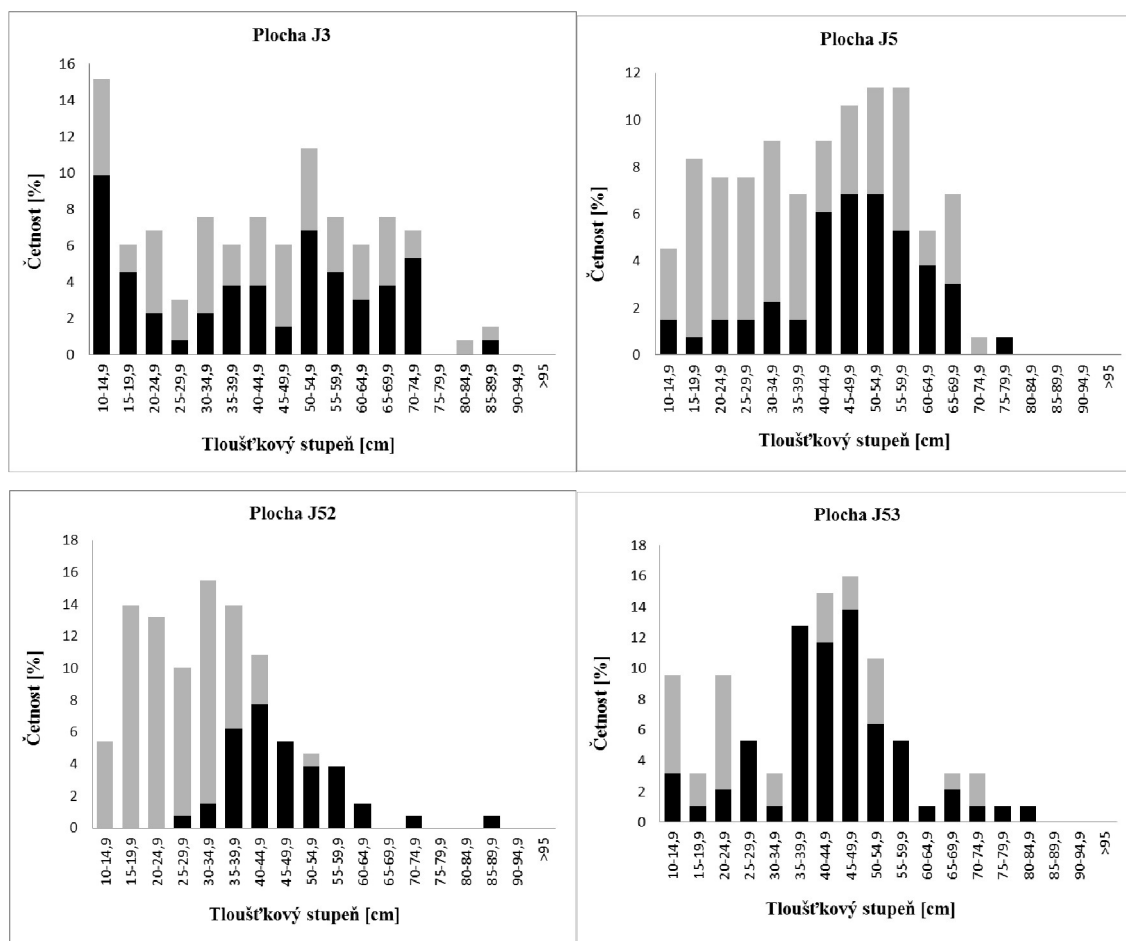


Obr. 9: DBH odumřelých stromů na severní a jižní expozici



Obr. 10: Grafické znázornění výsledků lineárního modelu zobrazující signifikantní vztahy; IQR představuje mezikvartilový rozptyl



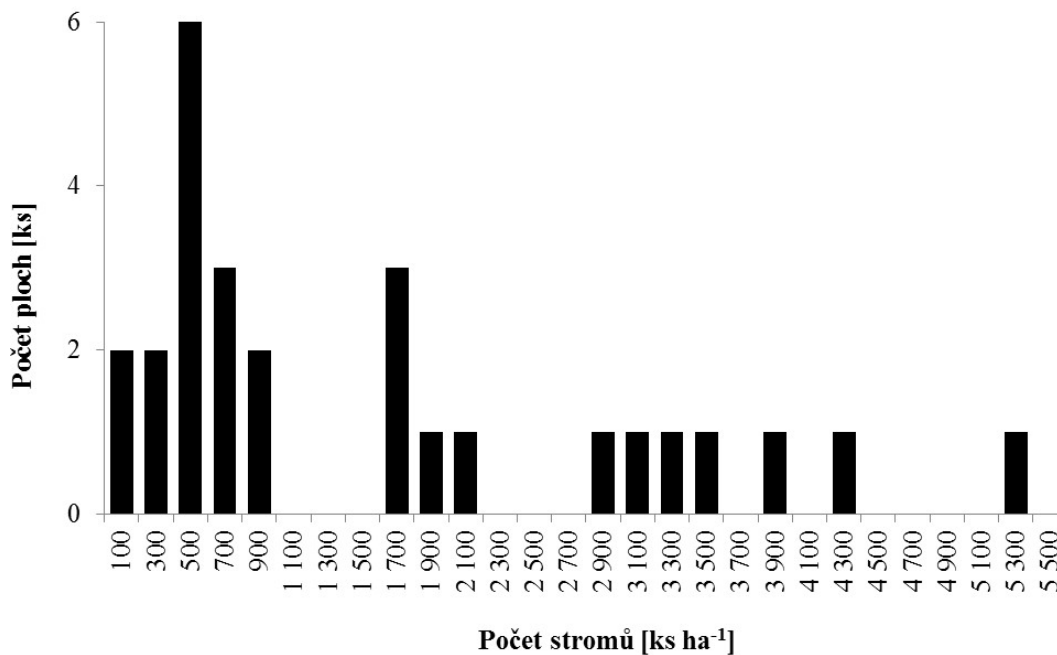


Obr. 11: Četnost tloušťkových stupňů na jednotlivých výzkumných plochách v roce 2013. Černá barva znázorňuje živé stromy, šedá barva odumřelé stromy

5.2 Množství a struktura odrostlého zmlazení

5.2.1 Početnost obnovy

Na zkoumaných plochách rostly tři druhy dřevin: smrk ztepilý, jeřáb ptačí a buk lesní. V rámci všech potenciálně přeživších jedinců (výška > 2,5 m, DBH < 10 cm) byl smrk zastoupen ze 73 %, jeřáb 22 % a buk 5 % (obr. 6). Množství obnovy na jednotlivých plochách se pohybovalo od 10 do 5310 jedinců ha⁻¹ s průměrnou hodnotou 1578 jedinců ha⁻¹ (medián 810, dolní kvartil 445 a horní kvartil 2200 jedinců ha⁻¹; obr. 12). Na 93 % (25) ploch se vyskytovalo více než 250 a na 44 % (12) ploch více než 1000 potenciálně přeživších jedinců ha⁻¹. Pouze na 7 % (2) ploch bylo zaznamenáno méně než 200 jedinců ha⁻¹.

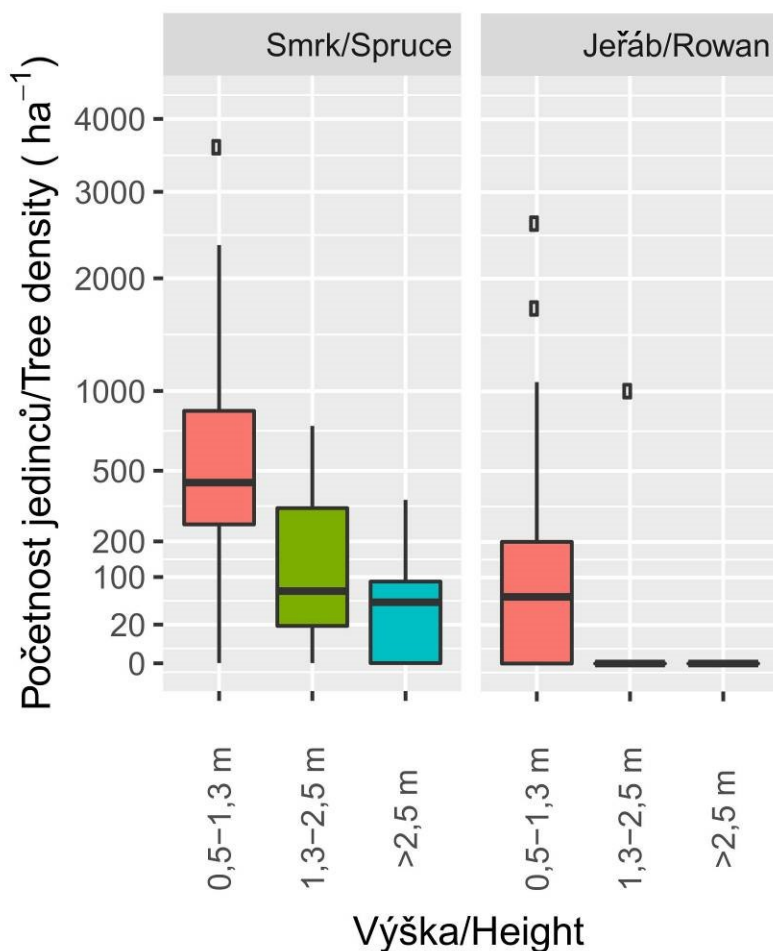


Obr. 12: Histogram množství odrostlé obnovy na studijních plochách

5.2.2 Výšková struktura

Výšková struktura potenciálně přeživších stromů (obr. 13) byla také značně variabilní. Celkově byla výšková kategorie I (0,5–1,3 m) zaznamenána na všech plochách, výšková kategorie II (1,3–2,5 m) na 81 % (22) ploch a kategorie III (> 2,5 m) na 59 % (16) ploch.

Z pohledu jednotlivých dřevin byl smrk zaznamenán ve výškové kategorii I (0,5–1,3 m) na všech plochách, v případě kategorie II (1,3–2,5 m) na 78 % (21) ploch a výšková kategorie III (> 2,5 m) na 63 % (17) ploch. Jeřáb rostl na 67 % (18) ploch v nejnižší výškové kategorii a pouze na 11 % (3) ploch ve výškové kategorii II (1,3–2,5 m). Jeřáby vyšší než 2,5 m se na žádné z ploch nevyskytovaly. Výšková struktura buku z důvodu nízkého zastoupení nebyla dále řešena.



Obr. 13: Výšková struktura stromů potenciálně přeživších intenzivní disturbance (< 10 cm DBH) pro jednotlivé druhy stromů; osa y je v odmocninovém měřítku. Krabicové diagramy zobrazují medián, kvartily (25 % a 75 % kvantil), rozsah (minimum i maximum) a odlehlé hodnoty

5.2.3 Vliv porostních a fyziografických charakteristik na početnost obnovy smrku

Kruhová základna stojících částí zlomů měla nejsilnější vliv na početnost obnovy smrku sumy výškových kategorií I a II, tj. 0,5–2,5 m (tab. 4). S rostoucí kruhovou základnou zlomů rostla i početnost obnovy. Průkazně pozitivní vliv na množství obnovy smrku měla také průměrná DBH odumřelých stromů. Tyto dvě proměnné vysvětlili zhruba 64 % variability početnosti.

Analýza početnosti smrku výškové kategorie III (> 2,5 m, < 10 cm DBH) ukázala, že množství odrostlých jedinců smrku se zvyšovalo se zvyšující se svažítostí terénu a

snižovalo s rostoucí nadmořskou výškou. Průkazný vztah byl zjištěn také u průměrné DBH odumřelých stromů. Početnost odrostlých smrků (> 2,5 m) byla vysvětlena přibližně z 55 %.

Tab. 4: Výsledky zobecněných lineárních modelů

Vysvětlovaná proměnná	Vysvětlující proměnná	Regresní koeficient	Střední chyba průměru	z-value	p-value	% vysvětlené variability	koeficient disperze
Množství smrku 0,5–2,5 m výšky	Kruhová základna zlomů [m ²]	0,100	0,017	6,032	<0,0001	63,6	3,39
	Průměrná DBH odumřelých stromů [cm]	0,006	0,002	3,974	0,0001		
Množství smrku > 2,5 m výšky (< 10 cm DBH)	Sklon	0,097	0,029	3,353	0,0008	55,4	0,79
	Průměrná DBH odumřelých stromů [cm]	0,022	0,005	4,822	<0,0001		
	Nadmořská výška [m]	-0,019	0,006	-3,419	0,0006		

5.3. Predispozice navazujících porostů na napadení lýkožroutem smrkovým

I přestože v případě gradace lýkožrouta smrkového jsou nejvíce ohroženy porosty do 500 m od ohniska napadení, byly také posouzeny porosty do vzdálenosti 500–1000 m. Zde mohou také vznikat ohniska napadení, byť v podstatně menší míře.

Komplexní model PAS ukázal, že nejnižší potenciál ohrožení lýkožroutem smrkovým mají rozsáhlé plochy porostů v jihozápadní a jižní části zájmového území navazující na PR Břidličná a PR Pod Jelení studánkou. Druhým větším územím s relativně nejnižším rizikem ohrožení jsou porosty ve východní a jihovýchodní části zkoumaného území navazujícího na NPR Praděd. Celkový podíl porostů s relativně nejnižším potenciálem ohrožení (v příloze 3 skupina A) činí přibližně 31 %

vymezeného puфраčního pásma do 1000 m. Jedná se zpravidla o mladé smrkové porosty do 40–50 let věku.

Podíl relativně nejohroženějších porostů ve zkoumané oblasti činí kolem 6 % (v příloze 3 skupina C). Jedná se o porosty na exponovaných hřebenech na extrémních stanovištích na lokalitě v oblasti Temné (na jihovýchod od lokality U Eustašky, NPR Praděd), Peklo (na východ od lokality U Tetřeví chaty, NPR Praděd) a porosty v oblasti Ostrého vrchu (na východ od údolí Bílé Opavy, NPR Praděd). Potenciálně nejohroženější porosty se nachází také kolem masivu Máje a porosty na vodou ovlivněných stanovištích v oblasti Jeleního žlebu (vše jihovýchodně od NPR Praděd).

Ostatní porosty (63 % území, v příloze 3 skupina B) jsou tvořeny prakticky pouze porosty staršími 50–60 let věku vykazující vyšší potenciál ohrožení oproti skupině A, což je dáno především poměrně unifikovaným druhovým složením ve prospěch smrku (příloha 4). Nejvyšší zastoupení měla v puфраčním pásmu skupina B (63 %), jejíž největší souvislá plocha se nachází jihovýchodně od lokality Malá kotlina a v oblasti masivu Temné, na ostatním území tvoří mozaiku se skupinou A nejvíce zastoupenou jihozápadní a jižní části území. Mapu ohroženosti zájmového území zobrazuje příloha 3.

5.4. Východiska pro principy managementu porostů v puфраčním pásmu

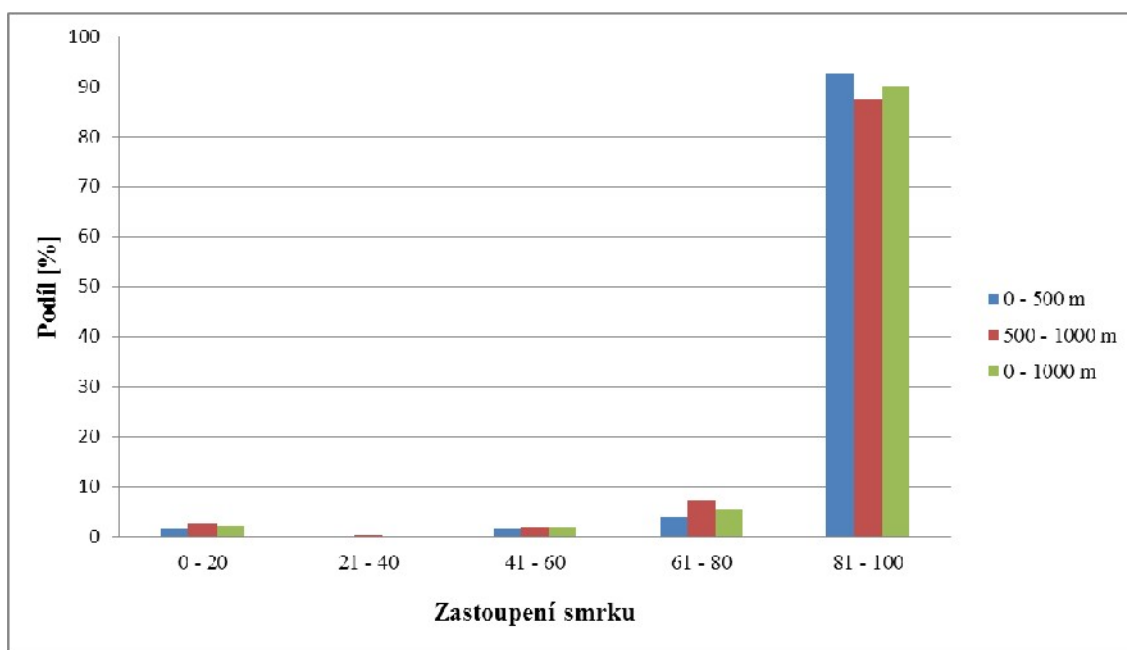
Pro účely rozboru stavu porostů puфраčního pásma pro definici principů managementu byly použity tyto charakteristiky: druhové složení (podíl smrku), věková struktura, lesní vegetační stupeň a stanovištní podmínky (edafické kategorie). Managementová opatření jsou definována pro zónu 0–500 m, která je nejohroženější. Nicméně, byla provedena analýza porostů také pro zónu 500–1000 m, v případě které nelze určité ohrožení vyloučit.

5.4.1 Druhové složení (podíl smrku)

Analýza druhové skladby porostů nacházejících se ve vymezeném puфраčním pásmu ukázala, že na celém území jednoznačně dominuje smrk ztepilý (obr. 14). Další

dřeviny, které se podílí na druhovém složení zájmových porostů, jsou buk, vtroušeně javor klen, bříza, jeřáb a jedle bělokorá. Zastoupení smrku v zájmovém území zobrazuje příloha 4.

Z hlediska druhového složení je výskyt porostů s vyšším podílem listnáčů a jedle (maximální podíl 40–60 %) pouze velice sporadický a maloplošný v různě jemné mozaice s dospělými smrkovými porosty. V zóně 0–500 m se souvislejší plocha smíšených, resp. listnatých porostů nenachází, jedná se převážně o menší plochy mladých porostů přípravných dřevin s břízou a jeřábem, největší taková plocha navazuje na lokalitu údolí Bílé Opavy (východně od NPR Praděd). V zóně 500–1000 m se největší souvislá plocha smíšených porostů nachází v oblasti na jihovýchod od Jeleního žlebu (jihozápadní svah Máje), obdobné porosty jsou situovány také v jižní části zájmového území v zóně 500–1000 m navazující na PR Břidličná. V celém pufracním pásmu do 1000 m zcela převažuje smrk (90 %), rozdíly v jednotlivých zónách jsou zanedbatelné (obr. 14).



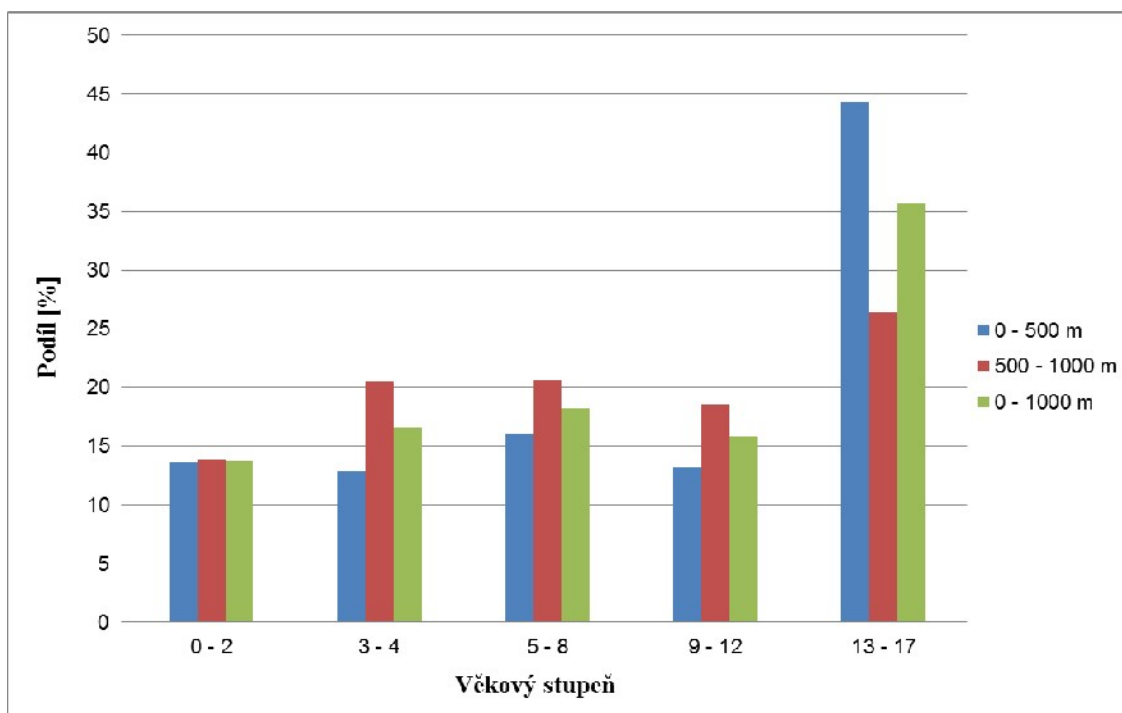
Obr. 14: Zastoupení smrku (%) v navrženém pufracním pásmu v zóně 0–500 m, 500–1000 m a v celém pásmu do 1000 m od potenciálně bezzásahového území; na ose x je zobrazen podíl smrku (%), osa y ukazuje plošný podíl (%) zastoupení smrku dle LHP

5.4.2 Věková struktura

Věková struktura porostů puфраčního pásma v zóně 0–500 m je charakterizována výrazným zastoupením starých porostů starších 130 let věku (ca 44 %). Největší souvislá plocha nejstarších věkových stupňů navazuje na lokalitu U Tetřeví chaty (severovýchodní část od NPR Praděd) a dále je to celý masiv Temné (jihovýchodně od NPR Praděd). Poměrně rozsáhlý celek nejstarších porostů navazuje na oblast Malé kotliny (NPR Praděd) a jižně od PR Pod Jelení studánkou. Se stoupající vzdáleností od potenciálně bezzásahového území klesá podíl nejstarších porostů ze 44 na 26 % (obr. 15). Naopak, souvislejší plochy porostů nejmladších věkových stupňů navazují na jižní část zájmového území (jižně od PR Pod Jelení studánkou a PR Břidličná) a na oblast údolí Bílé Opavy (východní část NPR Praděd).

O něco vyrovnanější věkovou strukturu má zóna 500–1000 m s převažujícím podílem nejmladších věkových stupňů 0–4 (ca 35 %), jejichž největší plošný podíl mají lokality pod Velkou kotlinou (NPR Praděd) a jižní část zkoumaného území (jižně od PR Pod Jelení studánkou a PR Břidličná)

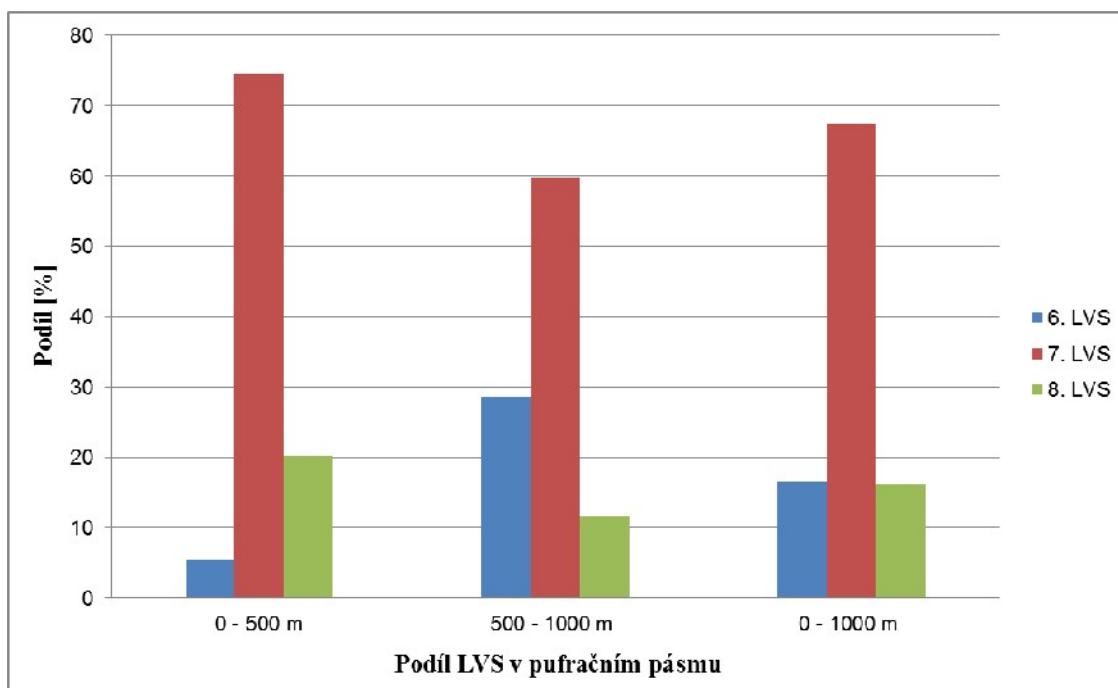
Celkově přibližně 30 % porostů vykazuje na celém zájmovém území věk do 40 let. Rozsah věkových stupňů 5–8 a 9–12 je téměř konstantní (celkově po 18 %). V celém puфраčním pásmu jsou nejvíce zastoupeny nejstarší věkové stupně s podílem přibližně 36 %. Věkovou strukturu zájmového území zobrazuje příloha 5.



Obr. 15: Věková struktura puфраčního pásma podle věkových stupňů v zóně 0–500 m, 500–1000 m a v celém pásmu do 1000 m od potenciálně bezzásahového území; na ose x jsou zobrazeny věkové stupně dle LHP, osa y ukazuje plošný podíl (%) jednotlivých věkových stupňů, rozdělení nejmladších věkových stupňů na 0–2 a 3–4 reflektuje odlišný management s ohledem na intenzitu výchovy

5.4.3 Lesní vegetační stupeň

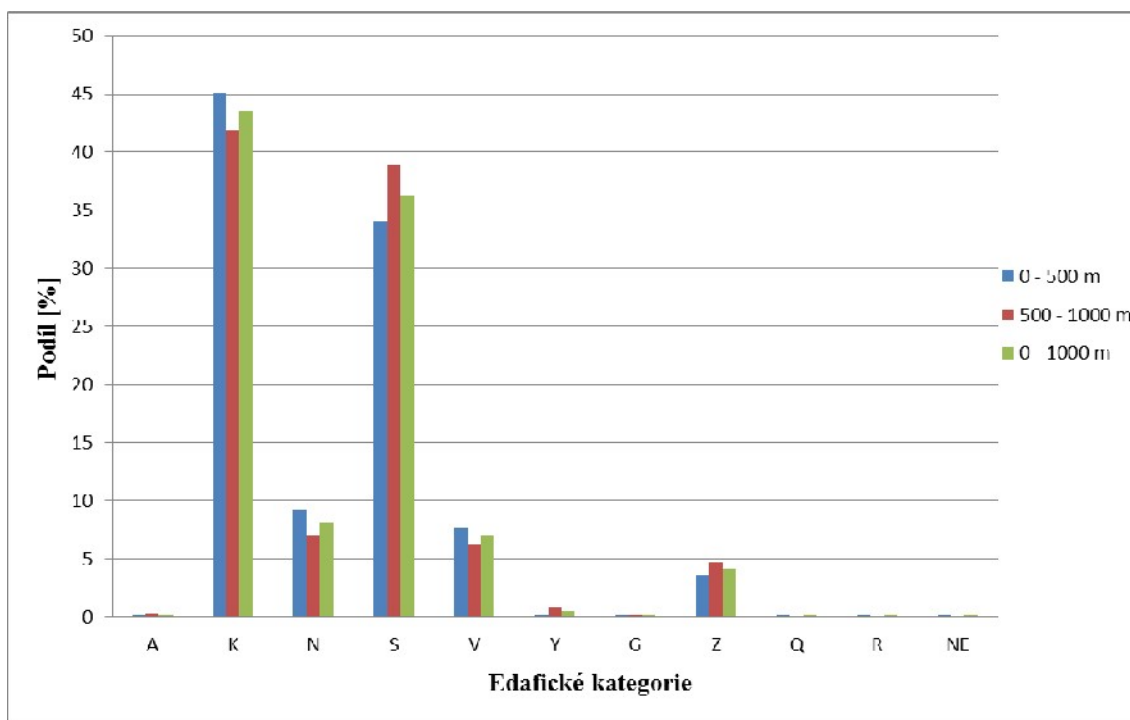
Zóna 0–500 m je situována přibližně z 20 % do 8. LVS a pouze minimum území do 6. LVS. Naopak, téměř třetina zóny 500–1000 m zasahuje do 6. LVS. V celém vymezeném puфраčním pásmu jednoznačně dominuje 7. LVS (bukosmrkový) s podílem přibližně 67 %, zastoupení 6. (smrkobukový) a 8. LVS (smrkový) je obdobné, tj. kolem 16 % (obr. 16). Puфраční pásmo je nejvýše položené především v severní a severovýchodní části území (severní a severovýchodní svahy Pradědu) a dále část masivu Temné (východně od lokality Velká kotlina, NPR Praděd). Členění vegetační stupňovitosti je převzato dle příslušné vrstvy ÚHUL, zájmového území zobrazuje příloha 6.



Obr. 16: LVS spadající do pufrčního pásma v zóně 0–500 m, 500–1000 m a v celém pásmu do 1000 m od potenciálně bezzásahového území, 6. LVS – smrkobukový, 7. LVS – buk-smrkový, 8. LVS – smrkový, členění dle ÚHÚL

5.4.4 Stanovištní podmínky

V celém pufrčním pásmu (v obou zónách) jednoznačně dominuje edafická kategorie K – kyselá (43 %) s největším souvislým plošným podílem v jižní části zájmového území navazujícího na PR Pod Jelení studánkou a PR Břidličná. Edafická kategorie S – svěží (37 %) je nejvíce zastoupena v oblasti Jeleního žlebu a Velké kotliny (jihovýchodně od NPR Praděd) (obr. 17). Téměř konstantní podíl (8 %) mají edafické kategorie N – kamenitá (souvislá plocha na lokalitě Peklo, východní část NPR Praděd) a V – vlhká (oblast U Eustašky, Jelení žleb, jihovýchodně od NPR Praděd). V rámci zájmového území tvoří kategorie V převážně mozaiku se živnějšími stanovišti. Edafické kategorie Y – skeletová a Z – zakrslá (celkem do 10 %) jsou nejvíce zastoupeny na lokalitách Temná a Peklo (jihovýchodně a východně od NPR Praděd). Stanovištní podmínky zájmového území zobrazuje příloha 7.



Obr. 17: Zastoupení jednotlivých edafických kategorií spadajících do puфраčního pásma v zóně 0–500 m, 500–1000 m a v celém pásmu do 1000 m od potenciálně bezzásahového území (GISvrstva dle ÚHÚL)

5.5 Principy managementu porostů v puфраčním pásmu

Příslušný lesnický management může do značné míry snížit predispozici porostů na narušení abiotickými a biotickými činiteli. Tento stav ovlivňuje zejména změna druhového složení či prostorové struktury na úrovni porostu nebo většího celku (KLOPCIC et al. 2009, VEGA & HOFSTETTER 2015).

Základní atributy puфраčního pásma odvozeny z výsledků nejnovějších studií, které mohou zabránit nebo zmírnit disperzi lýkožrouta smrkového, jsou tyto:

- smrkové porosty s věkem do 40–50 let,
- listnaté nebo smíšené porosty se zastoupením smrku do 10–20 %,
- smíšené porosty se zastoupením smrku do 40 % s jednotlivou nebo skupinovou formou smíšením s ostatními dřevinami.

Jak indikují výsledky, pro snížení predispozice zájmových porostů puфраčního pásma na napadení podkorním hmyzem a jeho dalšího šíření by mělo primárně dojít ke snížení podílu smrku ve druhové skladbě. Nicméně, problémem je výškový gradient puфраčního pásma, které je celkově situováno přibližně v podílu 16 % do 8. LVS, v zóně

0–500 m je to kolem 20 %. Zde se přirozený výskyt smrku pohybuje v závislosti na stanovištních podmínkách přibližně v zastoupení mezi 80–100 %. 7. LVS je v rámci celého pufráčního pásma zastoupen z 68 %, v případě zóny 0–500 m je to až kolem 75 %, kde je předpoklad přirozeného zastoupení smrku v rozmezí 40–70 (80) %. Pouze na 16 % území (6. LVS) se dá očekávat přirozený podíl smrku kolem 20–30 % (BURIAN et al. 2001, PRŮŠA 2001), do zóny 0–500 m zasahuje 6. LVS pouze na 5 % území pufráčního pásma.

Principy managementu jsou definovány primárně pro zónu 0–500 m a rozděleny pro výškový gradient přibližně nad 1100 (1150) m n. m. a méně než 1100 (1150) m n. m. (nejnižším bodem je 880 m n. m.), nejnižší výškový bod zóny 0–500 m se nachází kolem 990 m n. m. Disertační práce popisuje 2 varianty stabilizačního managementu navazujících porostů, které kromě zvýšení jejich odolnosti, obzvláště vůči biotickým činitelům, zahrnují úvahu o časovosti stabilizace.

Na základě výsledků analýzy zájmových porostů modelového pufráčního pásma se ukazuje, že jejich management musí vycházet především ze skutečnosti vysoké nadmořské výšky a s tím souvisejícího relativně vysokého podílu přirozeného zastoupení smrku ve druhovém složení. Důležitým východiskem pro jejich stabilizaci vůči ataku kůrovců je také věková struktura. Stanovištní podmínky určují především velikost obnovních prvků.

5.5.1 Managementová varianta A

Varianta A reflektuje standardní principy přestaveb smrkových porostů. V nejvyšších polohách je to změna struktury a podle možností druhového složení, v nižších polohách je žádoucí především změna jejich prostorové a druhové skladby.

5.5.1.1 Výchova

Vzhledem k plošně vysokému zastoupení smrku představují porosty do 30 let věku nejperspektivnější pěstební jednotku pro zajištění jejich budoucí stability a odolnosti vůči napadení kůrovci. Základem pro jejich budoucí stabilitu je včasná

výchova. Pro zvýšení prostorové heterogenity a narušení uniformity lze použít principy ve smyslu variable–density thinning – uplatňování výchovy různé intenzity od slabého rozvolnění až po vytvoření mezer různé velikosti (HARRINGTON 2009, O'HARA et al. 2010).

Intenzita prvního zásahu musí být volena zejména s ohledem na hustotu porostů, zdravotní stav a stav korun. Ve vyšších horských polohách by měl být první výchovný zásah nejenom včasný, ale také dostatečně intenzivní, s cílem dosáhnout rozvolněný zápoj (dostatečný rozestup stromů se sponem alespoň 2x2 m), co nejnížší štíhlostní koeficient a koruny stromů s hlubokým zavětvením, primárně vysokou individuální stabilitu (JURÁSEK et al. 2011). Pro dosažení optimálního stavu v budoucnu v těchto polohách musí být první výchovný zásah realizován ve věku již kolem 15–20 let, nejpozději v době zapojování korun. V těchto porostech je největší šance na zvýšení, resp. udržení jejich poměrně vysoké stability, jelikož se vyznačují silnou růstovou reakcí na výchovný zásah (SLODIČÁK & NOVÁK 2007). Při managementu smrkových porostů nejmladších věkových stupňů je nutné brát v potaz kromě plošné redukce počtu jedinců také tvar a štíhlost koruny, tzn. podporovat jedince smrku mající patrně klimaxovou růstovou strategii (JURÁSEK et al. 2011). Včasná a intenzivní výchova smrkových mlazin by měla být součástí managementu všech vegetačních stupňů. Podle reálného stavu mlazin lze využít některý z popsaných modelů výchovy (SLODIČÁK & NOVÁK 2007). Z hlediska stanovištních podmínek je vhodnější provádět na exponovaných stanovištích (např. SLT 7N) výchovu s nižší intenzitou, jelikož zde hrozí zvýšené riziko eroze. Tyto porosty mají zároveň nižší hustotu ve srovnání se živnějšími (SLT 7S) nebo kyselými stanovišti (SLT 7K), mělo by se zde uplatňovat v první řadě doplňování stanovištně vhodných druhů dřevin (KOŠULIČ 2010). Příkladem jsou rozsáhlejší mlaziny v oblasti Pekla (východní část NPR Praděd, příloha 8c).

Ve smrkových porostech ve věku kolem 30–40 let dochází k odeznívání silné přírůstové reakce. Pokud zde nebyla v minulosti provedena dostatečně intenzivní výchova a viditelně dochází v důsledku hustoty porostního zápoje ke zkracování korun, je nutné volit zásahy méně intenzivní. Příliš intenzivní jednorázové rozvolnění, obzvláště v nižších polohách, naopak zvyšuje riziko poškození mokřým sněhem, a později taky větrem. Zásahy by měly být zaměřeny primárně na podporu a uvolňování nejstabilnějších jedinců. Platí, že veškeré další vtroušené dřeviny musí být podporovány a uvolňovány. V zásadě se u smrku i zde uplatňuje princip udržení hlubokých korun,

pokud to stav porostu umožňuje. Kromě preference podpory jedinců s klimaxovým potenciálem (JURÁSEK et al. 2011), udržování rozvolněného zápoje a podpory nejstabilnějších jedinců, musí výchova smrkových porostů reflektovat také budoucí variabilní prostorovou strukturu, tj. výběrem stromů především ze střední úrovně s cílem budoucí výškové a tloušťkové diferenciaci. Do přirozeně nebo uměle rozvolněných míst je možný vnos dalších dřevin. V nejvyšších polohách, tj. v 8. LVS a na hranici se 7. LVS (přibližně po 1050–1100 m n. m.) je využitelný zejména jeřáb ptačí a javor klen, v polohách do 1100 (1050) m n. m. také buk.

V případě souvislých mlazin jiných dřevin se výchova řídí podle potřeby vlastníka, v zásadě by měly být respektovány bioekologické nároky klimaxových dřevin, zmlazování pod porosty přípravných dřevin s dostatečnou dobou clonění (KOŠULIČ 2008).

Management smrkových porostů středního věku (41–80 let) tkví především v tloušťkové diferenciaci uplatněním zásahů ve smyslu strukturních probírek, jejichž intenzita a frekvence bude záviset na stavu porostů, intenzitě a způsobu výchovy v minulosti. Podporou cílových stromů (nejvitálnější jedinci s dobře vyvinutou korunou) pozitivním výběrem by mělo dojít k vytvoření kostry porostu, tyto stromy se tak stanou základem jeho budoucí stability. Výběr se neprovádí schematicky (KOŠULIČ 2010).

V polohách nad 1100 (1150) m n. m. je prakticky jedinou možností pro obohacení druhového složení zvýšení podílu přípravných dřevin, především jeřábu a břízy, dále javoru klenu, na některých lokalitách lze uvažovat o podsadbách buku. Do geneticky nevhodných porostů nelze také opomenout vnos původního ekotypu smrku (podsadby) s následnou diverzifikovanou prostorovou strukturou a hloučkovou texturou.

Pásmo pod 1100 (1150) m n. m., hlavně nižší část 7. LVS a navazující 6. LVS, by mělo být tvořeno smíšenými porosty s převahou buku a jedle. Výchova smrkových porostů středního věku byla popsána výše a platí také v těchto polohách. Základem pro postupnou změnu druhového složení budou podsadby stanovištně vhodných druhů dřevin do procloněných míst (hlavně buku a jedle), které mohou být vnášeny již v dospívajících porostech, stejně tak uvolňování ostatních vtroušených druhů dřevin jako potenciální zdroj semenného materiálu (sensu DOBROVOLNÝ 2014). V rámci doplňování dalších dřevin je jednou z možností vnos jedle nebo buku k pahýlům

komolených smrků, které poslouží jako určitá „biologická“ forma ochrany zejména proti poškozování zvěří (KOŠULIČ 2010).

5.5.1.2 Obnova

Managementové principy v porostech starších 80 let by měly být směřovány k podpoře fruktifikace všech přítomných jedinců ve spojitosti s přípravou světelných a porostních podmínek pro jejich vnos uměle. Tam, kde se ještě nedostavila přirozená obnova, je zapotřebí tuto obnovu iniciovat anebo také doplňovat výsadbami a podsadbami stanovištně vhodnými druhy dřevin.

Ve stávajících dospělých smrkových porostech ve výšce nad 1100 (1150) m n. m. je obtížné dosáhnout zásadní změny druhové skladby. Zásahy by měly reflektovat spíš změnu prostorové struktury. Jednou z možností změny v těchto polohách je vytváření přirozenější struktury lesa. V době, kdy nehrozí riziko přemnožení kůrovce, lze skácet několik stromů po ploše, a sice nejlépe v době, kdy se nepředpokládá jejich obsazení kůrovci (konec září, říjen). Rychlejším zetlením kmenů v kůře vzniká vyšší šance pro uchycení semen smrku. Tuto růstovou strategii je možné napodobovat i uměle, tj. sázením smrku do zetlelých kmenů, k pařezům nebo pahýlům (MÍCHAL & PETŘÍČEK 1999, KOŠULIČ 2010). V těchto nadmořských výškách je zásadní podpora a zvyšování podílu přípravných dřevin – jeřábu a břízy. Komplikovanější struktury (ležící kmeny přes sebe) mohou posloužit jako určitá ochrana proti jejich okusu spárkatou zvěří. U některých navazujících autochtonních porostů s přírodě blízkým charakterem a pralesovitými strukturami, které nejsou součástí stávajících chráněných území, lze uvažovat o jejich arondaci do možného bezzásahového území (např. 102A, 103A, 206A17, 207A17, 616A17, příloha 8d).

V polohách pod 1100 (1150) m n. m. jsou podstatně širší možnosti vnosu dalších dřevin, v našich podmínkách především směsi buku a jedle. V závislosti na stanovišti je nutné porosty postupně procloňovat, a zároveň počítat v poměrně rozsáhlých uniformních smrkových porostech téměř bez mateřských stromů dalších druhů, především s umělou obnovou (podsadbami buku a jedle bělokoré, do rozvolněných míst také javorů). Postupné uvolňování podsadeb nebo přirozené obnovy musí respektovat bioekologické nároky použitých dřevin a musí být prováděno s ohledem na potenciál

stanoviště. Důvodem je kupříkladu tendence nárůstů smrku předrůstát jiné dřeviny, nebo na živnějších stanovištích vyšší riziko zabuřnění. Smrkové horní stromové patro splní účel mateřského porostu jako clona podsadeb cílových klimaxových druhů dřevin. Prioritou managementu by mělo být vytvoření další etáže, resp. etáží, nicméně podle možností druhově co nejpestřejší. Pokud se v porostech nachází dospělé mateřské plodící buky, DOBROVOLNÝ (2014) doložil, že přítomnost 2–3 takových plodících jedinců na hektar má šanci zajistit ca 30 % jejich podílu v budoucí generaci lesa. Jednou z možností zmírnění disperze a snížení množství napadených stromů lýkožroutem smrkovým ve stejnorodých smrkových porostech, je vytvoření spodní bukové etáže s rovnoměrným rozmístěním jedinců po ploše, ne do hloučků, tak, aby plnily roli narušování disperze volatilních látek podkorního hmyzu (VRŠKA et al. 2015). Autoři doporučují zajistit po ploše alespoň 32–36 (50) takových vrůstavých listnatých stromů – buků na hektar s dobře vyvinutou korunou jako určitou bariéru. Doporučují také vytvořit pruh buku do 50–100 m od hranice bezzásahového území. Tento postup je využitelný zejména v níže položené části pufrálního pásma (hlavně jižní část zájmového území).

Uplatňováním různých forem clonné seče (především forma maloplošná skupinová) nebo tvorbou kotlíků je žádoucí vzniklou spodní etáž výškově diverzifikovat směrem k budoucí vertikální struktuře. V závislosti na stanovištních podmínkách je vhodné uplatnit pro jedli a buk předsunuté obnovní prvky. U porostů prokazatelně geneticky nevhodných, nebo porostů silně poškozených zvěří, je možné zvážit jejich předčasnou obnovu. V případě obnovy holosečí by měly být obnovované prvky zalesňovány (obnovovány) především přípravnými dřevinami, pod jejichž clonu budou následně vnášeny klimaxové dřeviny, což platí také pro plochy po případných větrných narušeních (KOŠULIČ 2008).

5.5.2 Managementová varianta B

Alternativní varianta B počítá s výchovnými a obnovními zásahy převážně mimo rámec platné lesnické legislativy (LesZ), a mimo zásady, které jsou uplatňovány v hospodářských lesích pro dosažení co nejvyšší kvality produkce. V rámci výchovy využívá také principy VDT. Prakticky již od nejmladších porostů se výchova a obnova

vzájemně prolínají. Snahou je volit takové obnovní postupy, aby nevznikaly rozsáhlé nezalesněné nebo obtížně zalesnitelné plochy a zároveň, aby porosty v průběhu obnovy byly co nejméně ohroženy abiotickými činiteli.

Cílem managementové varianty B je obzvláště v polohách s vysokým přirozeným zastoupením smrku nebo na lokalitách, kde smrk intenzivně zmlazuje, pěstovat trvale rozvolněné porosty s krátkou dobou obmytí 50 let, které jsou v zásadě pro atak lýkožrouta smrkového ještě málo atraktivní (NETHERER & NOPP-MAYR 2005). Tato varianta počítá s rozpracováním porostů k obnově, které bude zahájeno již ve věku 31+ (4. věkový stupeň). Tyto principy managementu jsou primárně určeny pro 8. LVS, jejichž předpokládaná struktura bude tvořena variabilní mozaikou mladých smrkových porostů a přípravných dřevin (hlavně jeřáb a bříza), částečně také javorem klenem, na některých lokalitách i bukem. V nižších polohách s nižším potenciálním podílem smrku to jsou porosty přípravných dřevin, resp. v kombinaci s bukem, jedlí apod.

Druhým aspektem je časový horizont počítající s přestavbou na výše uvedený cílový stav v průběhu třech decenií.

5.5.2.1 Výchova

Intenzivní výchova mladých smrkových porostů do 30 let věku je také v této variantě samozřejmostí a její principy jsou obdobné jako u varianty A. Pro zajištění jejich vyšší odolnosti vůči ataku kůrovců i statické stability do doby smýcení v 8. LVS a vyšších polohách 7. LVS, by se měla v této variantě více uplatňovat preference smrků s co nejdelší korunou, a to i na úkor budoucí výškové heterogenity porostů. Podpora jedinců vykazujících pravděpodobně klimaxovou růstovou strategii (JURÁSEK et al. 2011) musí zůstat rovněž podle možností zachována. Stejně jako v případě varianty A, také zde je nástrojem stabilizace především redukce počtů stromů za účelem dosažení co nejnižšího (příznivého) štíhlostního koeficientu a snížení vzájemné konkurence vybraných jedinců s cílem udržení hlubokých korun (JURÁSEK et al. 2011). Pokud byly mlaziny v minulosti dostatečně vychovávané, růst v hustém zápoji nesnížil jejich stabilitu a nedošlo ke zkrácování korun, není ani nutné principy VDT uplatňovat a postačí vytvoření několika obnovních prvků pro vnos přípravných dřevin. Tyto prvky budou mít nepravidelný nebo elipsovitý tvar s nepravidelnou distribucí po ploše porostů

a měly by být primárně vkládány do souvislejších smrkových plošek v rámci mlaziny, například do více zapojených skupinek, kde se začíná projevovat zkracování korun. Velikost prvků by neměla přesahovat 0,1–0,2 ha. Vzniklé plošky plochy budou následně uměle zalesněny přípravnými dřevinami (jeřáb, bříza) nebo v kombinaci s javorem klenem, další možností je využití jejich sje po přípravě – mechanickém narušení půdy, hlavně v případě břízy. Vhodné porosty pro uplatnění uvedeného postupu jsou smrkové mlaziny navazující na porosty v oblasti údolí Bílé Opavy (východně od NPR Praděd) příloha 8e, nebo rozsáhlé mlaziny v oblasti Mravenčího sedla (jižně od PR Pod Jelení studánkou) příloha 8f, a některé další lokality. Obdobné prvky lze realizovat také na extrémnějších stanovištích (SLT 7N, 8N), nicméně kvůli zvýšenému riziku eroze maximálně do velikosti 0,1 ha a na méně svažitéch lokalitách (nejrozsáhlejší plocha je v oblasti Pekla, východní část NPR Praděd, příloha 8c). Zde se nabízí pouze uplatnění výchovy různé intenzity (VDT) bez cíleného umělého zakládání větších mezer, porosty na extrémnějších stanovištích jsou přirozeně samy o sobě poměrně rozvolněné. Ve všech případech musí být dodržována zásada hlubokých korun smrku a individuální stability.

Výše uvedené postupy pro porosty nejmladších věkových stupňů s dostatečně intenzivní výchovou v minulosti představují pouze určité obohacení jejich budoucí prostorové struktury a druhové skladby (buť krátkověkými přípravnými dřevinami). Ve stabilních porostech poslouží porostní mezery jako budoucí „východiska obnovy“ pro další druhy dřevin. Podstatně významnější roli bude hrát systém VDT v případě uniformních smrkových porostů s málo intenzivní výchovou v minulosti, kde se projevuje zkracování korun smrku v důsledku růstu v hustém porostním zápoji, a žádným zásahem nelze tento stav změnit. Příkladem jsou poměrně rozsáhlé plochy 40–50-letých porostů navazujících na oblast údolí Bílé Opavy (severovýchodně od NPR Praděd, příloha 8g). Již v těchto mladších porostech ve věku 31–40 (50) let se bude podstatně více vzájemně prolínat výchova s postupným rozpracováním k obnově. Intenzita rozvolnění se může pohybovat od 25 % (se střídáním ploch s odstraněním až 50 % jedinců) do vzniku mezer maximálně s plochou 0,1–0,2 ha. Do více rozvolněných míst je možný vnos autochtonního smrku, javoru klenu, resp. buku, nejvíce rozvolněná místa a vzniklé obnovní prvky (gapy) lze osázet bioskupinami přípravných dřevin. Další možností je postupné procloňování v pruzích v kombinaci s tvorbou kotlíků

elipsovitého tvaru a celoplošným doplňováním umělé obnovy formou podsadeb a postupným domýcením (příloha 9a).

5.5.2.2 Obnova

Objektem zájmu ve stávajících porostech starších 50 let věku až po nejstarší věkové stupně je především spodní (mladší) etáž, resp. její vytvoření – iniciace přirozené obnovy nebo obnova umělá. Hlavním cílem je vytvořit prostorově a podle možností druhově co nejrozmanitější mladší etáž, která bude následně v závislosti od druhového složení objektem výchovy, resp. následného rozpracování k obnově.

V případě pásma nad 1100 (1150) m n. m., kde lze očekávat výrazný podíl smrku, by měly mít výsledné porosty charakter mozaiky plošek – kombinace přípravných dřevin, javoru klenu a autochtonního smrku, ve výšce pod 1100 (1150) m n. m. lze již také pracovat navíc s bukem a jedlí, nebo převážně s bukem hlavně v kombinaci s přípravnými dřevinami.

Stávající porosty ve věku 51–80 let nejsou zpravidla ještě obnoveny (zákonné omezení obnovních těžeb v porostech mladších 80 let dle LesZ). V polohách nad 1100 (1150) m n. m. je nutné tyto porosty rozvolňovat se zachováním nejstabilnějších jedinců (pozitivní výběr) v kombinaci s předsunutými obnovními prvky ve formě kotlíků elipsovitého tvaru s kratší stranou proti směru převládajících větrů (KOŠULIČ 2010). Předsunuté obnovní prvky budou zalesněny především přípravnými dřevinami. V procloněných částech se počítá s podsadbami autochtonního smrku (vyvýšená místa, hloučky, v blízkosti pařezů a ležícího dřeva), do rozvolněných míst je vhodný také vnos javoru klenu. V těchto nadmořských výškách se nelze ubránit přítomnosti smrku, který zde tvoří dominantní přirozenou dřevinnou složku lesních porostů. V této situaci je prakticky jediným východiskem pěstování smrkových porostů s krátkou dobou obmýtí, kolem 50 let, nebo porostů přípravných dřevin. Pro dosažení určité prostorové variability (buť na skupinové úrovni) bude výsledkem střídání plošek smrku a přípravných dřevin s různou distribucí v rámci větších celků. Obdobné principy platí pro porosty starší 80 let věku, které ještě nejsou obnoveny nebo jsou obnoveny pouze sporadicky. Příklad rozpracování dospělých smrkových porostů v průběhu 3 decenií ukazuje příloha 9c. Vzniklá spodní etáž bude následně vychovávána podle výše

uvedených principů. V případech s dostatečným množstvím obnovy pod porostem je nutné počítat s postupným (přirazováním sečí a obnovních prvků), případně jednorázovým smýcením mateřského porostu. Vše závisí na stavu, hustotě, struktuře obnovy, ploše porostu, zásadní je dostatečné dopravní zpřístupnění, aby došlo k minimálním škodám na existující obnově.

V polohách pod 1100 (1150) m n. m. lze již také pracovat s bukem a jedlí, a to jak plošně tak do přesunutých obnovních prvků. Při plánování obnovy je zde nutné dbát na vznik porostních okrajů s co nejmenší délkou proti směru převládajících větrů, tedy např. prvky elipsovitého tvaru s nejmenší šířkou právě v tomto směru. Příklad dvojfázového rozpracování porostu středního věku v 7. LVS zobrazuje příloha 9b. V závislosti na stanovišti lze již počítat s širším spektrem dřevin (hlavně s bukem), který může být podsadbami vnášen téměř všude a následně postupně nebo jednorázově uvolněn. Univerzální složkou pro všechny výškové gradienty jsou přípravné druhy dřevin.

Velikost obnovních prvků a rychlejší postupy obnovy budou významně záviset, kromě jiného, na stanovištních podmínkách. Lze konstatovat, že nejproblematictější lokalitou jsou poměrně rozsáhlé plochy porostů v oblasti Pekla (východní část NPR Praděd), jejichž razantnější obnovní postup by znamenal vysoké riziko následné introskeletové eroze se vznikem obtížně zalesnitelných ploch (SLT 7N, příloha 8i). Zde je nutné postupovat velice opatrně formou postupného procloňování, např. vnosem javoru klenu do porostních mezer, jako určité východiska obnovy mohou posloužit přítomné hloučky přirozené obnovy smrku. Obnova formou holoseče nepřichází v úvahu. V polohách 7. LVS hrozí částečné riziko zabuřnění a vyšší ohrožení větrem na SLT 7S, největší plošný podíl takových porostů se nachází v oblasti Jeleního žlebu a Velké kotliny (jihovýchodně od NPR Praděd). Naopak, pro porosty na SLT 7K bude mít rychlejší domýcení méně dramatické následky (KOŠULIČ 2010). Největší podíl takových porostů se nachází v jižní části zájmového území navazující na PR Pod Jelení studánkou a PR Břidličná. V závislosti na stanovištních podmínkách je další možností jejich jednorázové domýcení s následným pěstováním porostů přípravných dřevin, nebo střídání plošek přípravných dřevin (případně javoru klenu) a plošek s autochtonním smrkem nepravidelného tvaru. Pro případ rizika nezdaru umělé obnovy je bezpečnější počítat s domýcením v několika etapách. Po proclonění je vhodné provádět plošné zraňování půdy.

V rámci všech obnovovaných porostů by bylo také vhodné ponechat na dožití (i přes riziko poškození větrem nebo kůrovcem) v počtu 10–20 jedinců ha⁻¹ jednotlivě nebo ve skupinkách jako určitý prvek strukturalizace. Kromě všech ostatních druhů dřevin jej mohou tvořit také některé nejvitalnější smrky, např. stabilní jedinci s co nejdelší korunou a specifickým habitem (JAKUŠ et al. 2011). Managementové principy výchovy a obnovy obou variant shrnuje tab. 5.

Tab 5: Shrnutí principů výchovy a obnovy managementové varianty A a B

Varianta A		Varianta B	
Výchova		Výchova	
20-30 let	redukce počtů jedinců, podpora výškové struktury a klimaxových typů smrku, eventuální uplatnění principů VDT	20-30 let	redukce počtů jedinců, podpora nejstabilnějších jedinců a klimaxových typů smrku, uplatnění principů VDT, vnášení dalších dřevin do vytvořených prvků o velikosti 0,1-0,2 ha
(30) 40 let	podpora nejstabilnějších smrků a dalších druhů dřevin, počátek výběru cílových stromů		
41-80 let	strukturní probírky - pozitivní výběr - cílové stromy		
Obnova		Obnova	
81+	podpora fruktifikace cílových dřevin převážně maloplošnými formami sečí, tvorba podmínek pro vnášení výsadeb a podsadeb, prostorová (hlavně výšková) diverzifikace obnovy	31-40 (50) let	rozpracovávání k obnově dvoufázovým procloňováním v pruzích s vkládáním předsunutých obnovních prvků (kotlíků 0,1-0,2 ha), nebo kombinace principů VDT a strukturních probírek s následnou obnovou cílových dřevin
		51-80 let	rozpracovávání k obnově dvoufázovým procloňováním v pruzích s vkládáním předsunutých obnovních prvků (kotlíků 0,1-0,2 ha), zachování nejstabilnějších jedinců
		81+	porosty bez obnovy: 1-2 rozpracování k obnově dvoufázovým procloňováním v pruzích s vkládáním předsunutých obnovních prvků (kotlíků 0,1-0,2 ha)
		81+	porosty s obnovou: jednorázové až 2-3 fázovité smýcení mateřského porostu
		Následně se postupuje podle popsáných principů výchovy v závislosti na charakteru mladých porostů, resp. spodní etáže	

6. Diskuze

6.1 Analýza prostorové a věkové struktury

V rámci prvního cíle byla testována hypotéza, že struktura porostů přirozené horské smrčiny 8. LVS v centrální části Hrubého Jeseníku je výsledkem vlivu věku (historie porostů), nadmořské výšky a expozice svahu.

Pro popis struktury a růstových parametrů byly použity DBH a výška živých stromů, DBH odumřelých stromů a stupeň zápoje. Nejvýznamnějším faktorem ovlivňujícím stávající strukturu porostů je jejich historie. Jedině rozptýl věku stromů měl prokazatelný vliv na heterogenitu struktury horské smrčiny (DBH a výška). Medián věku zároveň ovlivňoval absolutní velikost stromů (výšku). Podmínky prostředí (nadmořská výška) též prokazatelně ovlivňovaly pouze absolutní velikost (výšku), kterou stromy dosáhly. Vliv expozice svahu má ve srovnání s věkem a nadmořskou výškou na strukturu porostů zřejmě zanedbatelný vliv.

Byla potvrzena hypotéza, že historie porostů je zásadním faktorem, který determinuje jejich horizontální a vertikální strukturu. Změny ve věkové struktuře porostů jsou výsledkem přirozených (PANAYOTOV et al. 2011) nebo antropogenních (těžba, pastva) disturbancí, resp. jejich kombinace (BRŮNA et al. 2013). Prostorová a časová variabilita přirozených disturbancí je značně rozmanitá (SVOBODA et al. 2013, JANDA et al. 2014, TROTSIUK et al. 2014, PANAYOTOV et al. 2015), a proto i výsledná porostní struktura může být různá. V případě silného narušení, při kterém odumřela většina stromů v porostu, bude struktura následně vznikajícího porostu spíše uniformní (HOLEKSA et al. 2006). Naopak, nižší síla disturbancí dovoluje vzniku porostů s komplikovanější strukturou (SVOBODA 2008, PANAYOTOV et al. 2015). Nicméně u horských smrčín je nutné počítat též s interakcí gradace lýkožrouta smrkového, která sílu a rozsah disturbance zvyšuje (ØKLAND & BJØRNSTAD 2006). Stejný princip platí pro věkovou strukturu. Pravidelné silné disturbance neumožňují smrku dosáhnout vyššího, resp. maximálního věku (PANAYOTOV et al. 2015, ČADA et al. 2016). Věk stromů a porostů je zásadní pro dynamiku lesního ekosystému, resp. managementová opatření, protože se zvyšujícím se věkem narůstá predispozice na narušení vichřicí a lýkožroutem smrkovým (SEIDL et al. 2011, THOM et al. 2013, PRIMICIA et al. 2015). BRŮNA et al.

(2013) považují věk za nejvýznamnější prediktor predispozice na narušení, kde nadmořská výška a topografie terénu hraje poměrně menší roli.

Nebyla potvrzena hypotéza, že se zvyšující se extremitou stanoviště a přírodních podmínek (nadmořskou výškou) se zvyšuje rozmanitost porostní struktury. Rozmanitost výšek a DBH stromů byla závislá pouze na věkové struktuře, tj. na historii porostu. Tímto byl potvrzen logický předpoklad, že s rostoucí variabilitou věku roste i variabilita velikostí stromů a s rostoucím mediánem věku roste také střední velikost stromů v porostu. Těsnější vztah byl prokázán v případě výšek, a to pravděpodobně z toho důvodu, že tloušťka stromu je více ovlivňována dalšími netestovanými parametry porostu či prostředí. Například celkový zápoj, u kterého se ukázalo, že nemá průkazný vztah s věkem porostu, může mít vliv na DBH jednotlivých stromů. Zápoj může být výsledkem hustoty stromů, která je pravděpodobně dána způsobem vzniku porostu a počáteční hustotou zmlazení (ČADA & SVOBODA 2012).

Bylo také zjištěno snižování věku se zvyšující se nadmořskou výškou. Jedním z důvodů je pravděpodobnost vyšší frekvence narušení v relativně vyšších nadmořských výškách (SCHELHAAS et al. 2003). Pravděpodobnějším vysvětlením jsou těžební aktivity prováděné na studovaném území na konci 18. a počátkem 19. století (HOŠEK 1970), resp. kombinace vichřice a antropogenního vlivu (ČADA & SVOBODA 2012).

Fyziografické faktory jako nadmořská výška mají na strukturu porostů menší vliv a souvisí spíše s absolutními hodnotami, kterých stromy v daných klimatických a stanovištních podmínkách dosahují. Naopak, nebylo prokázáno, že by stanoviště mělo vliv na rozmanitost struktury porostu. Výsledky potvrdily hypotézu, že nadmořská výška prokazatelně ovlivňuje výšku porostu. Gradient nadmořské výšky činil na studovaném území přibližně 100 m. Rozdíl v horní výšce porostů byl v tomto gradientu přibližně 8,5 m. SVOBODA (2005) v oblasti Trojmezí na Šumavě v obdobném gradientu zjistil téměř totožný rozdíl v horní výšce stromů. Výsledky korespondují také s dalšími pracemi, ve kterých byl fenomén snižování výškového růstu smrku se stoupající nadmořskou výškou a přibližováním se ke své horní hranici prokázán (HOLEKSA et al. 2006, TJOELKER et al. 2007, SVOBODA & POUŠKA 2008). Výsledky rovněž potvrzují hypotézu, že se zvyšováním gradientu nadmořské výšky dochází ke snižování střední hodnoty výšky porostů (TJOELKER et al. 2007), její zjištěný pokles byl o něco větší než u horní výšky. Naopak, nepovedlo se neprokázat snižování DBH živých a odumřelých stromů se stoupajícím gradientem nadmořské výšky. Výsledky

potvrzují malou odezvu DBH na změnu převýšení (PAULSEN et al. 2000, HOLEKSA et al. 2006). Ve srovnání s výškou porostu DBH reaguje významněji na jeho hustotu (TJOELKER et al. 2007). Rovněž stupeň zápoje se s nadmořskou výškou neměnil, což ukazuje na obdobnou prostorovou strukturu napříč studovaným gradientem.

Hypotéza vlivu expozice svahu na strukturu horního stromového patra potvrzena nebyla. Signifikantní závislost byla prokázána pouze v případě mediánu DBH odumřelých stromů. Odumřelé stromy se na severní expozici nacházely převážně ve vyšších tloušťkových stupních ve srovnání s jižní expozicí (obr. 8, obr. 9). Jedním z důvodů mortality stromů v nižších tloušťkových třídách na jižním svahu může být probíhající autoredukce (HOLEKSA et al. 2006, SVOBODA & POUŠKA 2008, ČADA & SVOBODA 2011a). Dalším vysvětlením je odlišná historie porostů na obou expozicích. Při studiu přírůstků smrku v Krkonoších nebyl potvrzen rozdíl mezi severní a jižní expozicí, stromy reagovaly na klimatické faktory na jednotlivých expozicích obdobně (SANDER et al. 1995). Obecně má expozice pravděpodobně významnější ekologickou důležitost v regionech s větší členitostí terénu, vyššími sklony svahu a více kontinentálním klimatem, než v relativně vlhčích, větrnějších a méně členitých Sudetských pohořích (TREML et al. 2012). Menší sklon svahu souvisí s menšími rozdíly v solární radiaci mezi expozicemi, vyšší větrnost zároveň vyrovnává teplotní extrémy. Také v důsledku zápoje stromového patra a zastínění přízemních vrstev se může expoziční efekt projevat méně (PAULSEN & KÖRNER 2001).

Výsledky tedy potvrzují, že fyziografické faktory (nadmořská výška a expozice svahu) nemají tak významný vliv na strukturu porostů jako jejich historie. Vliv disturbancí, resp. cíleného managementu může do značné míry překrýt vliv faktorů prostředí. Historie porostů je tedy primárním faktorem určujícím jejich strukturu (BALANDA et al. 2013, BRŮNA et al. 2013, SVOBODA et al. 2013, TROTSIUK et al. 2014, MRHALOVÁ et al. 2015, PANAYOTOV et al. 2015).

6.2 Množství a struktura odrostlého zmlazení

Na významné většině zkoumaného území bylo zaznamenáno dostatečné množství jedinců odrostlé obnovy pro zajištění kontinuity horské smrčiny Hrubého Jeseníku. Byla také zjištěna její značná heterogenita z hlediska početnosti i výškové struktury.

Testování početnosti obnovy smrku s porostními a fyziografickými charakteristikami ukázalo, že nejvýznamnějšími faktory jsou kruhová základna stojících částí zlomů a průměrná DBH odumřelých stromů zajišťující pravděpodobně vhodná mikrostanoviště a příznivé světelné podmínky pro odrůstání obnovy smrku.

6.2.1 Početnost obnovy

Podle některých studií je pro zachování kontinuity lesa dostatečný počet jedinců v řádu několika stovek až tisíců ks ha⁻¹ (OTT et al. 1997). MAYER & OTT (1991) považují za takový počet pro smrkový les alespoň 200 stromů ha⁻¹. Naše výsledky ukázaly, že na 93 % (25) ploch se vyskytovalo více než 250 a na 44 % (12) ploch rostlo více než 1000 potenciálně přeživších jedinců ha⁻¹. Pouze na 7 % ploch (2) bylo zaznamenáno méně než 200 jedinců ha⁻¹. Nutno zdůraznit, že se jedná o minimální množství obnovy, jelikož je počítáno s odrostlým zmlazením od výšky 0,5 m. Lze konstatovat, že v případě výskytu intenzivní disturbance ve studijní oblasti představuje toto minimum dostatečné množství jedinců pro obnovu a zajištění kontinuity lesního ekosystému. Studované území má už v tuto chvíli z hlediska obnovy zároveň značně vysokou míru resilience.

Při interpretaci početnosti obnovy je nutné zohlednit typ narušení, na kterém závisí následný vývoj horského smrkového lesa (JONÁŠOVÁ et al. 2010, WINTER et al. 2015a). Na plochách narušených vichřicí lze díky vzniku vhodných mikrostanovišť očekávat pravděpodobně větší množství snadno se šířících pionýrských dřevin, jakými jsou břízy, vrby (FISHER et al. 2002, WOHLGEMUTH et al. 2002). Výsledným efektem gradace lýkožrouta smrkového je zpravidla přítomnost stávající obnovy, tedy smrku a jeřábu, případně dalších vyskytujících se druhů dřevin (JONÁŠOVÁ & PRACH 2004, NOVÁKOVÁ & EDWARDS-JONÁŠOVÁ 2015).

Z hlediska početnosti obnovy na jednotlivých plochách byla také zjištěna poměrně velká variabilita, což indikuje už jenom rozsah pohybující se od 10 do 5310 jedinců ha⁻¹. Na základě této variability množství obnovy lze očekávat také vysokou prostorovou heterogenitu budoucích porostů po případné disturbanci na větší prostorové úrovni.

6.2.2 Výšková struktura

Výšková struktura všech jedinců potenciálně přeživších velkoplošnou disturbancí se ukázala jako značně variabilní. Dokazuje to fakt, že na 63 % zkoumaného území byla zaznamenána obnova ve všech sledovaných výškových kategoriích, tj. od výšky 0,5 m po jedince přesahující výšku 2,5 m (< 10 cm DBH).

Po rozpadu horního stromového patra lze předpokládat akceleraci výškového růstu stávající obnovy v důsledku zvýšeného světelného požitku (ULANOVA 2000, JONÁŠOVÁ & PRACH 2004, NOVÁKOVÁ & EDWARDS-JONÁŠOVÁ 2015). Množství a výšková struktura aktuální odrostlé obnovy ukazují, že kromě bezpečné regenerace lesních porostů bude zachována také poměrně vysoká strukturní heterogenita v nové generaci horské smrčiny, protože odrostlé stromy budou diverzifikovat budoucí porostní strukturu. Stromy přesahující výšku 2,5 m kupříkladu díky tomu, že si udržují či zvyšují svoji dominanci vůči stromům nižších výškových kategorií, se stanou určitou kostrou budoucího porostu a do jisté míry umožní přetrvání struktur „zeleného“ lesa (WILD et al. 2014, BAČE et al. 2015). Příkladem značné výškové variability odrostlého zmlazení např. plocha 1 (příloha 8b). Z hlediska jejich zastoupení (63 % ploch) možno konstatovat, že na převážné většině území patrně dojde také ke kontinuitě vysoké heterogenity budoucích porostů. Krátce po uvolnění by mohly pravděpodobně začít plodit a stát se tak zdrojem semenného materiálu pro své okolí. Ve studovaných porostech jsou navíc zastoupeny i větší stromy do 25 cm DBH, které mohou hmyzí disturbancí také přežívat (např. v Tatrách přežívaly některé stromy až do 25 cm DBH; SPROULL et al. 2015). Zdrojem pro dotování přirozené obnovy se mohou stát i některé dospělé přeživší smrky se specifickými znaky – horský ekotyp s deskovitým větvením a hluboce zavětvenou korunou. 1–5 % takových stromů zpravidla gradaci lýkožrouta smrkového přežívá (KUPFERSCHMID & BUGMANN 2005, JAKUŠ et al. 2011) a svou přítomností přispívá k diverzifikaci struktur nové generace lesa. Strukturní variabilitu budoucího porostu určuje intenzita disturbance a stejně tak míra strukturní variability porostu před disturbancí (BAČE et al. 2015, SPROULL et al. 2015). S klesající početností odrostlé obnovy stoupá naopak význam zmlazení nižších výškových kategorií (tj. pod 50 cm). Také v případě malého množství obnovy s výškou nad 0,5 m často dojde k úspěšné obnově porostu, protože nový porost mnohdy vzniká z menších jedinců vzniklých až v letech těsně před disturbancí (ZEPPENFELD et al. 2015). Jak je z jiných

analogických oblastí známo, množství obnovy se zvyšující se výškou stromků exponenciálně klesá. HEURICH (2009) doložil, že v Národním parku Bavorský les byla průměrná početnost zmlazení pouze v rozmezí výšek 10–20 cm v počtu 5240 jedinců ha⁻¹. Není důvod se domnívat, že v případě nižších výškových kategorií zmlazení je ve studijní oblasti tomu jinak.

Co se týče jednotlivých druhů dřevin, obnova smrku byla výškově heterogenní a vyskytovala se v různých výškových kategoriích (na 63 % ploch ve všech). Naopak, obnova jeřábu ve většině případů nepřesahovala výšku 1,3 m. Zjištěný stav může být dán růstovou strategií jeřábu – vyššími světelnými nároky ve srovnání se smrkem (MOTTA 2003). Zásadním faktorem determinujícím jeho růst v Hrubém Jeseníku je však poškozování zvěří. Jeřáb vlivem silného okusu neodrůstá ani na plochách s dostatečnými světelnými podmínkami. Výskyt jeřábu ve výškové kategorii II (1,3–2,5 m) pouze na 11 % (3) ploch je pravděpodobně kombinací lokalit v blízkosti poměrně frekventovaných turistických tras a blízkosti plodících stromů. Pro určení jednoznačné příčiny však nejsou k dispozici dostatečná data. Z výsledků vyplývá, že výšková struktura jeřábu byla oproti smrku výrazně homogennější.

6.2.3 Vliv porostních a fyziografických charakteristik na početnost smrku

Byl rovněž prokázán významný vliv některých porostních charakteristik na množství obnovy smrku v rozmezí výšek 0,5–2,5 m a > 2,5 m (< 10 cm DBH). Množství zmlazení smrku výškového rozpětí 0,5–2,5 m se zvyšovalo s velikostí a množstvím odumřelých stromů, což poukazuje na mechanismus obnovy přirozených smrkových lesů, tj. na zmlazování smrku při bázi dospělých stromů (WILD et al. 2014). Vyšší akumulací tepla odumřelými jedinci dochází v bezprostřední blízkosti báze kmenů k rychlejšímu tání sněhu, kdy se do těchto prohlubní, převážně v zimních měsících, zachytávají semena smrku. To má za následek také prodloužení vegetační doby pro jejich růst (POMEROY et al. 2009). Výsledky do jisté míry poukazují na význam stojících částí zlomů jako vhodného mikrostanoviště pro přirozenou obnovu smrku (VORČÁK et al. 2006, TJOELKER et al. 2007, BAČE et al. 2011, WILD et al. 2014). Vzniklé prohlubně po zlomení stromu umožňují snadnější následné zachycování semen (BAČE et al. 2011) a dosažení půdního substrátu (NARUKAWA & YAMAMOTO 2002).

Vzhledem k dostatečně rozloženému povrchu zlomů v důsledku zakořenění a kontaktu s půdou poskytují vhodný substrát pro klíčení semenáčků (ZIMMERMANN et al. 1995, TJOELKER et al. 2007). Zmlazování při bázi kmenů i na povrchu zlomů zvyšuje konkurenceschopnost smrku vůči ostatní přízemní vegetaci a poskytuje větší množství živin (PONGE et al. 1998, KOVÁŘOVÁ & VACEK 2003, TJOELKER et al. 2007). Zároveň je nutné podotknout, že kruhová základna stojících částí zlomů a zásoba ležícího dřeva (preferovaný substrát obnovy; HOLEKSA et al. 2006) měly pozitivní vztah.

Vztah smrkového zmlazení s velikostí odumřelých stromů poukazuje kromě toho na zvýšený význam změny světelných podmínek. Mortalita stromů horního stromového patra mění světelné podmínky a akceleruje výškový růst stromů nad evidenční hranici 0,5 m (NOVÁKOVÁ & EDWARDS-JONÁŠOVÁ 2015). Množství obnovy smrku zároveň překvapivě nemělo vztah se stupněm zápoje, a proto lze vyvodit, že se smrk obnovil zejména na místech, kde v nedávné době došlo k odumření stromů a kde snížená konkurence s přízemní vegetací umožnila uchycení a odrůstání smrku, a v menší míře na trvale rozvolněných plochách, kde je stabilně vysoká míra konkurence s přízemní vegetací.

Preference specifických mikrostanovišť při obnově smrku způsobuje kopírování prostorové struktury mateřského porostu strukturou obnovy po narušení (WILD et al. 2014, BAČE et al. 2015). Tento strukturální prvek představuje důležité biologické dědictví přirozené disturbance a důležitý mechanismus strukturální kontinuity přirozeného lesa, která se v případě těžebního zásahu zpravidla vytrácí (WILD et al. 2014, BAČE et al. 2015).

U odrostlejších smrků (> 2,5 m výšky a < 10 cm DBH) bylo zjištěno, že s rostoucí nadmořskou výškou dochází ke snižování jejich početnosti, a se zvyšující se svažitostí dochází ke zvyšování početnosti. Lze to vysvětlit tím, že se stoupající nadmořskou výškou rostou nároky smrkové obnovy na světlo a snižuje se výškový přírůst (HOLEKSA et al. 2006, VORČÁK et al. 2006). Vliv svažitosti by mohl poukazovat na větší prostorovou heterogenitu svažitéjších ploch, a tím vyšší dostupnost světla do porostu (WINTER et al. 2015b). Na svažitéjších plochách dále od hřebene by také mohly být lepší stanovištní podmínky. Případně by zde mohly hrát roli odlišnosti v historickém vývoji porostů a výskyt maloplošných disturbancí během 20. století, které vytvořily prostor pro odrůstání obnovy.

6.3. Predispozice navazujících porostů na napadení lýkožroutem smrkovým

Model PAS (NETHERER 2003, NETHERER & NOPP-MAYR 2005) poskytuje pro každou porostní skupinu relativní údaj o potenciálu ohrožení lýkožroutem smrkovým. Na jeho základě byly arbitrážně vymezeny 3 relativní stupně ohrožení v oblasti navrženého pufračního pásma o šířce 1000 m. Z hlediska potenciálu napadení lýkožroutem smrkovým především s cílem zjistit, kde jsou soustředěny porosty mající nižší a vyšší potenciál ohrožení.

Každé takové modelování rizika představuje určité zjednodušení skutečnosti, což je nezbytné zohlednit při interpretaci výsledků (SEIDL et al. 2011). Zejména pokud se jedná o tak proměnlivý fenomén, jakým je výskyt lýkožrouta smrkového, jehož populační dynamika je závislá na velkém množství faktorů a jejich kombinacích. V první řadě je nutné zmínit, že zjištěná míra potenciálu napadení lýkožroutem smrkovým reflektuje současný stav porostů a může se v čase různě měnit. Výsledky tedy představují i z tohoto pohledu pouze relativní riziko.

Faktor, který ovlivňuje predispozici smrkových porostů zásadním způsobem, je průběh počasí, tj. teplota a srážky, který má zásadní dopad na zvýšení vitality brouka a zároveň na oslabení porostů (MARINI et al. 2012). Míra ohrožení se bude měnit (narůstat) především s narůstajícím věkem smrkových porostů (PRIMICIA et al. 2015), kdy zpravidla v porostech starších 60 let (ZAHRADNÍK 2004) se výrazně zvyšuje jejich atraktivita pro podkorní hmyz. Nicméně při vyšších populačních hustotách ve fázi gradace se tato hranice může snížit na 40 let (NIKOLOV et al. 2014, SPROULL et al. 2015). Míra ohrožení se také zvyšuje s narůstající tloušťkou stromů (GÖTHLIN et al. 2000) – při zvýšené populační hustotě zde platí stejný princip jako v případě věku (SPROULL et al. 2015).

Poměrně zásadní změnou porostních charakteristik s ohledem na zvýšení predispozice na infestaci kůrovcem jsou i nově vzniklé porostní okraje (např. KAUTZ et al. 2013). Ty mohou vznikat přirozeně (po větru, především na stanovištích se sníženou statickou stabilitou stromů) nebo uměle (asanačními těžbami kůrovcových stromů či úmyslnými těžbami). Náhlé oslunění a fyziologický stres okrajových stromů v souvislosti s narušením vodního režimu a prohrátím lýka má dopad na pokles jejich

obranyschopnosti. Nejvíce jsou stresovány stromy na svazích jižní až západní expozice (DUTILLEUL et al. 2000). Prakticky obdobný dopad má nevhodný lesnický management, např. náhlým otevřením (silným prosvětlením) v minulosti nedostatečně vychovávaných porostů (JAKUŠ et al. 2011). Zde může být riziko predispozice umocněno poškozením v důsledku mokrého sněhu nebo větrem.

Specifický efekt má také přítomnost spodní etáže (složené především z jiných druhů dřevin). Komplikovanější horizontální a vertikální strukturou porostů může dojít ke zmírnění další disperze kůrovců v důsledku narušování toků atraktantů, emitovaných pionýrskými brouky do prostředí (BAIER et al. 2002).

Co se týče charakteru porostů, skupina A s relativně nejnižším potenciálem ohrožení kůrovcem, je majoritně tvořena mladými porosty do 40–50 let věku. To svědčí mimo jiné o faktu, že na předmětném území se nachází minimum smíšených, resp. listnatých porostů, které by podle algoritmu modelu PAS vykazovaly také minimální potenciál ohrožení v případě – ten by se se zvyšujícím podílem jiných druhů dřevin blížil nule. Skupiny B a C jsou tvořeny prakticky pouze dospívajícími a dospělými porosty. Rozdíly mezi skupinami B a C jsou dány především stanovištními podmínkami, které model velice dobře reflektuje.

Nejvyšší relativní míru ohrožení mají porosty skupiny C, která je tvořena především porosty s vysokou extremitou stanovištních podmínek (nejčastěji edafické kategorie X, Y, částečně N). Neméně významným faktorem přispívajícím k jejich relativně vysokému potenciálu ohrožení je také výskyt na exponovaných hřebenech a místech se zvýšeným působením větru. Na těchto extrémních stanovištích hrozí kromě zvýšeného rizika i oslabení přísuškem. Část porostů skupiny C se nachází na stanovištích obohacených vodou (především edafická kategorie V). Tyto porosty jsou samy o sobě relativně vitální, s dostatečným zásobením vodou a vysokou mírou obranyschopnosti proti podkornímu hmyzu (tvorba pryskyřice, obranných látek). Nicméně z hlediska komplexního hodnocení, které model reflektuje, jsou zároveň silně ohroženy sněhem a větrem. Výraznější ohrožení abiotickými činiteli má za následek zvýšený potenciál nahromadění dostatečného množství materiálu pro reprodukci podkorního hmyzu, a tím ke vzniku nových ohnisek (CHRISTIANSEN & BAKKE 1988). Jedná se také o stanoviště, kde se projevují zvýšené výkyvy vlhkosti půdy, které smrk hůř snáší, čímž může také dojít ke zvýšení predispozice na napadení.

Z důvodu nedostupnosti nebo jejich neadekvátnosti nebyly při výpočtech některé proměnné použity. V případě potenciálu rizika poškození sněhem (na úrovni stanoviště) nebyly použity parametry „frekvence polomů v důsledku mokrého sněhu“ (frequency of wet snow events) a „zvýšený podíl dusíku“ (N fertilisation), které z důvodu nutnosti rozsáhlých terénních šetření nebyly získány. Pravidelnost polomů mokrým sněhem je častější v nižších polohách nebo v porostech s nedostatečnou výchovou v minulosti. Tyto údaje jsou zároveň značně proměnlivé. Význam zvýšeného podílu dusíku model reflektuje uměle zvýšení množství živin a tím také větší vzrůst stromů. Do výpočtu rizika poškození mokrým sněhem v rámci porostních charakteristik nebyly zahrnuty parametry „fáze vývoje porostu“ z hlediska jejich rozpracovanosti výchovou nebo obnovou (phase of stand development) z důvodu neadekvátnosti dat, údaje o „poškození sněhovými polomy“ (stem damages) dostupné nebyly.

Riziko poškození větrem nepočítalo s „věkovou strukturou“ (Age structure) a „podílem poškozených kmenů“ větrem (Stem damages). Údaje o stejnověčnosti nebo různověčnosti porostů nejsou dostupné, v modelu byly nahrazeny počtem etáží (Stand layers). Data o podílu poškození větrnými polomy jsou značně proměnlivá a nebyla k dispozici.

V rámci stanovištních charakteristik pro výpočet predispozice na ohrožení lýkožroutem smrkovým nebyly zahrnuty údaje o sumách teplot, ze kterých se možné odvodit potenciální počet generací (Generation factor) podle metodiky popsané BAIEREM et al. (2007). Tyto údaje nebyly k dispozici z důvodu rozsáhlé plochy území a značné náročnosti sběru dat. Dále nebyly aplikovány údaje o množství srážek (Precipitation April to October), půdním typu (Soil type) a podílu skeletu v půdě (Soil skeleton), které byly buď nedostupné, nebo nedostatečné. Pro stanovení rizika ohrožení lýkožroutem smrkovým nebyly k dispozici ani údaje o podílu dominantních stromů (Stand structure), jejichž získání by vyžadovalo rozsáhlé terénní šetření. Ze stejných důvodů nebyl použit údaj o podílu porostních okrajů (Stand edges), který je v čase také značně proměnlivý. Navíc nejvyšší atraktivitu vykazují čerstvé porostní okraje první 2 roky po jejich vzniku, která posléze prudce klesá (KAUTZ et al. 2013). Intenzita využívání lesů (Silviculture) je faktor, o kterém nejsou dostatečně adekvátní data a je také značně proměnlivý. Dílčí váhy jednotlivých použitých proměnných zobrazuje příloha 2.

6.4 Principy managementu porostů v puфраčním pásmu

Porosty puфраčního pásma by měly být funkčně co nejodolnější vůči napadení lýkožroutem smrkovým se zvýšenou schopností tlumit jeho další disperzi v případě gradace ve vymezeném bezzásahovém území. Ideálně by jej měly tvořit listnaté nebo smíšené porosty s převahou listnatých dřevin a jedle (KINDLMANN et al. 2012). Tato podmínka v případě území ponechaného samovolnému vývoji, jehož dominantu tvoří smrk, není v České republice nikde splněna. Lze snad uvažovat, že přirozená druhová skladba je pouze v okolí bezzásahových území v NP Podyjí, kde ovšem nehrozí riziko přemnožení druhů, které by dokázaly způsobit velkoplošný rozpad stromového patra.

V této práci byla provedena analýza navazujících porostů do 1000 m od modelové bezzásahového území, kde objektem zájmu je ochrana procesů probíhajících v přirozených horských smrčinách 8. LVS. Puфраční pásmo bylo rozděleno na zónu do 500 a 500–1000 m od vymezeného bezzásahového území. Z důvodu nejvyššího stupně ohrožení vyžaduje zóna 0–500 m největší pozornost.

Rozbor stavu navazujících porostů z hlediska návrhu managementových opatření ukázal, že smrk je v navazujících porostech jednoznačně dominující dřevinou, přibližně v 90 % porostů v celém navrženém puфраčním pásmu se smrk podílí na druhovém složení z 81–100 %, v zóně 0–500 m je to téměř 94 %. Co se týče věkové struktury, přibližně 30 % porostů je ve věku do 40 let, obdobný podíl se nachází ve věkovém rozmezí mezi 50 a 120 lety, nejvyšší podíl tvoří porosty starší 130 let (ca 36 %), v zóně 0–500 m je to až 44 % porostů. Prakticky už jenom tyto informace indikují vysoký stupeň ohrožení navazujících porostů k nebezpečí šíření podkorního hmyzu z bezzásahového území do hospodářských lesů nižších poloh.

Byly definovány dvě varianty managementu, varianta A respektuje požadavky platné lesnické legislativy a standardní postupy přestaveb smrkových porostů a jejich strukturalizace. Alternativní varianta B počítá především se zásahy mimo rámec platné lesnické legislativy, mimo zásady uplatňované v hospodářských lesích, s cílem dosažení co nejvyšší kvality produkce a uplatnění bezzásahovosti v horizontu třech decenií.

Nejzásadnější překážkou v dosažení požadovaného stavu na části navazujících porostů (primárně zóny 0–500 m) prostřednictvím varianty A je nadmořská výška a vysoký přirozený podíl smrku, vedle kterého se zde uplatňují ještě přípravné dřeviny a

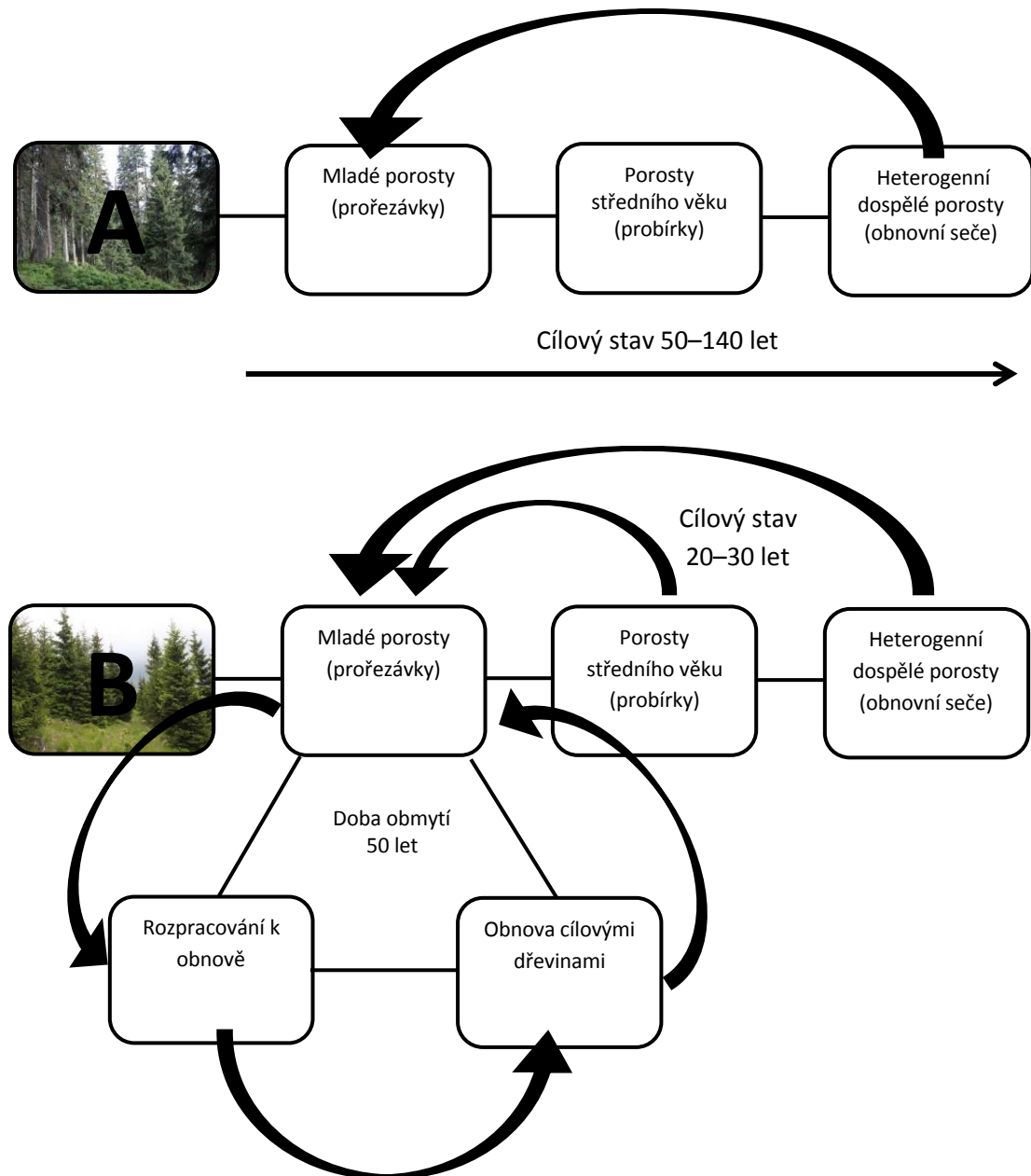
javor klen, místy buk. Nespornou výhodou postupných přestaveb, resp. změny věkové a prostorové struktury, jsou ve výsledku diverzifikované, přírodě blízké lesní porosty v budoucnu. Nicméně tyto postupy neřeší situaci převahy smrku v horním stromovém patře ve vyšších věkových stupních, pro kůrovce bezesporu atraktivních. Je také otázkou, do jaké míry by fungovalo tlumení disperze podkorního hmyzu do prostoru např. pomocí vrůstavých buků (VRŠKA et al. 2015) při tak vysoké populační hustotě při velkoplošné hmyzí disturbanci. Vznik ohnisek a disperzi brouka nelze vyloučit.

Alternativní managementová varianta B počítá s rozpracováním k obnově smrkových porostů starších 30 let věku. Výsledný stav nebude reflektovat heterogenní vertikální (výškovou) strukturu, ale spíš plošnou (horizontální) variabilitu, tj. střídání plošek smrku a většinou přípravných dřevin. Nicméně, i tato managementová strategie může vést k budoucí prostorové strukturalizaci porostů, i když ne na úrovni jednotlivých stromů, ale na úrovni skupiny, k určité diferenciaci. Sem patří strategie smrku jako klimaxové dřeviny, resp. dalších klimaxových dřevin, růst pod clonou přípravných dřevin v souladu s ontogenetickým vývojem lesa, s čímž lze následně také pěstebně pracovat.

Dalším výrazným rozdílem je již naznačena věková struktura, která bude podstatně homogennější oproti cílové struktuře v případě varianty A. Varianta B vychází hlavně z předpokladu minimální atraktivity smrkových porostů do 50 let věku pro lýkožrouta smrkového, a to i při populační hustotě ve fázi gradace, což je v těchto nadmořských výškách řešitelné právě zkrácením doby obmytí smrku na 50 let nebo pouze pěstováním porostů přípravných dřevin. V tomto případě podíl smrku nehraje nijak významnou roli, jelikož jejich předčasná obnova neumožní dorůst smrkovým porostům do věku pro kůrovce atraktivních. To je uplatnitelné také v nižších částech 7. LVS v navazujících porostech, kde smrk intenzivně zmlazuje. Lze tedy konstatovat, že z hlediska snížení predispozice navazujících porostů na napadení a následnou disperzi lýkožrouta smrkového je při těchto nadmořských výškách a druhovém složení varianta B možným řešením.

Neméně důležitým aspektem dosažení kýženého stavu je časový horizont – doba trvání přeměn. V případě varianty A je potřeba počítat v závislosti na výchozím stavu, věkové struktuře nebo stanovištních podmínkách s dobou v rozmezí minimálně 50 let až délkou doby obmytí (110–140 let). Do té doby nelze vyloučit další disturbance v bezzásahovém území a tedy i další nutnou intervenci do přírodních procesů

v chráněném území. Na druhé straně nelze vyloučit silné disturbance na velké části území ani v průběhu stanovených 30 let s nutností asanačních zásahů v chráněných územích. Časový horizont obou variant zobrazuje obr. 18.



Obr. 18: Časový horizont dosažení cílového stavu pomocí managementové varianty A a B v nejvyšších polohách pufráčního pásma

Z pěstebníhohlediska považuje managementová varianta B v nejvyšších polohách věk 31+ za určitý počátek obnovy. Principy VDT jsou považovány za nástroj obnovy na větší ploše, a nejsou pouze prostředkem k rozpracování uniformních porostů (byť k

prostorově diverzifikované struktuře) pro následnou strukturalizaci, např. strukturními probírkami. Již v této fázi je žádoucí brát ohled nejenom na variabilní prostorovou strukturu po ploše, ale také počítat s ponecháním části stromů (smrků) určitých vlastností na dožití (např. smrky s potenciálním klimaxovým charakterem habitu trvale označit již ve stádiu mlaziny) jako prvek strukturalizace nebo budoucí zdroj semenného materiálu. Výsledný obnovní management (předčasná obnova) může být kombinací principů VDT a pozitivního výběru se znaky strukturní probírky pro zachování jedinců určitých vlastností nebo postupného proclouňování v pruzích a tvorbou kotlíků. Výsledná prostorová diferenciací aplikací principů VDT bude nositelem budoucí prostorové variability obnovy. Je faktem, že obzvláště po rychlejším domýcení dospělých porostů se odcloněná obnova s velkou pravděpodobností výškově nivelizuje a případně další přítomné dřeviny budou předrůstány smrkem. Tento stav je také řešitelný právě zkrácenou dobou obmytí smrkových porostů.

Plochy (kotlíky) s přípravnými dřevinami budou sloužit zároveň jako východiska obnovy, které se mohou různě střídat se smrkem. Po obnově porostů bude následovat intenzivní výchova apod. Pro uplatnění varianty B jsou nutné příslušné výjimky z LesZ (předčasná obnova, snížení zakmenění pod zákonnou mez apod.).

Pokud je v současných porostech spodní etáž tvořena výhradně smrkem, následně bude uplatněna výchova ve smyslu výše uvedeného. Pokud je spodní etáž tvořena také jinými dřevinami, je nutné tyto dřeviny v následné výchově preferovat na úkor smrku.

V rámci předčasné obnovy mladých porostů vyvstává v první řadě zásadní otázka, jak intenzivně budou tak mladé porosty plodit. Praktickým aspektem pěstování smrkových porostů s krátkou dobou obmytí je tedy jejich následná obnova. Mladé porosty nebudou pravděpodobně také poskytovat dostatek vhodných mikrostanovišť pro zmlazování smrku. Řešením je buďto příprava půdy zraňováním, což bude mít pozitivní efekt také pro obnovu břízy, nebo bude nutné přistoupit k umělé obnově. Jak je patrné výše, v rámci varianty B bude umělá obnova tvořit podstatně vyšší podíl ve srovnání s variantou A. Na druhé straně zvýšený podíl smrku z přirozené obnovy je zase řešitelný zkrácením doby obmytí.

Určitým problémem uplatnění varianty B je okrajový efekt potenciálně mladých navazujících porostů vůči chráněnému území ve formě homogenních porostů z hlediska poskytnutí biotopových charakteristik dalším druhům. Řešením za částečnou náhradu zachování některých charakteristik je ponechávání jednotlivých smrků či skupin smrků

s vybranými znaky na dožití, ponechání ostatních dřevin je samozřejmostí. Výhody a nevýhody obou variant shrnuje tab. 6.

Tab. 6: Některé výhody (+) a nevýhody (-) obou variant managementu porostů puфраčního pásma

Managementová varianta	aspekty			
	predispozice na napadení	budoucí struktura	doba trvání	podíl umělé obnovy
A	-	+	-	+
B	+	-	+	-

Managementová varianta B oproti variantě A naopak méně akceptuje bioekologické nároky klimaxových dřevin, což je patrné obzvláště při rychlejším domycování již obnovených porostů.

Obecně by měl být v rámci obnovních zásahů těžen pouze smrk, všechny ostatní druhy dřevin by měly zůstat ponechány na dožití bez ohledu na celkový stav a hospodářský význam. Jejich účelem bude další fruktifikace a tím zvyšování podílu na přirozené obnově. Smyslem managementu navazujících porostů v nižších polohách puфраčního pásma je vznik alespoň dvouetážových porostů s co největším podílem dalších druhů dřevin (zejména buku a jedle). Zásadním předpokladem je dostatečné zpřístupnění porostů jak pro výchovu a obnovu porostů, tak i pro efektivní ochranu lesa.

V rámci přestaveb je pro dosažení stanovených cílů nutné vypracovat podrobný časový plán. V případě varianty B je jednou z možností samostatný projekt nebo forma samostatného hospodářského suboru pro vybrané lokality v rámci příslušného LHP. Před zahájením managementu navazujících porostů k cílovému stavu by bylo také vhodné provést ekonomickou analýzu, s cílem definovat, do jaké míry pokryje dřevná surovina náklady na přestavbu, obzvláště v případě varianty B.

Shora uvedené managementové principy představují určitý ideální stav, který může být narušen řadou vlivů. Na území Hrubého Jeseníku je to především spárkatá zvěř, která je nejdůležitějším faktorem omezujícím zdárné odrůstání přirozené i umělé obnovy listnatých dřevin a jedle. Nedílnou součástí, se kterou je nutné při přestavbách a obnově počítat, je především mechanická skupinová a individuální ochrana proti okusu sazenic a přirozené obnovy. Důvodem pro neurčitost zdaru odrůstání obnovy v souvislosti s její ochranou proti okusu jsou na řadě lokalit poměrně exponované svahy (problém plazivého sněhu), kde udržení ochrany proti zvěři bude vyžadovat nemalé

finanční prostředky i personální kapacity, navíc s nejistým výsledkem. Na některých lokalitách je budování mechanické ochrany z důvodu kamenitých stanovišť obtížné až nereálné. Zásadní bude také zajistit dostatek autochtonního sadebního materiálu nebo úspěšnost přirozené obnovy. V průběhu přeměn může vyvstat celá řada dalších aspektů, na které by měl být časový plán schopen efektivně reagovat.

7. Závěr a doporučení pro praxi

7.1 Analýza prostorové a věkové struktury

Nejvýznamnější vliv na strukturu horního stromového patra přirozené horské smrčiny v Hrubém Jeseníku měla historie (věková struktura) samotného porostu. Věková struktura vykazovala signifikantní vliv na střední hodnoty a rozptyly DBH a výšek. Rovněž bylo zjištěno snižování věku se stoupající nadmořskou výškou. Naopak, nebyla prokázána závislost rozmanitosti porostní struktury na fyziografických faktorech (nadmořská výška, expozice), pouze absolutní výška stromů byla ovlivněna nadmořskou výškou. Vliv expozice nebyl statisticky průkazný s výjimkou mediánu DBH odumřelých stromů.

Historie porostů je tedy zásadním faktorem determinujícím aktuální stav přirozené horské smrčiny Hrubého Jeseníku. Tento fakt by měl být respektován obzvláště v managementu chráněných území. Prostřednictvím narušení vzniká v lesním ekosystému nové heterogenní prostředí – biologické dědictví (LINDENMAYER & FRANKLIN 2002). V horských smrčinách je reprezentováno změnou struktury (SPROULL et al. 2015), akumulací tlejícího dřeva (MÜLLER & BÜTLER 2010) a heterogenitou sukcesních procesů (WINTER et al. 2015b). Pokud je cílem managementu chráněných území ochrana biologické rozmanitosti, ochrana nově vzniklého prostředí po narušení by měla být prioritou (MÜLLER et al. 2010). Naopak, zasahování do přirozeného vývoje přirozených horských lesů např. formou asanačních těžeb vede zpravidla ke strukturní homogenizaci a zvýšení podílu fyzicky starších porostů na větších plochách. Takové porosty jsou posléze více náchylné na narušení větrem a lýkožroutem smrkovým (BRŮNA et al. 2013, THOM et al. 2013, ČADA et al. 2016). SEIDL et al. (2011) tvrdí, že homogenizace struktury a druhového složení v průběhu minulých dekad přispěla

k výskytu nedávných rozsáhlých disturbancí minimálně ve stejné míře jako klimatická změna. Je tedy nutné zvažovat míru intervence do lesního ekosystému s ohledem na dlouhodobý dopad na jeho strukturu. Na základě výše uvedeného lze vyvodit, že managementové zásahy mají významnější dopad na strukturu porostů a jeho následnou dynamiku, než faktory prostředí.

7.2 Množství a struktura odrostlého zmlazení

Z hlediska početnosti stromů potenciálně přeživších velkoplošnou disturbancí bylo zjištěno, že v zájmových porostech je dostatečné množství zmlazení pro obnovu a kontinuitu nového porostu, které zároveň mají vysokou míru resilience. Na 93 % území bylo zaznamenáno množství obnovy (v rozmezí 0,5 m do > 25 m výšky s DBH do 10 cm) vyšší než 250 jedinců ha⁻¹ (medián 810 jedinců ha⁻¹), pouze na 7 % ploch méně než 200 stromů ha⁻¹.

Byla také zjištěna značná prostorová a strukturní heterogenita v množství a výškové struktuře stromů potenciálně přeživších intenzivní narušení. Variabilita početnosti mezi jednotlivými plochami se pohybovala mezi 10 až 5310 jedinci ha⁻¹. Co se týče variability výškové, celkově na 63 % ploch se vyskytovaly stromy ve všech výškových kategoriích, tj. od výšky 0,5 m do > 2,5 m s DBH do 10 cm. Na stejném podílu ploch zkoumaného území byly zastoupeny jedinci s výškou přesahující 2,5 m (< 10 cm DBH), které lze považovat za určitý prostředek strukturní heterogenity budoucích porostů.

Zásadním faktorem majícím vliv na početnost obnovy smrku se ukázala kruhová základna stojících částí zlomů a průměrná DBH odumřelých stromů. S odumřelými stromy je spojeno vytvoření mikrostanoviště vhodného pro obnovu smrků, snížená konkurence s přízemní vegetací a zlepšení světelných podmínek pro odrůstání. Význam tohoto procesu spočívá v zachování strukturální kontinuity a biologické rozmanitosti horské smrčiny po přirozené disturbanci. Se stoupající nadmořskou výškou a klesající svažítostí se snižovalo množství obnovy smrku > 2,5 m výšky (< 10 cm DBH), což může indikovat vliv stanovištních podmínek na výškový přírůst obnovy, požadavky na světlo, nebo rozdíly v historickém vývoji porostu.

Na základě výsledků lze konstatovat, že v případě disturbance horního stromového patra je v zájmovém území dostatečné množství odrostlé obnovy pro zajištění kontinuity přirozené horské smrčiny Hrubého Jeseníku zajišťující její resilienci i v případě velkoplošného narušení. Z praktického hlediska tedy ani bezzásahový režim nemůže zkoumané lesní porosty nijak ohrozit. Prostorově a výškově poměrně heterogenní obnova zajistí širokou strukturální variabilitu nového porostu na převážné části zkoumaného území. Odrostlé zmlazení (> 2,5 m výšky), které se vyskytovalo na většině ploch, vytvoří kostru budoucího porostu a do jisté míry umožní kontinuitu struktur „zeleného“ lesa. Mladé stromy s DBH kolem 10 cm by mohly pravděpodobně krátce po uvolnění začít plodit a stát se tak zdrojem semenného materiálu pro své okolí. Otevření porostního zápoje akceleruje růst všech přeživších jedinců a v místech s výskytem dalších druhů dřevin a semenných stromů (buk, jeřáb) je předpoklad zvýšení jejich podílu. Rozpad stromového patra zvýší množství tlejícího dřeva, přirozeně odumírajících stromů a umožní vznik nových struktur přirozeně se vyskytujících v původních smrkových lesích.

Naopak, prováděním asanačních těžeb dojde k ovlivňování přirozených struktur spojených s odumřelými stromy a tlejícím dřevem a dalšími důsledky pro obnovu. Asanační zásahy mají zároveň za následek zjednodušování struktury již existující přirozené obnovy. Kromě toho aktivní intervence do přirozených procesů a vývoje lesního ekosystému má negativní dopad na vývoj porostu v budoucnu a jeho směřování k přirozenému stavu. I když se jednotlivé asanační zásahy zdají zanedbatelné, v důsledku kumulativního účinku to může mít z dlouhodobého hlediska dopad na intenzitu disturbance, která se v případě trvajících asanačních zásahů bude pravděpodobně zvyšovat, a následně na míru resilience zájmového území. Z těchto důvodů by ve studovaném území měla být minimalizována umělá intervence do průběhu přirozených procesů snad s výjimkou ochrany přirozené obnovy jeřábu.

7.3. Predispozice navazujících porostů na napadení lýkožroutem smrkovým

Výsledky modelu PAS ukázaly, že nejnižší potenciál ohrožení lýkožroutem smrkovým má přibližně 31 % navrženého pufrálního pásma. Tento podíl je tvořen

převážně mladými porosty, jejichž největší podíl je v jihozápadní a jižní části zájmového území navazující na PR Břidličná a PR Pod Jelení studánkou. Druhá větší lokalita se nachází v severní části zkoumaného území východně od údolí Bílé Opavy (NPR Praděd).

Relativně nejvyšší stupeň ohrožení tvoří porosty přibližně s podílem 6 % pufráčního pásma, které se vyskytují buďto na exponovaných lokalitách, nebo na vodou ovlivněných stanovištích se sníženou stabilitou stromů. Tyto lokality se nachází především ve východní části zkoumaného území s největší plochou v oblasti Temné a Pekla (východně od NPR Praděd), na nějž je potřeba se primárně managementově zaměřit a co nejvíce snížit jejich predispozici na napadení.

Pro vyšší úspěšnost modelu by bylo dobré použít některé další údaje získané přímo v terénu, které by upřesnily další lokální charakteristiky (např. podrobnější data o množství poškození mokrým sněhem nebo větrem, suma teplot pro potenciál reprodukce lýkožrouta smrkového), což by umožnilo pomocí dalších analytických postupů model více transformovat pro místní podmínky. Model není možné v současnosti verifikovat, vyhodnocení míry jeho platnosti bude tedy úkolem jiné práce v budoucnosti.

Celkově je pufráční pásmo tvořeno poměrně variabilní mozaikou porostů s různým potenciálem ohrožení, hlavně v jižní a jihozápadní části zkoumaného území.

7.4 Principy managementu porostů v pufráčním pásmu

V zóně 0–500 m, která je z velké části položena poměrně vysoko a zároveň je kůrovcem nejohroženější, by bylo vhodné vytvořit mozaiku mladých rozvolněných smrkových porostů se zkrácenou dobou obmýtí nebo porostů s převahou až plným zastoupením přípravných druhů dřevin (varianta B). Z hlediska časovosti, stavu území (nadmořská výška, vysoký přirozený podíl smrku, snížení predispozice k ataku kůrovců) se jeví varianta B na větší části jako vhodné řešení. Tam, kde to klimatické a edafické podmínky umožňují, mohou být doplňovány další druhy dřevin (např. buk, jedle, javory) včetně využití principu po ploše rovnoměrně rozmístěných bukových podsadeb s cílem zmírnit disperzi lýkožrouta smrkového do prostoru a snížit tak podíl napadených stromů (VRŠKA et al. 2015). Tento princip je vhodné aplikovat v méně

ohrožené zóně 500–1000 m – situované více do nižších poloh, kde je předpoklad vzniku nových ohnisek podstatně menší a také nižší předpokládaná populační hustota kůrovců. Zde je žádoucí především přeměna stejnorodých smrkových porostů směrem ke smíšeným nebo listnatým lesům, s bohatší strukturou, s dominancí listnatých dřevin a jedle, každopádně by zde neměly být nijak podceněny ani opatření ochrany lesa.

7.5 Bezzásahový management v kontextu Hrubého Jeseníku

Managementová doporučení nejnovějších prací, které se zabývají ekologií, přirozenými procesy a obnovou horských smrčín v podmínkách srovnatelných s Hrubým Jeseníkem, víceméně jednoznačně směřují k co nejmenšímu zasahování do jejich přirozeného vývoje. Intervence zejména ve formě asanačních opatření má v různé míře negativní dopad na biologické dědictví, které je dáno především disturbančním režimem. Míra zachování biologického dědictví zároveň určuje post-disturbanční vývoj a zachování dalších důležitých složek lesního ekosystému.

Asanační zásahy ovlivňují obzvláště saproxylické organizmy vázané na tlející dřevo (např. MÜLLER et al. 2010, BOHÁČ & MATĚJKA 2011, POUŠKA et al. 2011, STOKLAND et al. 2012), které je z porostů buď přímo odstraněno, nebo jeho další vývoj je ovlivněn odkorněním ve snaze předejít gradaci podkorního hmyzu. Z hlediska rozpadu horního stromového patra se dokonce ukazuje, že nejenom pralesovité porosty představují „hotspot“ lesní biodiverzity, ale také doposud poměrně opomíjená nejmladší sukcesní stadia vývoje lesa (SWANSON et al. 2011, LEHNERT et al. 2013). Likvidací prostředí kůrovců dochází i k likvidaci prostředí jeho přirozených nepřátel, které je do určité míry udržují v latentním stavu (MARTIKAINEN et al. 1999, SIMILÄ et al. 2002), a při managementu horských lesů by tato regulační kapacita přirozených predátorů kůrovců měla být zohledněna.

Ochrana dochovaného biologického dědictví nezachovává pouze prostředí porostů druhů ve formě tlejícího dřeva, ale rovněž struktury mající blíže k přírodnímu charakteru, které nové prostředí diverzifikuje (LINDENMAYER et al. 2008, BOTTERO et al. 2013) a umožní plný rozvoj málo zastoupených přírodních znaků (MÜLLER et al. 2010, LEHNERT et al. 2013).

Prostředí po disturbanci má taktéž dopad na obnovu lesního ekosystému. Rozdíly v početnosti a struktuře obnovy horských smrčín mezi aktivním a pasivním managementem byly prokázány v různých obdobných územích (např. JONÁŠOVÁ et al. 2010, BOTTERO et al. 2013, FISCHER et al. 2015, NOVÁKOVÁ & EDWARDS-JONÁŠOVÁ 2015).

Naopak, aktivní management může z dlouhodobého hlediska vést také ke změně disturbančních režimů. Je pak otázkou, jak se dlouhodobý antropogenní vliv odrazí na intenzitě disturbance a jak se takové ekosystémy budou vyvíjet dál (MORI 2011). Asanační těžby pravděpodobně povedou k ještě většímu oddálení od přírodního (přírozeného) stavu. Snížení potenciálu nebo změna druhového složení obnovy ekosystému, strukturní variability a oddálení přírodnímu stavu může mít také vliv na resilienci a budoucí charakter porostů (MORI 2011, FISCHER & FISCHER 2012, BAČE et al. 2015).

Předložená disertační práce potvrdila hypotézu, že struktura přírozené horské smrčiny v Hrubém Jeseníku je primárně odrazem historie porostů – tudíž přírozené disturbance nebo aktivní management mají významnější dopad na strukturu lesa ve srovnání s faktory prostředí (nadmořská výška, expozice, resp. stanoviště). Pokud dojde k rozhodnutí pro striktně bezzásahový management, výsledky ukázaly, že v zájmovém modelovém území je i v případě silné disturbance dostatečné množství odrostlého zmlazení pro jeho obnovu, navíc s poměrně heterogenní prostorovou i výškovou strukturou. Z praktického hlediska tedy ani bezzásahový režim (a eventuálně silná disturbance) nemůže zkoumaný lesní ekosystém nijak ohrozit.

Výsledky komplexního modelu PAS indikují vysokou prostorovou variabilitu ohrožení navazujících porostů podkorním hmyzem s nejvyšším rizikem napadení na exponovaných a vodou ovlivněných lokalitách. Pro účely plnění funkce pufrálního pásma je jejich současný stav značně neuspokojivý (viz podíl smrku a věková struktura), vyžadují intenzivní management směrem ke zvýšení stability a vzhledem k výškovému gradientu i změnu věkové struktury. Současná situace celého zájmového území reflektuje značný kontrast mezi možnostmi uplatnit bezzásahový režim a charakterem navazujících porostů (příloha, 8h, 8i, 8j).

Před rozhodnutím uplatnit plně bezzásahový management je žádoucí zohlednit řadu dalších specifík a širších souvislostí zájmového území. V rámci určitého kompromisu lze uvažovat o dílčí bezzásahovosti. Objektem této práce je největší

komplex přirozených horských smrčín v Hrubém Jeseníku a je zde řešena bezzásahovost v celém jejím rozsahu ve stávajících chráněných územích. Cílem práce nebylo vymezit prostorově co nejoptimálnější variantu bezzásahového území. Dílčí bezzásahovostí se v daném území zabýval ČADA (2013), který definoval dvě kompaktní potenciálně bezzásahové plochy s co nejméně konfliktním rozhodnutím. Jedná se o oblast údolí Bílé Opavy a Eustašky, druhou je oblast od Podolského potoka v PR Břidličná po Malou kotlinu v NPR Praděd (příloha 10). Slabou stránku dílčí bezzásahovosti je především fakt, že část puфраčního pásma musí být vedena v některých cenných partiích stávajících rezervací. Faktory, jako poměrně rozsáhlé plochy starých porostů a zvyšující se trend disturbancí v Hrubém Jeseníku v posledních dvou desetiletích, strukturu současných zájmových porostů pravděpodobně významně změní (ČADA 2013) a z hlediska stavu navazujících porostů bude nutné přistoupit k asanačním těžbám. Současný management horských smrčín ve své podstatě spočívá v zamezení gradace lýkožrouta smrkového, tudíž v ochraně níže položených hospodářských lesů.

V první řadě je nutné mít na paměti, že při ochraně procesů probíhajících v horských smrčínách ve spojitosti s možnou gradací lýkožrouta smrkového, je dotčené území daleko větší, než pouze území bezzásahové. Rozhodnutí o vymezení bezzásahového území a puфраčního pásma, včetně dohody o managementových strategiích, bude v situaci CHKO Jeseníky ve srovnání s některým z NP složitější, protože pozemky na území CHKO nejsou ve správě orgánu ochrany přírody. Kromě nutnosti projednání záměru s více stranami, se situace může zkomplikovat také tím, že v současné době je část navazujících porostů dotčena církevními restitucemi. Klíčový je zde tedy souhlas vlastníka.

Vzhledem ke stavu navazujících porostů je zapotřebí počítat s vysokým finančním vkladem do přestaveb navazujících porostů (především výchova a umělá obnova), který může být navýšen různými nezdary (škody zvěří, mokrým sněhem, větrem). Pravděpodobně bude nutné přistoupit k finančním dotacím vlastníka ze strany státu. Výchovné a obnovní zásahy budou reflektovat především zvýšení stability, předčasnou obnovu nebo změnu druhového složení ve prospěch hospodářsky méně významných druhů dřevin (např. zvýšené uplatnění jeřábu nebo javoru klenu především ve vyšších polohách), což bude v zásadě znamenat snížení kvality produkce. Intenzivní přestavby mohou naopak poskytnout nové pracovní příležitosti na poměrně dlouhou dobu.

Na druhé straně, ponechání modelového území samovolnému vývoji skýtá příležitost pro sledování sukcesních procesů v horských smrčínách Hrubého Jeseníku (např. průběh narušení, rozsah a variabilita změn struktur po narušení, změny ve druhové rozmanitosti). Tyto poznatky, postupy a praktické zkušenosti bude eventuálně možné využít i v dalších ochranně cenných lokalitách v rámci Hrubého Jeseníku.

Jedním z potenciálních rizik kůrovcové disturbance je pravděpodobně významné ovlivnění možnosti sběru semenného materiálu smrku v porostech uznaných pro jeho sběr (genové základny, např. semenné porosty pro smrk v oblasti U Tetřeví chaty a U Eustašky, NPR Praděd) nebo dočasná ztráta porostů zařazených dle fenotypové klasifikace do kategorie A a B. To samé platí i pro některé porosty situované v pufrálním pásmu. Kůrovcová disturbance může mít také vliv na často diskutovanou otázku potenciálního zúžení genetické variability přirozených smrkových porostů, což je v kontextu dlouhodobě obhospodařované kulturní krajiny aktuální téma, které by si v rámci zájmového území i přirozených smrkových porostů zasloužilo podrobný výzkum.

Rozhodnutí o bezzásahovém režimu by také mělo reflektovat skutečnost, že na modelovém území je celý 8. lesní vegetační stupeň zařazen do kategorie lesy ochranné (21b: vysokohorské lesy pod hranicí stromové vegetace chránící níže položené lesy a lesy na exponovaných hřebenech) v překryvu s lesy zvláštního určení (např. 32e: lesy se zvýšenou funkcí půdoochrannou, vodochrannou, klimatickou nebo krajinnou; 32f: lesy pro zachování biologické různorodosti apod.). Určitě i tato problematika by si zasloužila reálné vyhodnocení možných důsledků bezzásahovosti na ochrannou funkci lesů.

S ohledem na rekreační funkci předmětného území by neměly být opomíjeny názory místních obyvatel a širší veřejnosti nejenom z hlediska rekreační funkce, ale také estetického hlediska. Úkolem ochrany přírody musí být dostatečně srozumitelné informování veřejnosti o všech aspektech dopadu bezzásahového režimu v horských smrčínách.

Pokud tedy skutečně dojde k rozhodnutí ponechat přirozenou horskou smrčinu samovolnému vývoji, toto rozhodnutí by mělo být za jakýchkoliv okolností dodrženo s vědomím, že kůrovcová disturbance je jednosměrná cesta a v určité fázi ji nelze zastavit.

7.6 Náměty na další výzkum

Vyvstává řada dalších otázek, na které disertační práce nebyla schopna odpovědět. Tyto otázky v souvislosti s bezzásahovým režimem a navazujícím územím by bylo vhodné řešit v rámci dalšího výzkumu.

Jedním z důležitých aspektů bezzásahového managementu je míra rizika narušení ochranných funkcí lesů v důsledku gradace podkorního hmyzu nebo problematika genetické variability smrkových populací ve zkoumaných přirozených lesích. Bylo by vhodné provést také analýzu dopadu aktivního managementu na strukturu a biodiverzitu přirozených lesních ekosystémů či zkoumat populační dynamiku lýkožrouta smrkového v zájmovém území.

Na druhé straně je žádoucí podrobnější vyhodnocení navazujících porostů na základě zdravotního stavu nebo z hlediska stupně smíšení, stavu přirozené obnovy či posun některých druhů dřevin do vyšších nadmořských výšek. Důležitým aspektem je optimální vymezení pufrčního pásma např. v rámci prostorových vztahů, stejně tak v případě území bezzásahového. To může být úkolem další práce v budoucnu.

8. Seznam literatury a použitých zdrojů

Odborné publikace a monografie:

- AKKUZU, E., SARIYILDIZ, T., KUCUK, M., DUMAN, A., 2009. *Ips typographus* (L.) and *Thanasimus formicarius* (L.) populations influenced by aspect and slope position in Artvin-Hatila valley national park, Turkey. *African Journal of Biotechnology*, 8: 877–882.
- ANGST, A., RÜEGG, R., FORSTER, B., 2012. Declining Bark Beetle Densities (*Ips typographus*, *Coleoptera: Scolytinae*) from Infested Norway Spruce Stands and Possible Implications for Management. Hindawi Publishing Corporation Psyche Vol. 2012, s. 1–7.
- BAČE, R., JANDA, P., SVOBODA, M., 2009. Vliv mikrostanoviště a horního stromového patra na stav přirozené obnovy v horském smrkovém lese na Trojmezí, *Silva Gabreta* 15 (1), s. 67–84.
- 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: 1065–1078.
- BAČE, R., SVOBODA, M., POUŠKA, 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, doi: 10.1016/j.foreco.2011.11.02
- BAČE, R., SVOBODA, M., JANDA, P., MORRISSEY, R. C., WILD, J., CLEAR, J. L., ČADA, V., DONATO, D. C., 2015. Legacy of pre-disturbance spatial pattern determines early structural diversity following severe disturbance in montane spruce forests. *PLoS ONE*, 10 (9): e0139214. DOI: 10.1371/journal.pone.0139214
- BAIER, P., FÜHRER, E., KIRISITS, T., ROSNER, S., 2002. Defence reactions of Norway spruce against bark beetles and the associated fungus *Ceratocystis polonica* in secondary pure and mixed species stands. *Forest Ecology and Management*, 159: 73–86.
- BAIER, R., MEYER, J., GOTTLEIN, A., 2007. Regeneration niches of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) saplings in small canopy gaps in mixed mountain

- forests of the Bavarian Limestone Alps. *European Journal of Forest Research*, 126: 11–22.
- BALANDA, M., PITTNER, J., SANIGA, M., JAĐUĐ, J., DANKOVÁ, L., ĐURIŠ, M., 2013. Stand dynamics of the subalpine spruce (*Picea abies* L. Karst) forest – a disturbance driven development. *Šumarski list*, 7–8: 379–385.
- BECKER, T., SCHRÖTER, H., 2000. Ausbreitung von rindenbrüfutenden Borkenkäfern nach Sturmschäden. *Allgemeine Forstzeitung*, 55 (6): 280–282.
- BEDNÁŘ, Z., 1973. O horských lesích Jeseníků a Králického Sněžníku, in: *Campanula. Sborník Chráněné krajinné oblasti Jeseníky*. Ostrava: Krajské středisko státní památkové péče a ochrany přírody 4, s. 51–68.
- BENGTSSON, J., NILSSON, S. G., FRANC, A., MENOZZI, P., 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management*, 132: 39–50.
- BOBIEC, A., GUTOWSKI, J. M., LAUDENSLAYER, W. F., PAWLACZYK, P., ZUB, K., 2005. *Afterlife of a tree*. WWF Poland. Warszawa – Hajnówka, 252 s. ISBN 8392071212.
- BOONE, C. K., AUKEMA, B. H., BOHLMANN, J., CARROLL, A. L., RAFFA, K. F., 2011. Efficacy of tree defense physiology varies with bark beetle population density: a basis for positive feedback in eruptive species. *Canadian Journal of Forest Research*, 41: 1174–1188.
- BOTTERO, A., GARBARINO, M., LONG J. N., MOTTA, R., 2013. The interacting ecological effects of large-scale disturbances and salvage logging on montane spruce forest regeneration in the western European Alps. *Forest Ecology and Management*, 292: 19–28.
- BOUGET, CH., DUELLI, P., 2004. The effects of windthrow on forest insect communities: a literature review. *Biological Conservation*, 118: 281–299.
- BROOKS, H. E., 2013. Severe thundrestorms and climate change. *Atmospheric Research*, 123: 129–138.
- BRŮNA, J., WILD, J., SVOBODA, M., HEURICH, M., MÜLLEROVÁ, J., 2013. Impacts and underlying factors of landscape-scale, historical disturbance of mountain forest identified using archival documents. *Forest Ecology and Management*, 305: 294–306.

- BUČEK, A., VLČKOVÁ, V., 2009. Scénář změn vegetační stupňovitosti na území České republiky: deset let poté. Ochrana přírody, roč. 64, zvláštní číslo, s. 8–11.
- BYERS, J. A., 2000. Wind-aided dispersal of simulated bark beetles flying through forests. *Ecological Modelling*, 125 (2–3): 231–243.
- CARLETTI, P., VENDRAMIN, E., PIZZEGHELLO, D., CONCHERI, G., ZANELLA, A., NARDI, S., SQUARTINI, A., 2009. Soil humic compounds and microbial communities in six spruce forests as function of parent material, slope aspect and stand age. *Plant and Soil*, 315: 47–65.
- ČADA, V., SVOBODA, M., 2011a. Structure and origin of mountain Norway spruce in the Bohemian Forest. *Journal of Forest Science*, 57 (12): 523–535.
- ČADA, V., MORRISSEY, R. C., MICHALOVÁ, Z., BAČE, R., JANDA, P., SVOBODA, M., 2016. Frequent severe natural disturbances and non-equilibrium landscape dynamics shaped the mountain spruce forest in central Europe. *Forest Ecology and Management*, 363: 169–178.
- DE CHANTAL, M., LILJA-ROTHSTEN, S., PETERSON, C., KUULUVAINEN, T., VANHAMAJAMAA, I., PUTTONEN, P., 2009. Tree regeneration before and after restoration treatments in managed boreal *Picea abies* stands. *Applied Vegetation Science*, 12: 131–143.
- DEMEK, J., MACKOVČIN, P., 2006. Zeměpisný lexikon ČR: Hory a nížiny. Brno, AOPK ČR, 582 s. 2. upravené vydání. ISBN 80-86064-99-9.
- DUTILLEUL, P., NEF L., FRIGON, D., 2000. Assessment of site characteristics as predictors of the vulnerability of Norway spruce (*Picea abies* Karst.) stands to attack by *Ips typographus* L. (*Col.*, *Scolytidae*). *Journal of Applied Entomology*, 124: 1–5.
- DOBROVOLNÝ, P., BRÁZDIL, R., 2003. Documentary evidence on strong winds related to convective storms in the Czech Republic since AD 1500. *Atmospheric Research*, 67–68: 95–116.
- DOBROVOLNÝ, L., 2014. Postupy zvyšování diverzity smrkových porostů využitím reprodukční schopnosti vtroušených jedinců buku. Certifikovaná metodika 10. Jíloviště: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i., 26 s.

- DOLEŽAL, P., SEHNAL, F., 2007. Effects of photoperiod and temperature on the development and diapause of the bark beetle *Ips typographus*. *Journal of Applied Entomology*, 131: 165–173.
- DONATO, D. C., CAMPBELL, J. L., FRANKLIN, J. F., 2012. Multiple successional pathways and precocity in forest development: can some forests be born complex? *Journal Vegetation Science*, 23 (3): 576–584.
- DUELLI, P., ZAHRADNIK, P., KNIZEK, M., KALINOVA, B., 1997. Migration in spruce bark beetles (*Ips typographus* L.) and the efficiency of pheromone traps. *Journal of Applied Entomology*, 121: 297–303.
- DUELLI, P., OBRIST, M. K., WERMELINGER, B., 2002. Windthrow–induced changes in faunistic biodiversity in alpine spruce forests. *Forest Snow and Landscape Research*, 77 (1/2): 17–131.
- ERIKSSON, M., NEUVONEN, S., ROININEN, H., 2008. *Ips typographus* (L.) attack on patches of felled trees: “Wind-felled” vs. cut trees and the risk of subsequent mortality. *Forest Ecology and Management*, 255: 1336–1341.
- FACCOLI, M., STERGULC, F., 2004. *Ips typographus* (L.) pheromone trapping in south Alps: Spring catches determine damage thresholds. *Journal of Applied Entomology*, 128: 307–311.
- FACCOLI, M., 2009. Effect of weather on *Ips typographus* (Coleoptera Curculionidae) phenology, voltinism, and associated spruce mortality in the southeastern Alps. *Environmental Entomology*, 38: 307–316.
- FANTA, J., 2007. Lesy a lesnictví ve střední Evropě: IV. Změny ve 20. století. *Živa* 4/2007, s. 161–164.
- FAYT, P., MACHMER, M. M., CHRISTOPH STEEGER, CH., 2005. Regulation of spruce bark beetles by woodpeckers—a literature review. *Forest Ecology and Management*, 206: 1–14.
- FISCHER, A., LINDNER, M., ABS, C., LASCH, P., 2002. Vegetation dynamics in Central European forest ecosystems (near-natural as well as managed) after storm events. *Folia Geobotanica*, 37: 17–32.
- FISCHER, A., FISCHER, H. S., 2012. Individual-based analysis of tree establishment and forest stand development within 25 years after windthrow. *European Journal of Forest Research*, 131: 493–501.

- FISCHER, A., FISCHER, H., KOPECKÝ, M., MACEK, M., WILD, J., 2015. Small changes in species composition despite stand-replacing bark beetle outbreak in *Picea abies* mountain forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 45 (9): 1164-1171.
- FORRESTER, J. A., MLADENOFF, D. J., GOWER, S. T., STOFFEL, J. L., 2012. Interactions of temperature and moisture with respiration from coarse woody debris in experimental forest canopy gaps. *Forest Ecology and Management*, 265: 124–132.
- FRANKLIN, J. F., MITCHELL, R. J., PALIK, B. J., 2007. Natural disturbance and development principles for ecological forestry. Gen. Tech. Rep. NRS-19 Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station, 44 s.
- FRELICH, L. E., 2002. Forest dynamics and disturbance regimes. Studies from temperate evergreen–deciduous forests. Cambridge Studies in Ecology. Cambridge University Press, 280 s. ISBN: 9780521052474.
- GÖTHLIN, E., SCHROEDER, M., 2000. Attacks by *Ips typographus* and *Pityogenes chalcographus* on Windthrown Spruces (*Picea abies*) during the Two Years Following a Storm Felling. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 15 (5): 542–549.
- GRODZKI, W., JAKUŠ, R., GAZDA, M., 2003. Patterns of bark beetle occurrence in Norway spruce stands of national parks in Tatra Mts. in Poland and Slovakia. *Journal of Pest Science*, 76: 78–82.
- GRODZKI, W., JAKUŠ, R., BAJZOVÁ, E., SITKOVÁ, Z., MACZKA, T., ŠKVARENINA, J., 2006. Effects of intensive versus no management strategies during an outbreak of the bark beetle *Ips typographus* (L.) (Col.: *Curculionidae*, *Scolytinae*) in the Tatra Mts. in Poland and Slovakia. *Annals of Forest Science*, 63: 55–61.
- HANSEN, K. H., 2003. Natural regeneration of *Picea abies* on small clear-cuts in SE Norway. *Forest Ecology and Management*, 180: 199–213.
- HARRINGTON, C., 2009. Let's mix it up! The benefits of variable-density thinning, Science findings, Pacific Northwest Research Station, s. 5.
- 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.

- HARMON, M. E., SEXTON, J., 1995. Water balance of conifer logs in early stages of decomposition. *Plant and Soil*, 172: 141–152.
- HEDGREN, P. O., SCHROEDER, L. M., WESLIEN, J., 2003. Tree killing by *Ips typographus* (*Coleoptera: Scolytidae*) at stand edges with and without colonized felled spruce trees. *Agricultural and Forest Entomology*, 5: 67–74.
- HEURICH, M., 2009. Progress of forest regeneration after a large-scale *Ips typographus* outbreak in the subalpine *Picea abies* forests of the Bavarian Forest National Park. *Silva Gabreta*, 15: 49–66.
- HICKS, R. R. J., FRANK P. S. J., 1984. Relationship of aspect to soil nutrients, species importance and biomass in a forested watershed in West Virginia. *Forest Ecology and Management*, 8: 281–291.
- HILSZCZAŃSKI, J., JANISZEWSKI, W., NEGRON, J., MUNSON, A. S., 2006. Stand characteristics and *Ips typographus* (L.) (*Col., Curculionidae, Scolytinae*) infestation during outbreak in northeastern Poland. *Folia Forestalia Polonica, Series A – Forestry*, 48: 53–64.
- HLÁSNÝ, M., TURČÁNI, M., 2013. Persisting bark beetle outbreak indicates the unsustainability of secondary Norway spruce forests: case study from Central Europe. *Annals of Forest Science*, 70: 481–491.
- HOLEKSA, J., CYBULSKI, M., 2001. Canopy gaps in Carpathian subalpine spruce forest. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 120 (1): 331–348.
- HOLEKSA, J., 2003. Relationship between field-layer vegetation and canopy openings in a Carpathian subalpine spruce forest. *Plant Ecology*, 168: 57–67.
- HOLEKSA, J., SANIGA, M., SZWAGRZYK, J., DZIEDZIC, T., FERENC, S., WODKA, M., 2006. Altitudinal variability of stand structure and regeneration in the subalpine spruce forests of the Poľana biosphere reserve, Central Slovakia. *European Journal of Forest Research*, 126 (2): 303–313.
- HOLEKSA, J., ZIELONKA, T., ŽYWIEC, M., FLEISCHER, P., 2016. Identifying the disturbance history over a large area of larch-spruce mountain forest in Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 361: 318–327.
- HOŠEK, E., 1970. K otázce vývoje škod abiotickými v lesích Hrubého Jeseníku, in: *Campanula. Sborník Chráněné krajinné oblasti Jeseníky*. Ostrava: Krajské středisko státní památkové péče a ochrany přírody 1, s. 13–21.

- HOŠEK, E., 1972. Vlivy minulosti na přírodu a historické zajímavosti v Chráněné krajinné oblasti Jeseníky, In: Campanula. Sborník Chráněné krajinné oblasti Jeseníky. Ostrava: Krajské středisko státní památkové péče a ochrany přírody 3, s. 103–118.
- HÜBERTZ, H., LARSEN, J. R., BEJER, B., 1991. Monitoring spruce bark beetle (*Ips typographus* (L.)) populations under non-epidemic conditions Scandinavian Journal of Forest Research, 6 (1–4): 217–226.
- CHRISTIANSEN, E., BAKKE, A., 1988. The spruce bark beetle of Eurasia, In: Berryman A. A. (Eds.), Dynamics of Forest Insect Populations, Patterns, Causes, Implications. Plenum Press, New York, s. 479–503. ISBN 978-0-306-42745-9.
- CHYTRÝ, M., KUČERA T., KOČÍ, M., GRULICH, V., LUSTYK, P., (Eds.) 2010. Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 445 s.
- JACTEL, H., BROCKERHOFF, E., 2007. Tree diversity reduces herbivory by forest insects. Ecology Letters, 10: 835–848.
- JAKUŠ, R., GRODZKI, W., JEŽÍK, M., JACHYM, M., 2003. Definition of Spatial Patterns of Bark Beetle *Ips typographus* (L) Outbreak Spreading in Tatra Mountains (Central Europe) Using GIS. In: McManus M. L., Liebhold, A. M. (ed): Proceedings: Ecology Survey and Management of Forest Insects. USDA Forest Service, s. 25–32
- JAKUŠ, R., EDWARDS-JONÁŠOVÁ, M., CUDLÍN, P., BLAŽENEC, M., JEŽÍK, M., HAVLÍČEK, F., MORAVEC, I., 2011. Characteristics of Norway spruce trees (*Picea abies* (L.)) surviving a spruce bark beetle (*Ips typographus* L.) outbreak. Trees, 25: 965–973.
- JANDA, P., SVOBODA, M., BAČE, R., ČADA, V., PECK, J. E., 2014. Three hundred years of spatio-temporal development in a primary mountain Norway spruce stand in the Bohemian Forest, central Europe. Forest Ecology and Management, 330: 304–311.
- JOHNSON, E. A., MIYANISHI, K., 2007. Plant disturbance ecology: the process and the response. Elsevier. Academic Press, California, 720 s. ISBN 9780120887781.
- JONÁŠOVÁ, M., PRACH, K., 2004. Central-European mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forests: regeneration of tree species after a bark beetle outbreak. Ecological Engineering, 23: 15–27.

- JONÁŠOVÁ, M., MATĚJKOVÁ, I., 2007. Natural regeneration and vegetation changes in wet spruce forests after natural and artificial disturbances. *Canadian Journal of Forest Research*, 37: 1907–1914.
- JONÁŠOVÁ, M., PRACH, K., 2008. The influence of bark beetles outbreak vs. salvage logging on ground layer vegetation in Central European mountain spruce forests. *Biological Conservation*, 141: 1525–1535.
- JONÁŠOVÁ, M., VÁVROVÁ, E., CUDLÍN, P., 2010. Western Carpathian mountain spruce forest after a windthrow: Natural regeneration in cleared and uncleared areas. *Forest Ecology and Management*, 259: 1127–1134.
- JONÁŠOVÁ–EDWARDS, M., 2013. Přírodní disturbance – klíčový faktor obnovy horských smrčín. *Živa* 5/2013, s. 216–219.
- JURÁSEK, A., LEUGNER, J., MARTINCOVÁ, J., 2011. Pěstební péče v mladých porostech smrku vyšších poloh. *Certifikovaná metodika 3*. Jíloviště: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i., 32 s.
- KAUSRUD, K., OKLAND, B., SKARPASS, O., GRÉGOIRE, J. C., ERBILGIN, N., STENSETH, N. C., 2011. Population dynamics in changing environments: the case of an eruptive forest pest species. *Biological Reviews*, 87: 34–51.
- KAUTZ, M., DWORSCHAK, K., GRUPPE, A., SCHOPF, R., 2011. Quantifying spatio-temporal dispersion of bark beetle infestations in epidemic and non-epidemic conditions. *Forest Ecology and Management*, 262: 598–608.
- KAUTZ, M., SCHOPF, R., OHSER, J., 2013. The „sun-effect“: microclimatic alterations predispose forest edges to bark beetle infestations. *European Journal of Forest Research*, 132: 453–465.
- KÄRVEMO, S., ROGELL, B., SCHROEDER, M., 2014. Dynamics of spruce bark beetle infestation spots: Importance of local population size and landscape characteristics after a storm disturbance. *Forest Ecology and Management*, 334: 232–240.
- KELSEY, R., JOSEPH, G., 2001. Attraction of *Scolytus unispinosus* bark beetle to ethanol in water-stressed Douglas-fir branches. *Forest Ecology and Management*, 144: 229–238.
- KINDLMANN, P., MATĚJKA, K., DOLEŽAL, P., 2012. *Lesy Šumavy, lýkožrout smrkový a ochrana přírody*. Karolinum. Univerzita Karlova, Praha, 328 s. ISBN 9788024621555.

- KLOPCIC, M., POLJANEC, A., GARTNER, A., BONCINA, A., 2009. Factors related to natural disturbances in mountain Norway spruce (*Picea abies*) forests in the Julian Alps. *Ecoscience*, 16: 48–57.
- KNIBBE, B., 2007. Past 4, Personal analysis system for treering research, Version 4.2. Vienna, SCIEM, 161 s.
- KOMONEN, A., HALME, P., JÄNTTI, M., KOSKELA, T., KOTIAHO, J. S., TOIVANEN, T., 2014. Created substrates do not fully mimic natural substrates in restoration: the occurrence of polypores on spruce logs. *Silva Fennica*, 48 (1): 1–12.
- KORPEL, Š., 1989. Pralesy Slovenska. *Príroda*. Bratislava, 328 s. ISBN 80-224-0031-9.
- KORPEL, Š., 1991. Pestovanie lesa. *Príroda*, Bratislava, 465 s. ISBN 80-07-00428-9.
- KORSUŇ, F., 1961. Hmotové tabulky pro smrk. *Lesnictví*, 7, s. 275–304.
- KOŠULIČ, M., 2008. Problematické zalesňování holin. *Lesu zdar* 12, s. 10–13.
- KOŠULIČ, M. ST., 2010. Cesta k přírodě blízkému hospodářskému lesu. 1. vyd. Brno: FSC ČR, o. s. 450 s. ISBN 9788025464342.
- KOVÁŘOVÁ, M., VACEK, S., 2003. Mountain Norway spruce forests: needle supply and its nutrient content. *Journal of Forest Science*, 49 (7): 327–332.
- KRAMER, M. G., HANSEN, A. J., TAPER, M. L., KISSINGER, E. J., 2001. Abiotic controls on longterm windthrow disturbance and temperate rain forest dynamics in southeast Alaska. *Ecology*, 82: 2749–2768.
- KRUMM, F., KULAKOWSKI, D., SPIECKER, H., DUC, P., BEBI, P., 2011. Stand development of Norway spruce dominated subalpine forests of the Swiss Alps. *Forest Ecology and Management*, 262: 620–628.
- KULAKOWSKI, D., BEBI, P., 2004. Range of variability of unmanaged subalpine forests. *Forum für Wissen*, s. 47–54.
- KULAKOWSKI, D., RIXEN, C., BEBI, P., 2006. Changes in forest structure and in the relative importance of climatic stress as a result of suppression of avalanche disturbances. *Forest Ecology and Management*, 223 (1–3): 66–74.
- KUPFERSCHMID, A. D., BUGMANN, H., 2005. Effect of microsites, logs and ungulate browsing on *Picea abies* regeneration in a mountain forest. *Forest Ecology and Management*, 205: 251–265.
- KUULUVAINEN, T., 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. – *Silva Fennica*, 36: 97–125.

- KUULUVAINEN, T., WALLENUIS, T. H., KAUKANEN, H., AAKALA, T., MIKKOLA, K., DEMIDOVA, N., OGIBIN, B., 2014. Episodic, patchy disturbances characterize an old-growth *Picea abies* dominated forest landscape in northeastern Europe. *Forest Ecology and Management*, 320: 96–103.
- LANDA, Z., KŘENOVÁ, Z., VOJTĚCH, O., 2007. Využití houby *Beauveria bassiana* v ochraně proti lýkožroutu smrkovému. *Lesnická práce* 10, s. 646–647.
- LANDSBERG, J., WARING, R., 2014. *Forests in Our Changing World: New Principles for Conservation and Management*, Island Press, USA, 304 s. ISBN 9781610914963.
- LAUSCH, A., FAHSE, L., HEURICH, M., 2011. Factors affecting the spatio-temporal dispersion of *Ips typographus* (L.) in Bavarian Forest National Park: A long-term quantitative landscape-level analysis. *Forest Ecology and Management*, 261: 233–245.
- LAUSCH, A., HEURICH, M., FAHSE, L., 2013. Spatio-temporal infestation patterns of *Ips typographus* (L.) in the Bavarian Forest National Park, Germany. *Ecological Indicators*, 31: 73–81.
- LEHNERT, L. W., BÄSSLER, C., BRANDL, R., BURTON, R. J., MÜLLER, J., 2013. Conservation value of forests attacked by bark beetles: Highest number of indicator species is found in early successional stages. *Journal for Nature Conservation*, 21: 97–104.
- LEONELLI, G., PELFINI, M., BATTIPAGLIA, G., CHERUBINI, P., 2009. Site-aspect influence on climate sensitivity over time of high-altitude *Pinus cembra* tree-ring network. *Climate Change*, 96: 185–201.
- LINDENMAYER, D. B., FRANKLIN, J. F., 2002. *Conserving Forest Biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*. Island Press, Washington DC, 352 s. ISBN 1-55963-935-0.
- LINDENMAYER, D. B., NOSS, R. F., 2006. Salvage Logging, Ecosystem Processes and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*, 20 (4): 949–958.
- LINDENMAYER, D. B., BURTON, P. J., FRANKLIN, J. F., 2008. Salvage logging and its ecological consequences. Island Press. Washington DC, 246 s. ISBN 978-1-59726-402-0.

- MARINI, L., MATTHEW, P. A., BATTISTI, A., FACCOLI, M., 2012. Climate affects severity and altitudinal distribution of outbreaks in an eruptive bark beetle. *Climatic Change*, 115: 327–341.
- MARTIKAINEN, P., SIITONEN, J., KAILA, L., PUNTTILA, P., RAUH, J., 1999. Bark beetles (*Coleoptera, Scolytidae*) and associated beetle species in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management*, 116: 1–3.
- MAYER, H., OTT, E., 1991. *Gebirgswaldbau—Schutzwaldpflege*. 2. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- MERGANIČOVÁ, K., MERGANIČ, J., SVOBODA, M., BAČE, R., ŠEBEŇ, V., 2012. Deadwood in Forest Ecosystems, in: Blanco J. A., Lo Y.-H., (Eds.), *Forest Ecosystems – More than Just Trees*. InTech. Rijeka, Croatia, s. 81–112. DOI: 10.5772/31003.
- MEZEI, P., GRODZKI, W., BLAŽENEC, M., ŠKVARENINA, J., BRANDÝŠOVA, V., JAKUŠ, R., 2014a. Host and site factors affecting tree mortality caused by the spruce bark beetle (*Ips typographus*) in mountainous conditions. *Forest Ecology and Management*, 331: 196–207.
- MEZEI, P., GRODZKI, W., BLAŽENEC, M., JAKUŠ, R., 2014b. Factors influencing the wind–bark beetles' disturbance system in the course of an *Ips typographus* outbreak in the Tatra Mountains. *Forest Ecology and Management*, 312: 67–77.
- MÍCHAL, I., 1992a. *Obnova ekologické stability lesů*. Academia. Praha, 169 s. ISBN 8085368234.
- MÍCHAL, I., 1992b. *Ekologická stabilita*. Academia. Praha, 275 s. ISBN 80-85368-22-6.
- MÍCHAL, I., PETŘÍČEK, V., (Eds.) 1999. *Péče o zvláště chráněná území II.: Lesní společenstva*. Agentura ochrany přírody a krajiny v ČR. Praha, 713 s. ISBN 80-86064-14-X.
- MODLINGER, R., HOLUŠA, J., LIŠKA, J., KNÍŽEK, M., 2009. Stav populace lýkožrouta smrkového *Ips typographus* (L.) v NPR Žofínský prales (Novohradské hory, Česká republika). *Silva Gabreta* 15, s. 143-154.
- MORI, A. S., 2011. Ecosystem management based on natural disturbances: hierarchical context and non-equilibrium paradigm. *Journal of Applied Ecology*, 48: 280–292.

- MOTTA, R., NOLA, P., PIUSSI, P., 1999. Structure and stand development in three subalpine Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands in Paneveggio (Trento, Italy). *Global Ecology and Biogeography*, 8: 455–471.
- MOTTA, R., NOLA, P., PIUSSI, P., 2002. Long-term investigations in a strict forest reserve in the eastern Italian Alps: spatio-temporal origin and development in two multi-layered subalpine stands. *Journal of Ecology*, 90: 495–507.
- MOTTA, R., 2003. Ungulate impact on rowan (*Sorbus aucuparia* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) height structure in mountain forests in the eastern Italian Alps. *Forest Ecology and Management*, 181: 139–150.
- MRHALOVÁ, H., TROTSIUK, V., SVOBODA, M., JANDA, P., BAČE, R., ČADA, V., MIKOLÁŠ, M., 2015. Strategie dosažení horního stromového patra smrku ztepilého (*Picea abies* (L.) Karst.) v přirozených lesích Rumunska. *Zprávy z lesnického výzkumu*, 30 (3): 211–217.
- MUSIL, I., HAMERNÍK, J., LEUGNEROVÁ, G., 2001. *Lesnická dendrologie I. Jehličnaté a další nahosemenné (a výtrusné) dřeviny*. Skriptum. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Praha, 352 s. ISBN 978-80-200-1567-9.
- MÜLLER, J., BUßLER, H., GOßNER, M., RETTELBACH, T., DUELLI, P., 2008. The European spruce bark beetle *Ips typographus* (L.) in a national park – from pest to keystone species. *Biodiversity and Conservation*, 17: 2979–3001.
- MÜLLER, J., BÜTLER, R., 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European Forests. *European Journal of Forest Research*, 129 (6): 981–992.
- MÜLLER, J., NOSS, R. F., BUSSLER, H., BRANDL, R., 2010. Learning from a “benign neglect strategy” in a national park: Response of saproxylic beetles to dead wood accumulation. *Biological Conservation*, 143: 2559–2569.
- 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: 61–70.
- NAVAS, A., MACHÍN, J., BEGUERÍA, S., LÓPEZ-VICENTE, M., GASPARELLO, L., 2007. Soil properties and physiographic factors controlling the natural vegetation re-growth in a disturbed catchment of the Central Spanish Pyrenees. *Agroforestry Systems*, 2: 173–185.

- NETHERER, S., 2003. Modelling of bark beetle development and of site- and stand-related predisposition to *Ips typographus* (L.) (Coleoptera; Scolyidae). A Contribution to Risk Assessment. Ph.D. Thesis. BOKU—University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna.
- NETHERER, S., NOPP-MAYR, U., 2005. Predisposition assessment systems (PAS) as supportive tools in forest management—rating of site and stand-related hazards of bark beetle infestation in the High Tatra Mountains as an example for system application and verification. *Forest Ecology and Management*, 207: 99–107.
- NEUHÄUSLOVÁ, Z., (Eds.) 2001. Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky, Praha, Academia, 341 s. ISBN 80-200-0687-7
- NIEMELÄ, J., 1999. Management in relation to disturbance in the boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 115: 127–134.
- NIKLASSON, M., 2002. A comparison of tree age determination methods for suppressed Norway spruce: implication for age structure analysis. *Forest Ecology and Management*, 161: 279–288.
- NIKOLOV, CH., BOŠELA, M., VAKULA, J., FERENČÍK, J., KUNCA, A., 2011. Analýza kalamity lykožrúta smrekového vo Vysokých Tatrách za roky 2005–2009 vo vzťahu k porastovým charakteristikám. In: Kunca, A. (Eds.): Aktuálne problémy v ochrane lesa 2011. Sborník referátů. Nový Smokovec, 28 a 29. dubna 2011. Národné lesnícké centrum vo Zvolene, s. 65–70.
- NIKOLOV, CH., 2012. Časovo–priestorová kvantifikácia šírenia lykožrúta smrekového po rozsiahlej vetrovej kalamite vo Vysokých Tatrách: dizertačná práca. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene. Lesnícka Fakulta, 115 s.
- NIKOLOV, CH., KONÔPKA, B., KAJBA, M., GALKO, J., KUNCA, A., JANSKÝ, L., 2014. Post-disaster Forest Management and Bark Beetle Outbreak in Tatra National Park, Slovakia. *Mountain Research and Development*, 34 (4): 326–335.
- NOPP, U., 1999. Erarbeitung von Identifikationsschlüsseln der Prädisposition fichtenreicher Bestände gegenüber verschiedenen abiotischen und biotischen Schadauslösern. Ph.D. Thesis. BOKU—University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna.
- NOSS, R. F., COOPERRIDER, A. Y., 1994. Saving Nature's Legacy: Protecting And Restoring Biodiversity. Island Press. Washington DC, 416 s. ISBN 1-55963-248-8.

- NOVÁKOVÁ, M., EDWARDS-JONÁŠOVÁ, M., 2015. Restoration of Central-European mountain Norway spruce forest 15 years after natural and anthropogenic disturbance. *Forest Ecology and Management*, 344: 120–130.
- NOŽIČKA, J., 1957. Přehled vývoje našich lesů. Státní zemědělské nakladatelství Praha. Praha, 459 s.
- O'HARA, K. L., NESHMITH, J. C. B., LEONARD, L., PORTER, D. J., 2010. Restoration of old forest features in coast redwood forests using early-stage variable-density thinning. *Restoration Ecology*, 18 (S1): 125–135.
- OTT, E., FREHNER, M., FREY, H. U., LÜSCHER, P., 1997. Gebirgsnadelwälder. In: Ein praxisorientierter Leitfaden für eine standortgerechte Waldbehandlung, Paul Haupt, Bern, Stuttgart, Wien, 287 s.
- ØKLAND, B., BJØRNSTAD, O. N., 2006. Ecology. A resource-depletion model of forest insect outbreaks. *Ecology* 87, s. 283–290.
- PANAYOTOV, M., KULAKOWSKI, D., LARANJEIRO DOS SANTOS, L., BEBI, P., 2011. Wind disturbances shape old Norway spruce-dominated forest in Bulgaria. *Forest Ecology and Management*, 262: 470–481.
- PANAYOTOV, M., BEBI, P., TSVETANOV, N., ALEXANDROV, N., LARANJEIRO, L., KULAKOWSKI, D., 2015. The disturbance regime of Norway spruce forests in Bulgaria. *Canadian Journal of Forest Research*, 45: 1143–1153.
- PAULSEN, J., WEBER, U. M., KÖRNER, C., 2000. Tree growth near treeline: abrupt or gradual reduction with altitude? *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 32: 14–20.
- PAULSEN, J., KÖRNER CH., 2001. GIS – analysis of tree-line elevation in the Swiss Alps suggests no exposure effect. *Journal of Vegetation Science*, 12: 817–824.
- PELTONEN, M., 1999. Windthrows and dead-standing trees as bark beetle breeding material at forest-clearcut edges. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 14: 505–511.
- KOHN, K. A., FRANKLIN, J. F., (Eds.) 1997. *Creating A Forestry For 21st Century: the science of ecosystem*. Island Press. Washington DC, s. 31–56. ISBN-10: 1559633999.
- PICKETT, S. T. A., WHITE, P. S., (Eds.) 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, San Diego, 472 s. ISBN: 978-0-12-554520-4.

- POKORNÝ, P., 2011. Neklidné časy: Kapitoly ze společných dějin přírody a lidí. Dokořán, Praha, 370 s. ISBN: 978-80-7363-392-9.
- POLANSKÝ, B., ČÍŽEK, J., JURČA, J., MEZERA, A., VYSKOT, M., 1966. Pěstění lesů. Státní zemědělské nakladatelství Praha. Praha, 514 s.
- POMEROY, J. W., MARKS, D., LINK, T., ELLIS, C., HARDY, J., ROWLANDS, A., GRANGER, R., 2009. The impact of coniferous forest temperature on incoming longwave radiation to melting snow. *Hydrological Processes*, 23 (17): 2513–2525. doi:10.1002/hyp.7325.
- PONGE, J. F., ANDRÉ, J., ZACKRISSON, O., BERNIER, N., NILSSON, M. C., GALLET, C., 1998. The forest regeneration puzzle. *BioScience*, 7: 523–530.
- 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: 201–209.
- PRIMICIA, I., CAMARERO, J. J., JANDA, P., ČADA, V., MORRISSEY, R. C., TROTSIUK, V., BAČE, R., TEODOSIU, M., SVOBODA, M., 2015. Age, competition, disturbance and elevation effect on tree and stand growth response of primary *Picea abies* forests to climate. *Forest Ecology and Management*, 354: 77–86.
- PRŮŠA, E., 2001. Pěstování lesa na typologických základech. Lesnická práce s.r.o., Kostelec nad Černými lesy, 593 s. ISBN: 80-86386-10-4.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, R.C., 2014. R: A language and environment for statistical computing. Vienna. <https://www.r-project.org/>
- RAFFA, K. F., AUKEMA, B. H., BENTZ, B. J., CARROLL, A. L., HICKE, J. A., TURNER, M. G., 2008. Cross-scale drivers of natural disturbances prone to anthropogenic amplification: The dynamics of bark beetle eruptions. *BioScience*, 58: 501–517.
- RAMMIG, A., FAHSE, L., BUGMANN, H., BEBI, P., 2006. Forest regeneration after disturbance: A modelling study for the Swiss Alps. *Forest Ecology and Management*, 222: 123–136.
- RAMMIG, A., FAHSE, L., BEBI, P., BUGMANN, H., 2007. Wind disturbance in mountain forests: Simulating the impact of management strategies, seed supply, and ungulate browsing on forest succession. *Forest Ecology and Management*, 242: 142–154.

- ROUALT, G., CANDAU, J.-N., LIEUTIER, F., NAGELEISEN, L.-M., MARTIN, J.-C., WARZÉE, N., 2006. Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to the 2003 drought in Western Europe. *Annals of Forest Science*, 63: 613–624.
- RYBNÍČEK, K., RYBNÍČKOVÁ, E., 2004. Pollen analyses of sediments from the summit of the Praděd range in the Hrubý Jeseník Mts (Eastern Sudetes). *Preslia*, 76: 331–347.
- SEIDL, R., BAIER, P., RAMMER, W., SCHOPF, A., LEXER, M. J., 2007. Modelling tree mortality by bark beetle infestation in Norway spruce forests. *Ecological Modelling*, 206: 383–399.
- SEIDL, R., FERNANDES, P. M., FONSECA, T. F., GILLET, F., JÖHNSSON, A. M., MERGANIČOVÁ, K., NETHERER, S., ARPACI, A., BONTEMPS, J. D., BUGMANN, H., GONZÁLEZ-OLABARRIA, J. R., LASCH, P., MEREDIEU, C., MOREIRA, F., SCHELHAAS, M., MOHREN, G. M. J., 2011. Modelling natural disturbances in forest ecosystems: a review. *Ecological Modelling*, 222: 903–924.
- SIITONEN, J., 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forest as an example. *Ecological Bulletins*, 49: 11–42.
- 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: 365–381.
- SIMON, A., GRATZER, G., SIEGHARDT, M., 2011. The influence of windthrow microsites on tree regeneration and establishment in an old growth mountain forest. *Forest Ecology and Management*, 262: 1289–1297.
- SLODIČÁK, M., NOVÁK, J., 2007. Výchova lesních porostů hlavních hospodářských dřevin. Recenzované metodiky, lesnický průvodce 4/2007. Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i., 46 s.
- SOUSA, W. P., 1984. The role of disturbance in natural communities. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 15: 353–391.
- SHEPPARD, S., PICARD, P., 2006. Visual-quality impacts of forest pest activity at the landscape level: A synthesis of published knowledge and research needs. *Landscape and Urban Planning*, 77 (4): 321–342.
- SCHELHAAS, M. J., NABUURS, G. J., SCHUCK, A., 2003. Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology*, 9: 1620–1633.

- SCHÖNENBERGER, W., 2002. Post windthrow stand regeneration in Swiss mountain forests: the first ten years after the 1990 storm Vivian. *Forest Snow and Landscape Research*, 77: 61–80.
- SCHRÖEDER, M., LINDELÖW, Å., 2002. Attacks on living spruce trees by the bark beetle *Ips typographus* (Col. Scolytidae) following a storm-felling: a comparison between stands with and without removal of wind-felled trees. *Agricultural and Forest Entomology*, 4: 47–56.
- SCHUCK, A., MEYER, P., MENKE, N., LIER, M., LINDNER, M., 2004. Forest biodiversity indicator: dead wood – a proposed approach towards operationalising the MCPFE indicator. *EFI-Proceedings*, 51: 49–77.
- SCHUCK, A., SCHELHAAS, M.–J., 2013. Storm damage in Europe – an overview, in: GARDINER, B., SCHUCK, A., SCHELLHAAS, M., ORAZIO, CH., BLENNOW, K., NICOL, B. 2013. *What Science Can Tell Us: Living with Storm Damage to Forests*, European Forest Institute, s. 15–23. ISBN: 978-952-5980-08-0.
- SCHÜTZ, J.-P., GÖTZ, M., SCHMID, W., MANDALLAZ, D., 2006. Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands to storms and consequences for silviculture. *European Journal of Forest Research*, 125: 291–302.
- SPLECHTNA, B. E., GRATZER, G., BLACK, B. A., 2005. Disturbance history of a European Old-growth mixed-species forests – A spatial dendro-ecological analysis. *Journal Of Vegetation Science*, 16: 511–522.
- SPROULL, G. J., ADAMUS, M., BUKOWSKI, M., KRZYŻANOWSKI, T., SZEWCZYK, J., STATWICK, J., SZWAGRZYK, J., 2015. Tree and stand-level patterns and predictors of Norway spruce mortality caused by bark beetle infestation in the Tatra Mountains. *Forest Ecology and Management*, 354: 261–71.
- STADELMANN, G., BUGMAN, H., WERMELINGER, B., MEIER, F., BIGLER, C., 2013. A predictive framework to assess spatio-temporal variability of infestations by the European spruce bark beetle. *Ecography*, 36: 1208–1217.
- STADELMANN, G., BUGMANN, H., WERMELINGER, B., BIGLER, CH., 2014. Spatial interactions between storm damage and subsequent infestations by the European spruce bark beetle. *Forest Ecology and Management*, 318: 167–174.

- STEVENS, V., 1997. The ecological role of coarse woody debris: an overview of the ecological importance of CWD in B.C. forests. Res. Br., B.C. Min. For., Victoria, B.C. Work. 30, s. 1–26.
- STOKLAND, J. N., TOMTER, S. M., SÖDERBERG, U., 2004. Development of Dead Wood Indicators for Biodiversity Monitoring: Experiences from Scandinavia. EFI Proceedings, s. 207–228.
- STOKLAND, J. N., LARSSON, K.–H., 2011. Legacies from natural forest dynamics: Different effects of forest management on wood-inhabiting fungi in pine and spruce forests. *Forest Ecology and Management*, 261: 1707–1721.
- STOKLAND, J. N., SIITONEN, J., JONSSON, B. G., 2012. Biodiversity in dead wood. Ecology, biodiversity and conservation. Cambridge University Press, 521 s. ISBN 9780521717038
- SVOBODA, M., 2005. Struktura horského smrkového lesa v oblasti Trojmezí ve vztahu k historickému vývoji a stanovištním podmínkám. *Silva Gabreta* 11, s. 43–62.
- SVOBODA, M., 2008. Efekt disturbancí na dynamiku horského lesa s převahou smrku ve střední Evropě: jakou roli hraje vítr a kůrovec? *Ochrana přírody* 1, s. 24–26.
- SVOBODA, M., POUŠKA, V., 2008. Structure of a Central–European mountain spruce old-growth forest with respect to historical development. *Forest Ecology and Management*, 255: 2177–2188.
- SVOBODA, M., ZENÁHLÍKOVÁ, J., 2009: Současný stav a historický vývoj lesních porostů v druhé zóně NP Šumava kolem „Kalamitní svážnice“ v oblasti Trojmezí. *Příroda*, 28: 71–122.
- 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.
- SVOBODA, M., JANDA, P., NAGEL, T. A., FRAVER, S., REJZEK, J., BAČE, R., 2012. Disturbance history of an old-growth sub-alpine *Picea abies* stand in the Bohemian Forest, Czech Republic, *Journal of Vegetation Science*, 23 (1): 86–97.
- SVOBODA, M., JANDA, P., BAČE, R., FRAVER, S., NAGEL, T., REJZEK, J., MIKOLÁŠ, M., DOUDA, J., BOUBLÍK, K., ŠAMONIL, P., ČADA, V., TROTSIUK, V., TEODOSIU, M., BOURIAUD, O., BIRIȘ, A. I., SÝKORA, O., UZEL, P., ZELENKA, J., SEDLÁK, V., LEHEJČEK, J., 2013. Landscape-level variability in historical disturbance in

- primary *Picea abies* mountain forests of the Eastern Carpathians, Romania. *Journal Of Vegetation Science*. s. 1–16.
- SWANSON, M. E., FRANKLIN, J. F., BESCHTA, R. L., CRISAFULLI, C. M., DELLASALA, D. A., HUTTO, R. L., 2011. The forgotten stage of forest succession: Early-successional ecosystems on forest sites. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9: 117–125.
- SWANSON, M. E., STUDEVANT, N. M., CAMPBELL, J. L., DONATO, D. C., 2014. Biological associates of early-seral pre-forest in the Pacific Northwest. *Forest Ecology and Management*, 324: 160–171.
- ŠAMONIL, P., SCHAETZL, R. J., VALTERA, M., GOLIÁŠ, V., BALDRIAN, P., VAŠÍČKOVÁ, I., ADAM, D., JANÍK, D., HORT, L., 2013. Crossdating of disturbances by tree uprooting: can treethrow microtopography persist for 6,000 years? *Forest Ecology and Management*, 307: 123–135.
- ŠENFELDR, M., TREML, V., MADĚRA, P., VOLAŘÍK, D., 2014. Effects of Prostrate Dwarf Pine on Norway Spruce Clonal Groups in the Treeline Ecotone of the Hrubý Jeseník Mountains, Czech Republic. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 46 (2): 430–440.
- ŠMELKO, Š., 2010. Nové metodické postupy na kvantifikáciu mŕtveho dreva a jeho zložiek v lesných ekosystémoch, *Lesnícky časopis – Forestry Journal*, 56: 155–175.
- SHANG, ZB, HE, HS, LYTLE, DE, SHIFLEY, SR, CROW, TR., 2007. Modeling the long-term effects of fire suppression on central hardwood forests in Missouri Ozarks, using LANDIS. *Forest Ecology and Management*, 242: 776–790.
- TEMPERLI, CH., BUGMANN, H., CHÉ ELKIN, CH., 2013. Cross-scale interactions among bark beetles, climate change, and wind disturbances: a landscape modeling approach. *Ecological Monographs*, 83 (3): 383–402.
- THISTLE, H. W., PETERSON, H., ALLWINE, G., LAMB, B. K., STRAND, T., HOLSTEN, E. H., SHEA, P. J., 2004. Surrogate pheromone plumes in three forest trunk spaces: composite statistics and case studies. *Forest Science*, 50: 610–625.
- THOM, D., SEIDL, R., STEYRER, G., KREHAN, H., FORMAYER, H., 2013. Slow and fast drivers of the natural disturbance regime in Central European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 307: 293–302.

- TJOELKER, M. G., BORATYNSKI, A., BUGAŁA, W., (Eds.) 2007. Biology and ecology of Norway spruce. Dordrecht, Springer. Forestry Sciences 78, 469 s. ISBN 978-1-4020-4841-8.
- TREML, V., PONOCNÁ, T., BÜNTGEN, U., 2012. Growth trends and temperature responses of treeline Norway spruce in the Czech-Polish Sudetes Mountains. *Climate Research*, 55: 91–103.
- TROTSIUK, V., SVOBODA, M., JANDA, P., MIKOLAS, M., BACE, R., REJZEK, J., SAMONIL, P., CHASKOVSKYY, O., KOROL, M., MYKLUSH, S., 2014. A mixed severity disturbance regime in the primary *Picea abies* (L.) Karst. forests of the Ukrainian Carpathians. *Forest Ecology and Management*, 334: 144–153.
- TURNER, M. G., BAKER, W. L., PETERSON, C. J., PEET, R. K., 1999. Factors influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances. *Ecosystems*, 1 (6): 511–523.
- TURNER, M. G., ROMME, W. H., TINKER, D. B., 2003. Surprises and lessons from the 1988 Yellowstone fires. *Frontiers in Ecology and Environment*, 1: 351–358.
- TURNER, M. G., 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology*, 91: 2833–2849.
- ULANOVA, N. G., 2000. The effects of windthrow on forest at different spatial scales: a review. *Forest Ecology and Management*, 135: 155–167.
- VALTERA, M., ŠAMONIL, P., BOUBLÍK, K., 2013. Soil variability in naturally disturbed Norway spruce forests in the Carpathians: Bridging spatial scales. *Forest Ecology and Management*, 15: 134–146.
- VEGA, F. E., HOFSTETTER, R. W., (Eds.) 2015. Bark Beetles: Biology and Ecology of Native and Invasive Species. Academic Press, 640 s. ISBN 9780124171565.
- VORČÁK, J., MERGANIČ, J., SANIGA, M., 2006. Structural diversity change and regeneration processes of the Norway spruce natural forest in Babia hora NNR in relation to altitude. *Journal of Forest Science*, 52 (9): 399–409.
- VRŠKA, T., HORT, L., 2003. Terminologie pro lesy v chráněných územích. *Lesnická práce* 82, s. 585–587.
- VRŠKA, T., MODLINGER, R., JANÍK, D., ADAM, D., LIŠKA, J., HORT, L., 2015. Doporučené formy porostních smísí a způsoby jejich obhospodařování v ochranných pásmech zvláště chráněných území ponechaných samovolnému vývoji v 5.–7.

- lesním vegetačním stupni. Certifikovaná metodika, lesnický průvodce 10/2015. Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i., 36 s.
- WALDRON, K., RUEL, J.-C., GAUTHIER, S., 2013. Forest structural attributes after windthrow and consequences of salvage logging. *Forest Ecology and Management*, 289: 28–37.
- WERMELINGER, B., 2004. Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus*—a review of recent research. *Forest Ecology and Management*, 202: 67–82.
- WESLIEN, J., 1992. The arthropod complex associated with *Ips typographus* (L.): species composition, phenology and impact on bark beetle productivity. *Entomol. Fennica*, 3: 205–213.
- WHITE, P. S., 1979. Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. *Botanical Review*, 45: 229–299.
- WICHMANN, L., RAVN, H. P., 2001. The spread of *Ips typographus* (L.) (*Coleoptera: Scolytidae*) attacks following heavy winthrow in Denmark, analyzed using GIS. *Forest Ecology and Management*, 262: 31–39.
- WILD, J., KOPECKÝ, M., SVOBODA, M., ZENÁHLÍKOVÁ, J., EDWARDS–JONÁŠOVÁ, M., HERBEN, T., 2014. Spatial patterns with memory: tree regeneration after stand-replacing disturbance in *Picea abies* mountain forests. *Journal of Vegetation Science*, 25: 1327–1340.
- WINTER, M.–B., AMMER, CH., BAIER, R., DONATO, D. C., SEIBOLD, S., MÜLLER, J., 2015a. Multi-taxon alpha diversity following bark beetle disturbance: Evaluating multi-decade persistence of a diverse early–seral phase. *Forest Ecology and Management*, 338: 32–45.
- WINTER, M.–B., AMMER, CH., BAIER, R., 2015b. Regeneration dynamics and resilience of unmanaged mountain forests in the Northern Limestone Alps following bark beetle-induced spruce dieback *European Journal of Forest Research*, 134: 949–968.
- WOHLGEMUTH, T., KULL, P., WÜTHRICH, H., 2002. Disturbance of microsites and early tree regeneration after windthrow in Swiss mountain forests due to the winter storm Vivian 1990. *Forest Snow and Landscape Research*, 77: 17–47.
- ZAHRADNÍK, P., 2004. Ochrana smrčín proti kůrovcům. *Lesnická práce*, Kostelec nad Černými lesy, 40 s. ISBN 80-86386-48-1.

- ZEPPENFELD, T., SVOBODA, M., DEROSE, R. J., HEURICH, M., MÜLLER, J., ČÍŽKOVÁ, P., STARÝ, M., BAČE, R., DONATO, D. C., 2015. Response of mountain *Picea abies* forests to stand-replacing bark beetle outbreaks: Neighbourhood effects lead to self-replacement. *Journal of Applied Ecology*, 52: 1402–1411.
- ZHANG, Q. H., SCHLYTER, F., ANDERSON, P., 1999. Green leaf volatiles interrupt pheromone response of spruce bark beetle *Ips typographus*. *Journal of Chemical Ecology*, 25: 2847–2861.
- ZIELONKA, T., 2006. When does dead wood turn into a substrate for spruce replacement? *Journal of Vegetation Science*, 17: 739–746.
- ZIELONKA, T., HOLEKSA, J., FLEISCHER, P., KAPUSTA, P., 2010. A tree-ring reconstruction of wind disturbances in a forest of the Slovakian Tatra Mountains, Western Carpathians. *Journal of Vegetation Science*, 21 (1): 31–42.
- ZIMMERMAN, J. K., PULLIAM, W. M., LODGE, D. J., QUINONES-ORFILA, V., FETCHER, N., GUZMAN-GRAJALES, S., PARROTTA, J. A., ASBURY, C. E., WALKER, L. R., WAIDE, R. B., 1995. Nitrogen immobilization by decomposing woody debris and the recovery of tropical wet forest from hurricane damage. *Oikos*, 72 (3): 314–322.
- ZOLUBAS, P., DAGILIUS, R., 2012. Small scale conservation status in forests – source of bark beetle problems? *Acta Scienti Polonorum, Silv. Colendar. Rat. Ind. Lignar.*, 11 (1): 43–47.
- ZUMR, V., 1985. Biologie a ekologie lýkožrouta smrkového (*Ips typographus*) a ochrana proti němu. *Academia, Praha*, 105 s.
- ŻYWIEC, M., LEDWOŃ, M., 2008. Spatial and temporal patterns of rowan (*Sorbus aucuparia* L.) regeneration in West Carpathian subalpine spruce forest. *Plant Ecology*, 194: 283–291.

Nepublikované studie:

- ADAM, D., DOLEŽELOVÁ, P., HORT, L., JANIK, D., KRÁL, K., UNAR, P., VRŠKA, T., 2011. Vývoj dřevinného patra v lokalitě Eustaška v období 1999–2011. Studie v rámci PPK-69a/83/11, dotační titul: A1.1a. Depon. In: rezervační kniha NPR Praděd, Správa CHKO Jeseníky, Jeseník, 19 s.

- BANAŠ, M., TREML, V., LEKEŠ, V., 2001. Stanovení horní (alpínské) hranice lesa v Hrubém Jeseníku a Králickém Sněžníku. Msc., depon. in: rezervační kniha NPR Praděd, Správa CHKO Jeseníky, Jeseník, 72 s.
- ČADA, V., SVOBODA, M., 2011b. Dendrochronologická analýza pralesovitých smrkových porostů v údolí Bílé Opavy (NPR Praděd). Studie v rámci PPK-17a/83/11, dotační titul: A1.1c. Depon. In: rezervační kniha NPR Praděd, Správa CHKO Jeseníky, Jeseník, 31 s.
- ČADA, V., SVOBODA, M., 2012. Dendrochronologická analýza pralesovitých smrkových porostů v NPR Praděd, PR Pod Jelení studánkou a PR Břidličná. Studie v rámci PPK-11a/83/12, dotační titul: A4.1a, A4.1c. Depon. In: Rezervační kniha NPR Praděd. Správa CHKO Jeseníky, Jeseník, 37 s.
- ČADA, V., 2013. Vyhodnocení rizik dalšího vývoje horských smrčín Hrubého Jeseníku, část na Moravskoslezském kraji. Studie v rámci POPFK-009a/83/12, dotační titul: studie. Depon. In: Rezervační kniha NPR Praděd, Správa CHKO Jeseníky, Jeseník, 87 s.

Legislativní dokumenty:

Zákon č. 114/1992 Sb. ze dne 19. února 1992 o ochraně přírody a krajiny.

Zákon ČNR č. 289/1995 Sb., o lesích a o změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon).

Plánovací dokumenty:

BURIAN, J., (Eds.) 2001. Oblastní plán rozvoje lesů (OPRL). Přírodní lesní oblast (PLO) 27 Hrubý Jeseník. Platnost 2001–2020. Textová část. ÚHÚL Brandýs nad Labem, Olomouc, s. 244.

KOLEKTIV AUTORŮ CHKO JESENÍKY, 2014. Plán péče o chráněnou krajinnou oblast Jeseníky na období 2014–2023, rozborová část. Depon. In: Archiv Správy CHKO Jeseníky, Jeseník, 266 s.

KOLEKTIV AUTORŮ CHKO JESENÍKY, 2016. Plán péče o NPR Praděd na období 2016–2024, Depon. In: Rezervační kniha NPR Praděd. Správa CHKO Jeseníky. Jeseník, 92 s.

Internetové zdroje:

- BOHÁČ J., MATĚJKA K., 2011. Communities of epigeic beetles in the montane spruce forests of different decline stages in the Modrava area (Bohemian Forest). <http://www.infodatasys.cz/biodivkrstu/projekt.htm> [online]. Datum zveřejnění [27.10.2011] Dostupné z WWW <http://www.infodatasys.cz/biodivkrstu/rep2010_Bohac.pdf>
- MATĚJKA, K., 2012. Klimatické gradienty a modelování lesních vegetačních stupňů v ČR. <http://www.infodatasys.cz> [online]. Datum zveřejnění [12.3.2012] Dostupné z WWW <http://www.infodatasys.cz/public/model_lvs_cr_2012.pdf>
- MATĚJKA, K., 2013. Nápopověda k programu PlotOA <http://www.infodatasys.cz> [online]. Datum zveřejnění [11.7.2013] Dostupné z WWW http://www.infodatasys.cz/software/hlp_PlotOA/PlotOA.htm
- MATĚJKA, K., 2014. Lesní vegetační stupně s převahou smrku v ČR <http://www.infodatasys.cz> [online]. Datum zveřejnění [11.6.2014] Dostupné z WWW <http://www.infodatasys.cz/public/Lesnik21_2014km.pdf>

Seznam použitých zkratk

AOPK ČR – Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky

BK – buk lesní

BŘ – bříza bělokorá

DBH – „Diameter at breast height“, výčetní tloušťka

DEM – digitální model terénu

CHKO – chráněná krajinná oblast

J – jih

JD – jedle bělokorá

JPRL – jednotka prostorového rozdělení lesa

JŘ – jeřáb ptačí

KL – javor klen

LesZ – lesní zákon

LHC – lesní hospodářský celek

LHP – lesní hospodářský plán
LVS – lesní vegetační stupeň
MZCHÚ – maloplošně zvláště chráněné území
NPR – národní přírodní rezervace
NP – národní park
PHO – pásmo hygienické ochrany vod
PLO – přírodní lesní oblast
PR – přírodní rezervace
SLT – soubor lesních typů
SM – smrk ztepilý
SOJ – souše jehličnaté
SV – severovýchod
SZ – severozápad
ÚHUL – Ústav pro hospodářskou úpravu lesů
VDT – variable-density thinning (výchova různé intenzity)
ZOPK – zákon o ochraně přírody a krajiny

9. Publikační činnost

Článek v databázi Scopus

HAVIRA, M., ČADA, V., SVOBODA, M., 2016. Struktura přirozené horské smrčiny v závislosti na věku, nadmořské výšce a expozici. [Structure of the natural mountain spruce forest in relation to age, altitude and aspect]. Zprávy lesnického výzkumu (accepted, in press).

HAVIRA, M., BAČE, R., ČADA, V., SVOBODA, M., 2016. Množství a výšková struktura odrostlého zmlazení v horském smrkovém lese Hrubého Jeseníku. [Density and height structure of the advanced regeneration in the mountain spruce forest in the Hrubý Jeseník Mts. (Czech Republic)]. Zprávy lesnického výzkumu (accepted, in press).

10. Seznam příloh

Příloha 1: Mapa zájmového území na ortofotomapě z roku 2012

Příloha 2: Kritéria a váhy jednotlivých proměnných modelu „Predisposition assessment system“ (NETHERER 2003, NETHERER & NOPP-MAYR 2005):

- tab. A: predispozice na poškození sněhem – charakteristiky stanoviště
- tab. B: predispozice na poškození sněhem – charakteristiky porostu
- tab. C: predispozice na poškození větrem – charakteristiky stanoviště
- tab. D: predispozice na poškození větrem – charakteristiky porostu
- tab. E: predispozice na poškození lýkožroutem smrkovým – charakteristiky stanoviště
- tab. F: predispozice na poškození lýkožroutem smrkovým – charakteristiky porostu

Příloha 3: Stupeň ohrožení porostů zájmového území na základě algoritmu modelu „Predisposition assessment system“ (NETHERER 2003, NETHERER & NOPP-MAYR 2005)

Příloha 4: Podíl smrku ve druhovém složení zájmového území

Příloha 5: Věková struktura zájmového území

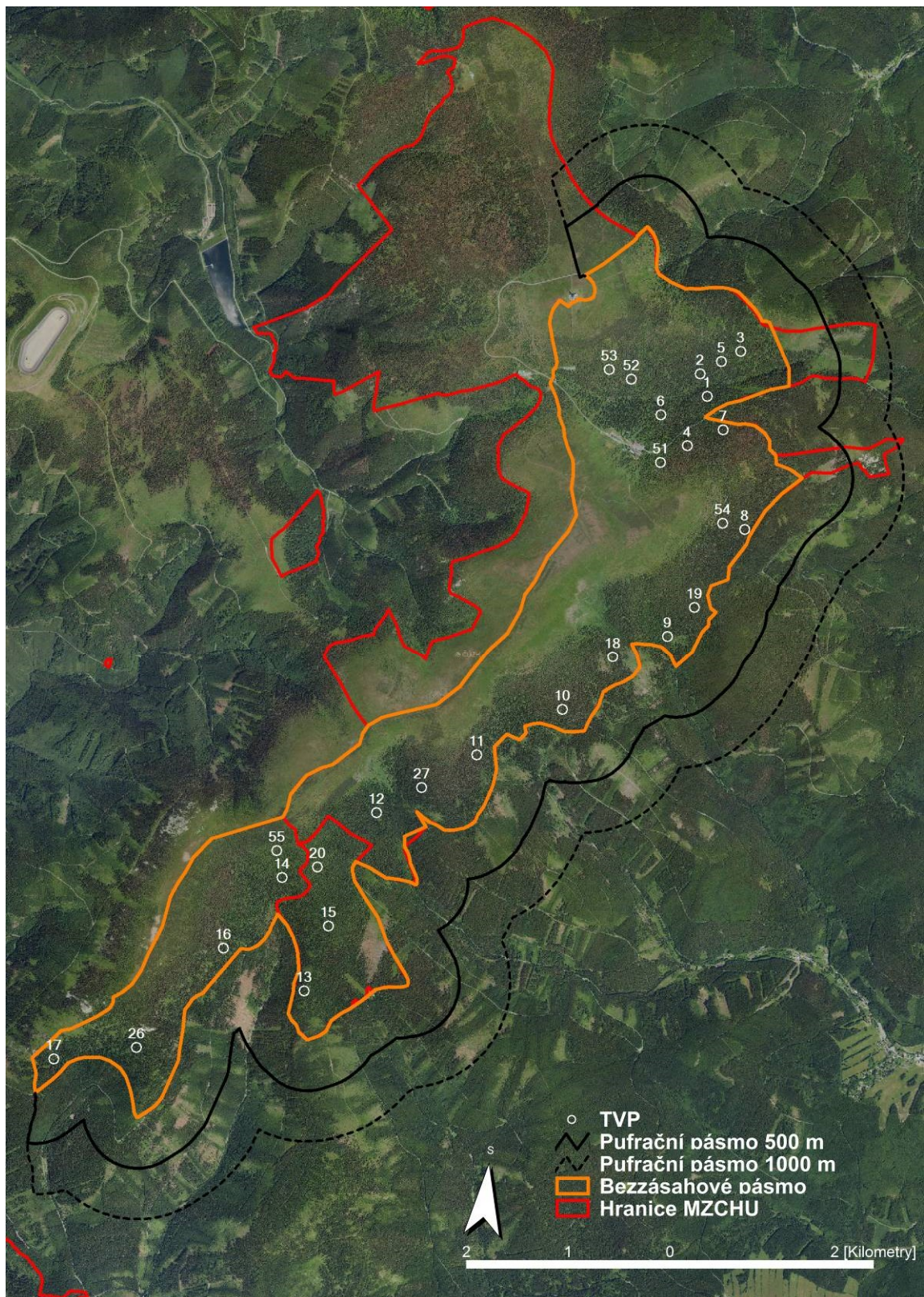
Příloha 6: Lesní vegetační stupňovitost zájmového území

Příloha 7: Stanovištní podmínky zájmového území

Příloha 8: Fotodokumentace vybraných porostů

Příloha 9: Příklady těžebního rozpracování vybraných porostů puфраčního pásma

Příloha 10: Vymezení potenciálně bezzásahového území dle studie ČADY (2013)



Příloha 1: Mapa zájmového území na ortofotomapě z roku 2012 s vyznačením trvalých výzkumných ploch (TVP). Datový podklad AOPK ČR, RP Olomoucko – Správa CHKO Jeseníky, ČÚZK – ortofoto 2012

Příloha 2: Kritéria a váhy proměnných modelu „PAS“ (NETHERER 2003, NETHERER & NOPP-MAYR 2005), tab. A–F:

tab. A: predispozice na poškození sněhem – charakteristiky stanoviště

Weighting of sub-criteria	Relation		
Frequency of wet snow events*	0,67		
Altitude	1,00		
Exposure to wind	0,67		
Site morphology	0,33		
Slope gradient	0,67		
Site index (bonity)	0,67		
Water supply	0,33		
N fertilisation*	0,33		
FACTOR	PREDISPOSITION	Zdroj dat	Poznámka
	Relative		
Altitude above sea level	Weighting	DEM	
<=400	0,40		<=400
401-600	1,00		<=600
601-800	1,00		<=800
801-1000	0,80		<=1000
1001-1400	0,60		<=1400
>1400	0,40		ostatní
Exposure to wind		DEM	
windward	0,00		
leeward	0,67		
other	0,13		
Site morphology		DEM	křivost terénu
Slope	0,33		<=0.002
Valley, ditch	0,33		<=0.002
other	0,07		>0.002
Slope gradient (%)		DEM	svažitost (gradient podle DEM)
0-5	0,67		<=0.0872
6-20	0,33		<=0.3420
21-40	0,00		<=0.6428
41-60	0,33		<=0.8660
>60	0,67		>0.8660
Site index (bonity)**		LHP (GIS ÚHÚL)	
low	0,00		
medium	0,33		
high	0,67		
Water supply		LHP (GIS ÚHÚL)	Edafické kategorie
saturated	0,33		R, G, T
wet	0,27		Q, P, O
very moist	0,20		V, U, L
moist	0,13		ostatní
moderately drained	0,07		W
xeric	0,00		X, Y, Z
other	0,00		---
Maximum score (available criteria)	3,67		

* nedostupná data

** výpočet podle výškové bonity v dané nadmořské výšce: $0.67 \cdot \text{bonita} / \text{maximální bonita}$; maximální bonita = $-0.0000384 \cdot \text{altitude} \cdot \text{altitude} + 0.0450123 \cdot \text{altitude} + 26.1735908$ pro $\text{altitude} > 750$, jinak 38

tab. B: predispozice na poškození sněhem – charakteristiky porostu

Weighting of sub-criteria	Relation		
Proportion of spruce	0,75		
Phase of stand development*	0,5		
Canopy closure	0,5		
Stand area*	0,5		
Height/diameter ratio (H/D)	1		
Stem damages*	0,5		
FACTOR	PREDISPOSITION	Zdroj dat	Poznámka
	Relative Weighting		
Proportion of spruce (%)		LHP (GIS ÚHÚL)	
>=90	0,75		>=90
70-89	0,40		>=70
50-69	0,30		>=50
40-49	0,20		>=40
<40	0,10		<40
Canopy closure		LHP (GIS ÚHÚL)	zakmenění
dense	0,20		=10
closed	0,10		>=8
locker	0,00		>=4
licht	0,20		>=2
lückig	0,50		ostatní
H/D- Value		LHP (GIS ÚHÚL)	Štíhlostní koeficient
tree top height < 10m: <60	0,00		h<10, h/d<60
tree top height < 10m: 60-80	0,50		
tree top height < 10m: >80	1,00		
tree top height >= 10m: <70	0,00		
tree top height >= 10m: 70-90	0,50		
tree top height >= 10m: >90	1,00		
Maximum score (available criteria)	2,25		

* nedostupná data

tab. C: predispozice na poškození větrem – charakteristiky stanoviště

Weighting of sub-criteria	Relation		
(Pseudo)Gleyification	1,00		
Podsol	0,40		
Content of coarse fragments (%)*	0,40		
Slope gradient	0,40		
Site index (bonity)**	0,20		
Site morphology*	1,00		
FACTOR	PREDISPOSITION	Zdroj dat	Poznámka
Gleysol / soils with distinct stagnic properties (pseudogleys) / Histosols (organic wet soil)	Relative Weighting		
		LHP (GIS ÚHÚL)	Edafické kategorie
yes	1,00		G, O, P, Q, V
no	0,00		ostatní
Podsols		LHP (GIS ÚHÚL)	Edafické kategorie
yes	0,40		6.LVS=K, Z, N; 7.LVS=M, S, P, Q; 8.LVS
no	0,00		ostatní
Slope gradient (%)		DEM	gradient
0-3	0,40		<0.04
4-9	0,33		<0.1
10-17	0,27		<=0.18
18-36	0,20		<=0.37
37-58	0,13		<=0.59
59-100	0,07		ostatní
Site index (bonity)		LHP (GIS ÚHÚL)	
low	0,00		
medium	0,10		
high	0,20		
Maximum score (available parameters)	2,00		

* nedostupná data

** výpočet podle výškové bonity v dané nadmořské výšce: $0.2 \cdot \text{bonita} / \text{maximální bonita}$; maximální bonita = $-0.0000384 \cdot \text{altitude} \cdot \text{altitude} + 0.0450123 \cdot \text{altitude} + 26.1735908$ pro $\text{altitude} > 750$, jinak 38

tab. D: predispozice na poškození větrem – charakteristiky porostu

Weighting of sub-criteria	Relation		
Proportion of spruce	0,60		
Proportion of deciduous trees	0,60		
Proportion of larch, pine and fir	0,60		
Canopy closure	0,80		
Age structure*	0,40		
Stand layers	0,40		
Stand top height	1,00		
Stand age	1,00		
Stem damages*	0,40		
FAKTOR	PREDISPOSITION	Zdroj dat	Poznámka
	Relative		
	Weighting		
Proportion of spruce			
>= 90%	0,60	LHP (GIS ÚHÚL)	
< 90%	0,00		podle definice
Proportion of deciduous trees		LHP (GIS ÚHÚL)	
< 30%	0,60		SM>=30
>= 30%	0,00		ostatní
Proportion of larch, pine and fir		LHP (GIS ÚHÚL)	
< 30%	0,60		ostatní
>= 30%	0,00		MD+BO+JD>=30
Canopy closure		LHP (GIS ÚHÚL)	zakmenění
<= 20%	0,80		ostatní
21-40%	0,53		>2
41-60%	0,27		>4
61-80%	0,00		>6
> 80%	0,27		>8
Stand layers		LHP (GIS ÚHÚL)	počet etáží
uni-layered	0,40		=1
multi-layered	0,00		>1
Stand top height (m)		LHP (GIS ÚHÚL)	výška
<=10	0,00		ostatní
10-15	0,20		>10
16-20	0,40		>15
21-25	0,60		>20
26-30	0,80		>25
>30	1,00		>30
Stand age		LHP (GIS ÚHÚL)	věk přepočtený k 1.1.2015
10	0,00		ostatní
30	0,20		>=30
80	0,70		>=80
>= 110	1,00		>=110
Maximum score (available parameters)	5,00		

* nedostupná data

tab. E: predispozice na poškození lýkožroutem smrkovým – charakteristiky stanoviště

Weighting of sub-criteria	Relation		
Generation factor (depending from temperature and global radiation)*	1,00		
Precipitation*	0,60		
Water supply	0,80		
Soil type	0,40		
Soil structure	0,20		
Site index (bonity)	0,20		
Predisposition to wind throw	1,00		
Predisposition to snow damage	0,20		
FACTOR	PREDISPOSITION	Zdroj dat	Poznámka
	Relative Weighting		
Site morphology		DEM	křivost terénu
plateau, ridge, hilltop	0,40		>0.002
upper and middle slopes	0,28		>0.000
lower slopes, valleys, ditches	0,04		<=0.000
Water supply		LHP (GIS ÚHÚL)	Edafické kategorie
xeric	0,80		X, Y, Z
moderately drained	0,64		W
moderately moist	0,32		ostatní
well supplied	0,00		V, U, L
very moist	0,32		Q, P, O
wet, saturated	0,48		R, G, T
Soil type		LHP (GIS ÚHÚL)	Edafické kategorie
Gleysoil or soil with distinct stagnic properties	0,40		G, O, P, Q, V
no gleysoil	0,00		ostatní
Soil depth		LHP (GIS ÚHÚL)	Edafické kategorie
low	0,20		X, Y Z, M, W
medium to high	0,00		ostatní
Site index (bonity)**		LHP (GIS ÚHÚL)	
low	0,00		
medium	0,10		
(very) high	0,20		
Predisposition to wind		výsledek podle tab. A, B	
none, very low	0,00		
low	0,25		
moderate	0,50		
high	0,75		
very high	1,00		
maximum	1,00		
Predisposition to snow breakage		výsledek podle tab. C, D	
none, very low	0,00		
low	0,05		
moderate	0,10		
high	0,15		
very high	0,20		
maximum	0,20		
Maximum score (available parameters)	2,80		

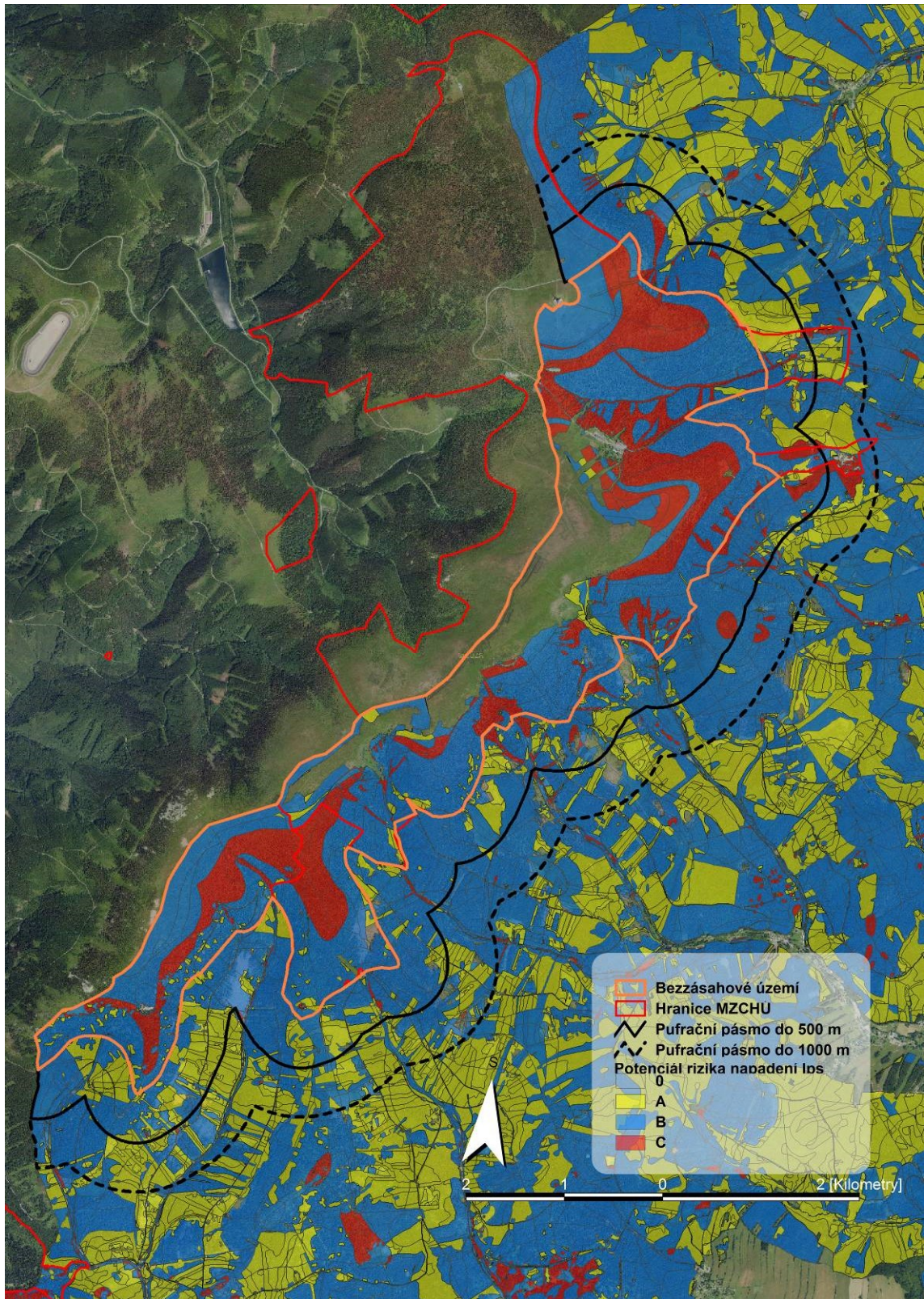
* nedostupná data

** výpočet podle výškové bonity v dané nadmořské výšce: $0.67 * \text{bonita} / \text{maximální bonita}$; maximální bonita = $-0.0000384 * \text{altitude} * \text{altitude} + 0.0450123 * \text{altitude} + 26.1735908$ pro $\text{altitude} > 750$, jinak 38

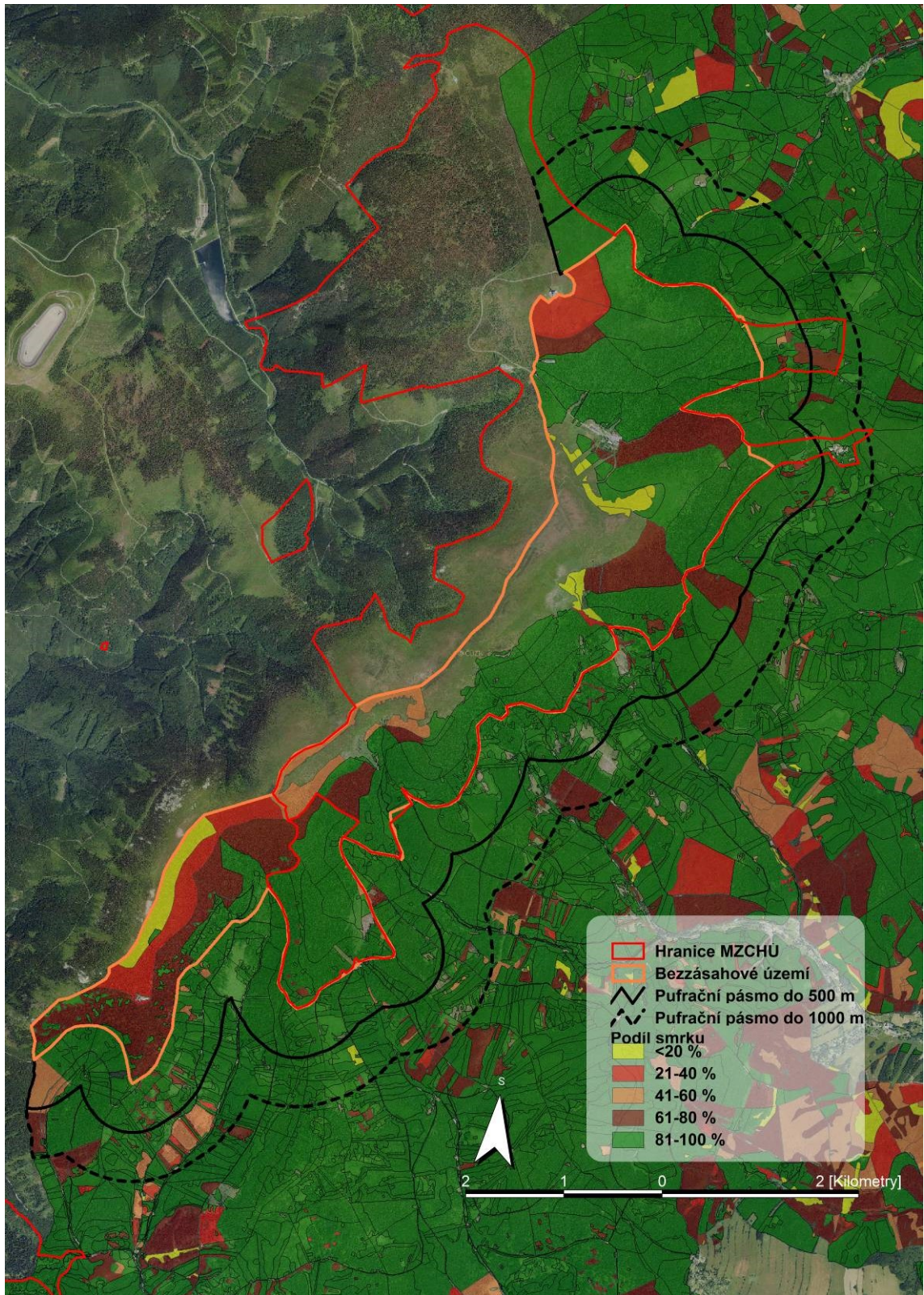
tab. F: predispozice na poškození lýkožroutem smrkovým – charakteristiky porostu

Weighting of sub-criteria	Relation		
Proportion of spruce	1,00		
Stand age	1,00		
Canopy closure	0,40		
Stand structure*	0,60		
Forest edges*	0,60		
Silviculture*	0,40		
Predisposition to wind throw	0,80		
Predisposition to snow breakage	0,20		
FACTOR	PREDISPOSITION	Zdroj dat	Poznámka
	Relative Weighting		
Proportion of spruce		LHP (GIS ÚHÚL)	podle definice
Knock-out criterium: prop <= 0,1 => no further scoring!	0,00		
<= 10%	0,08		
11-25%	0,17		
26-50%	0,50		
51-70%	0,83		
> 70%	1,00		
Stand age (years)		LHP (GIS ÚHÚL)	věk přepočtený k 1.1.2015
0	0,00		
< 60	0,20		<=60
60-79	0,60		>60
80-100	0,90		>80
> 100	1,00		>100
Canopy closure		LHP (GIS ÚHÚL)	zakmenění
< 40%	0,40		<4
40-59%	0,28		>=4
60-79%	0,08		>=6
>= 80%	0,16		>=8
Predisposition to wind		výsledek podle tab. A, B	
none, very low	0,00		
low	0,20		
moderate	0,40		
high	0,60		
very high	0,80		
maximum	0,80		
Predisposition to snow breakage		výsledek podle tab. A, B	
none, very low	0,00		
low	0,05		
moderate	0,10		
high	0,15		
very high	0,20		
maximum	0,20		
Maximum score (available parameters)	3,40		

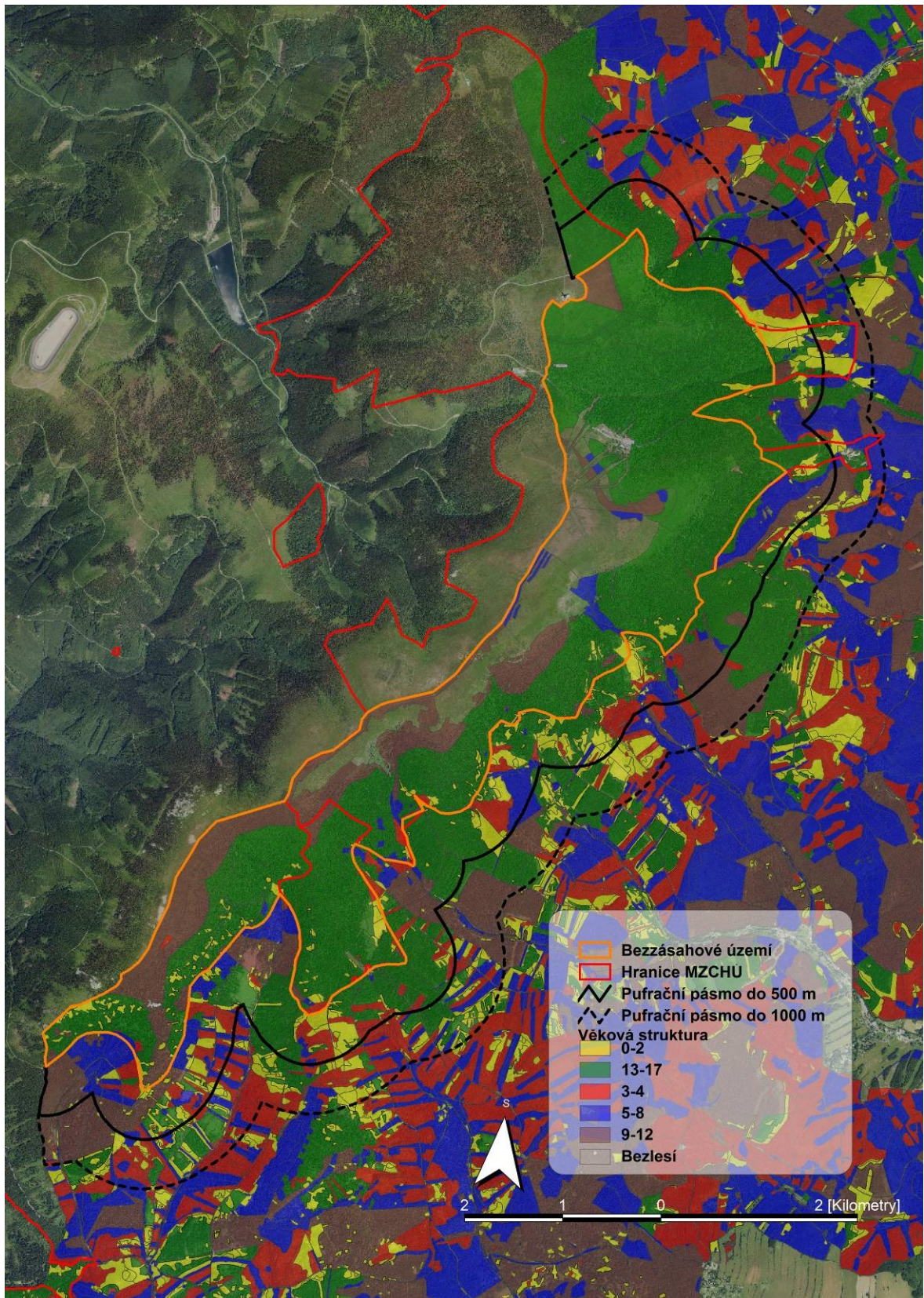
* nedostupná data



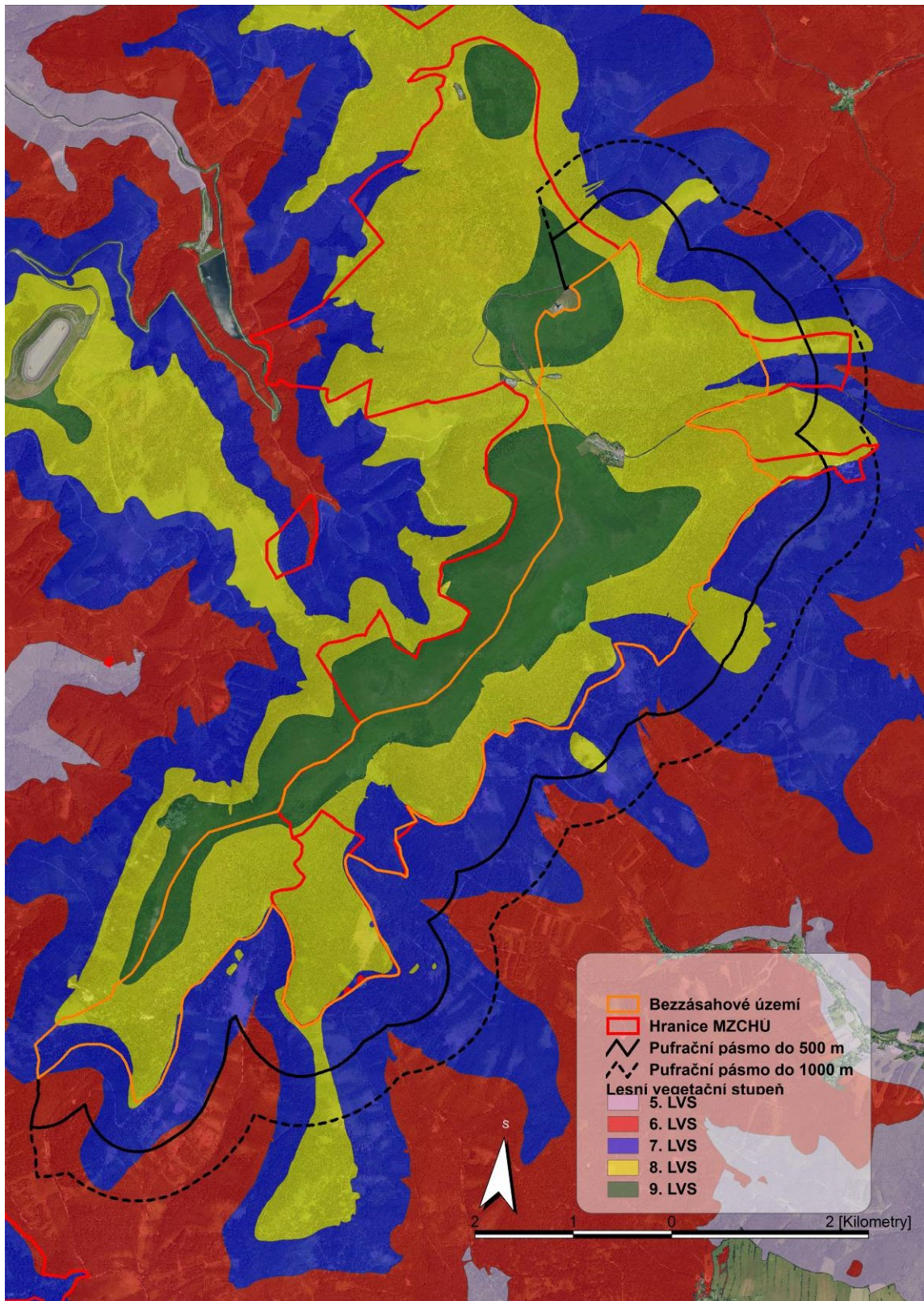
Příloha 3: Stupeň ohrožení porostů zájmového území na základě algoritmu modelu „Predisposition assessment system“ (NETHERER 2003, NETHERER & NOPP-MAYR 2005). Datový podklad AOPK ČR, RP Olomoucko – Správa CHKO Jeseníky, ČÚZK – ortofoto 2012, ÚHUL



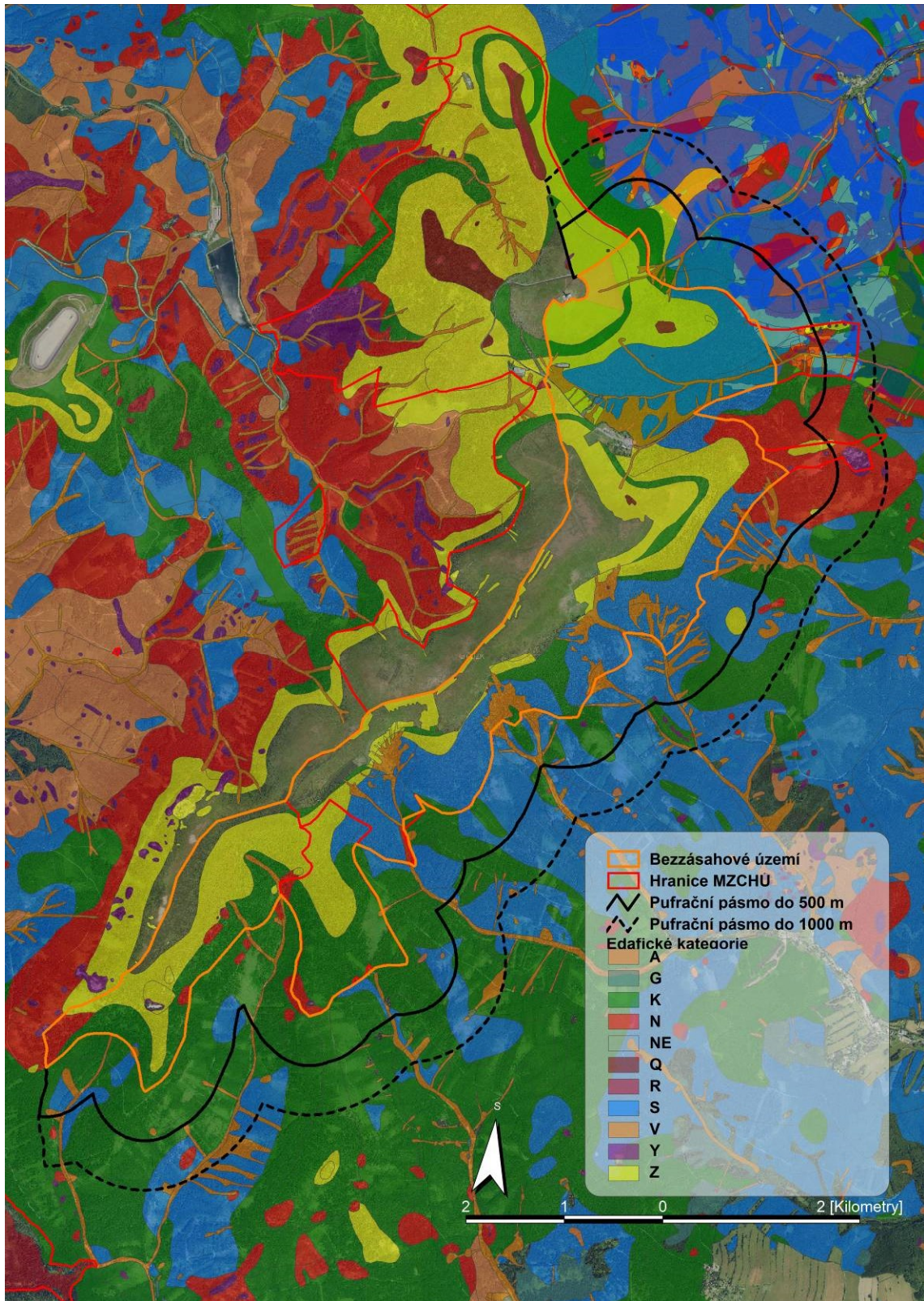
Příloha 4: Podíl smrku ve druhovém složení zájmového území. Datový podklad AOPK ČR, RP Olomoucko – Správa CHKO Jeseníky, ČÚZK – ortofoto 2012, ÚHUL



Příloha 5: Věková struktura zájmového území. Datový podklad AOPK ČR, RP Olomoucko – Správa CHKO Jeseníky, ČÚZK – ortofoto 2012, ÚHUL



Příloha 6: Vegetační stupňovitost zájmového území. Datový podklad AOPK ČR, RP Olomoucko – Správa CHKO Jeseníky, ČÚZK – ortofoto 2012, zpracováno dle ÚHUL



Příloha 7: Stanovištní podmínky (edafické kategorie) zájmového území. Datový podklad AOPK ČR, RP Olomoucko – Správa CHKO Jeseníky, ČÚZK – ortofoto 2012, ÚHUL

Příloha 8: Fotodokumentace



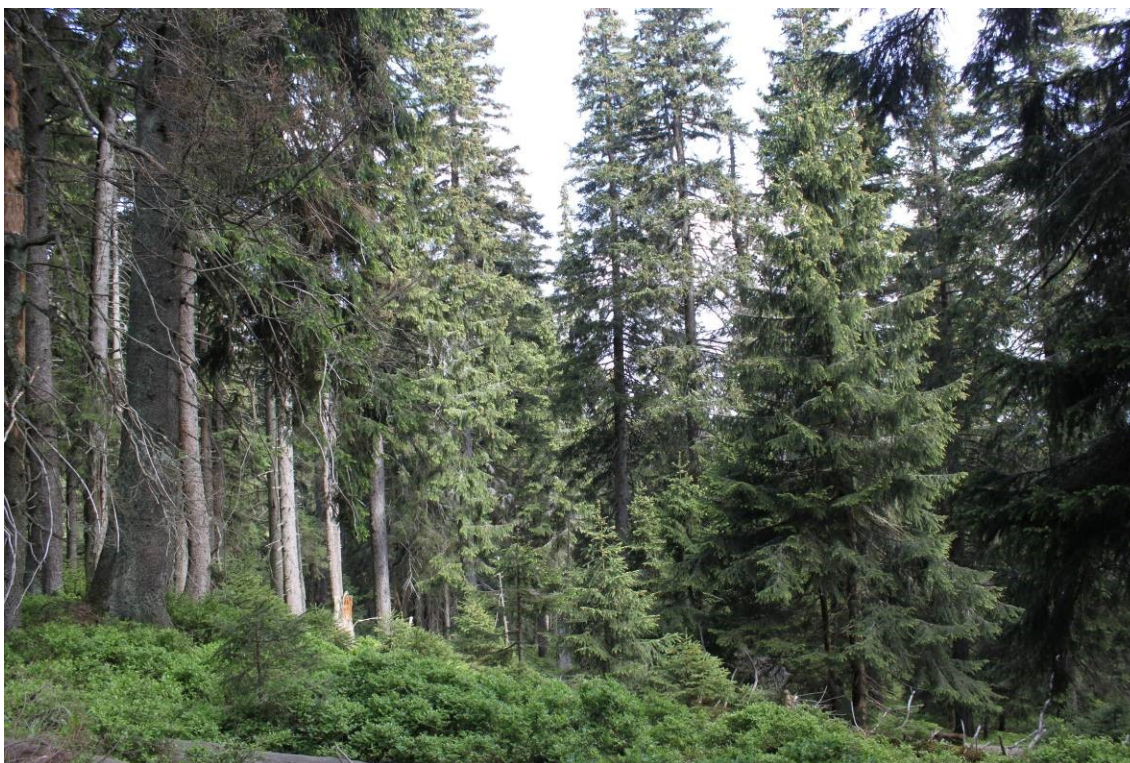
a) střed kruhové plochy označen železnou trubicou (plocha 4), foto: Vojtěch Čada



b) výšková variabilita odrostlého zmlazení (plocha 1), foto: Vojtěch Čada



c) přirozeně rozvolněná mlazina na kamenitém stanovišti ve východní části NPR Praděd (7N, 105C2),
foto: autor



d) pralesovitý porost mimo chráněné území navazující na severovýchodní část NPR Praděd (616A17),
foto: autor



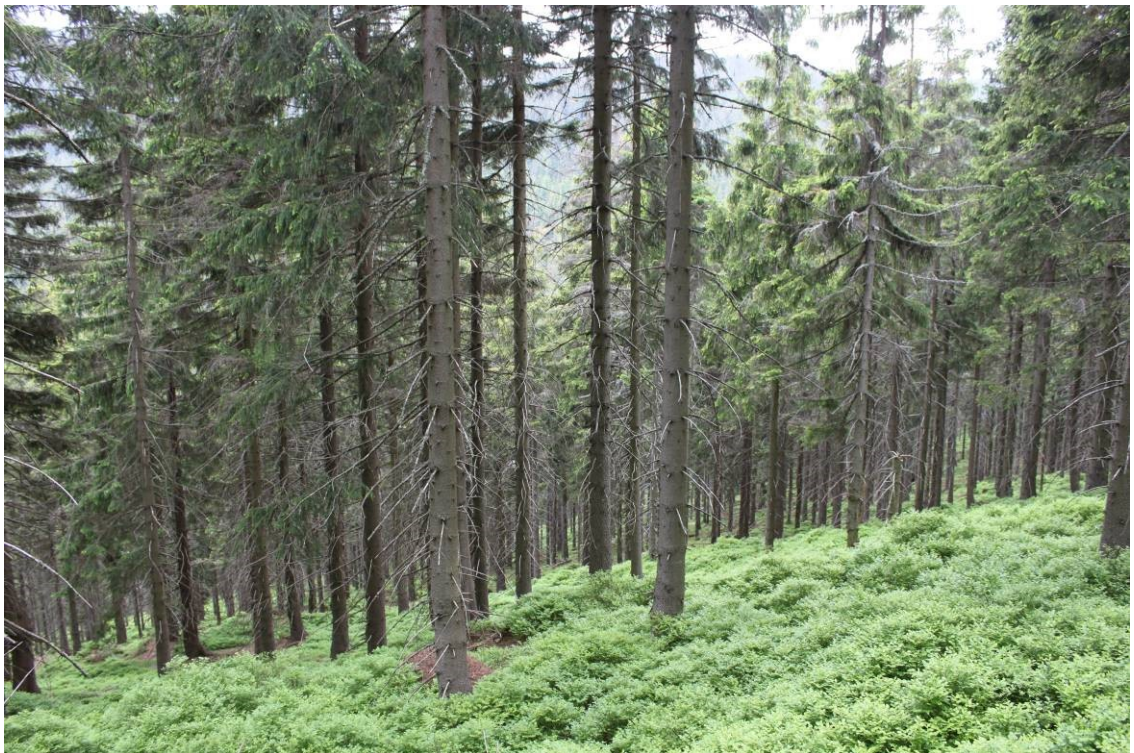
e) smrková mlazina navazující na potenciálně bezzásahové území ve východní části NPR Praděd (426B2), foto: autor



f) perspektivní smrková mlazina s bukovými dosadbami navazující na PR Pod Jelení studánkou (402A2b), foto: autor



g) mladý smrkový porost navazující na severovýchodní část NPR Praděd (619B3), foto: autor



h) poměrně často zastoupený charakter porostů pufráčního pásma – smrkový porost jihovýchodně od PR Břidličná (511B7), foto: autor

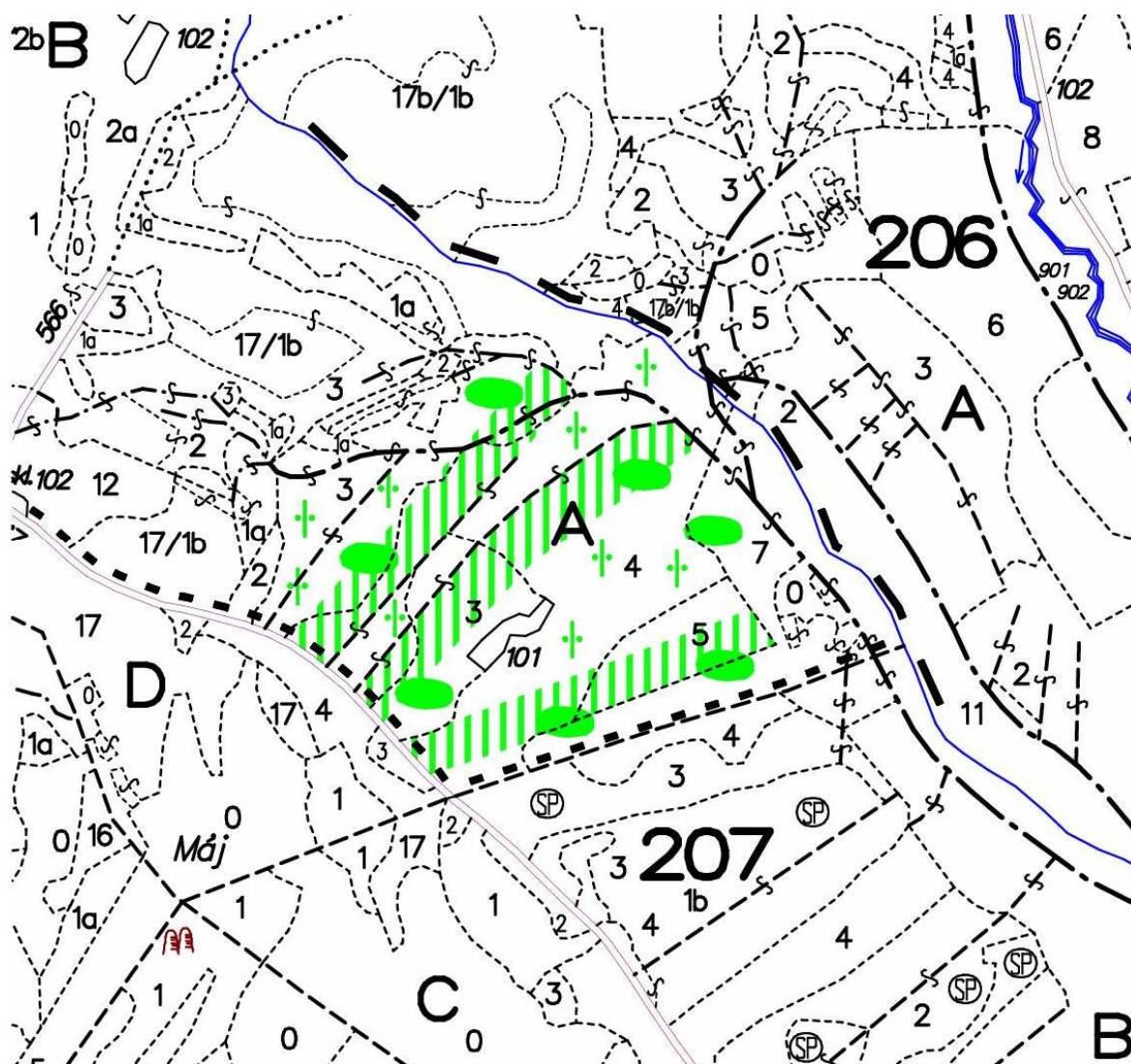


i) ukázka dospělého porostu se sníženou stabilitou na kamenitém stanovišti (7N, 105A11), foto: autor



j) kontrast mezi chráněným územím a navazujícími porosty (lokalita U Eustašky, NPR Praděd, pohled do 105A8), foto: autor

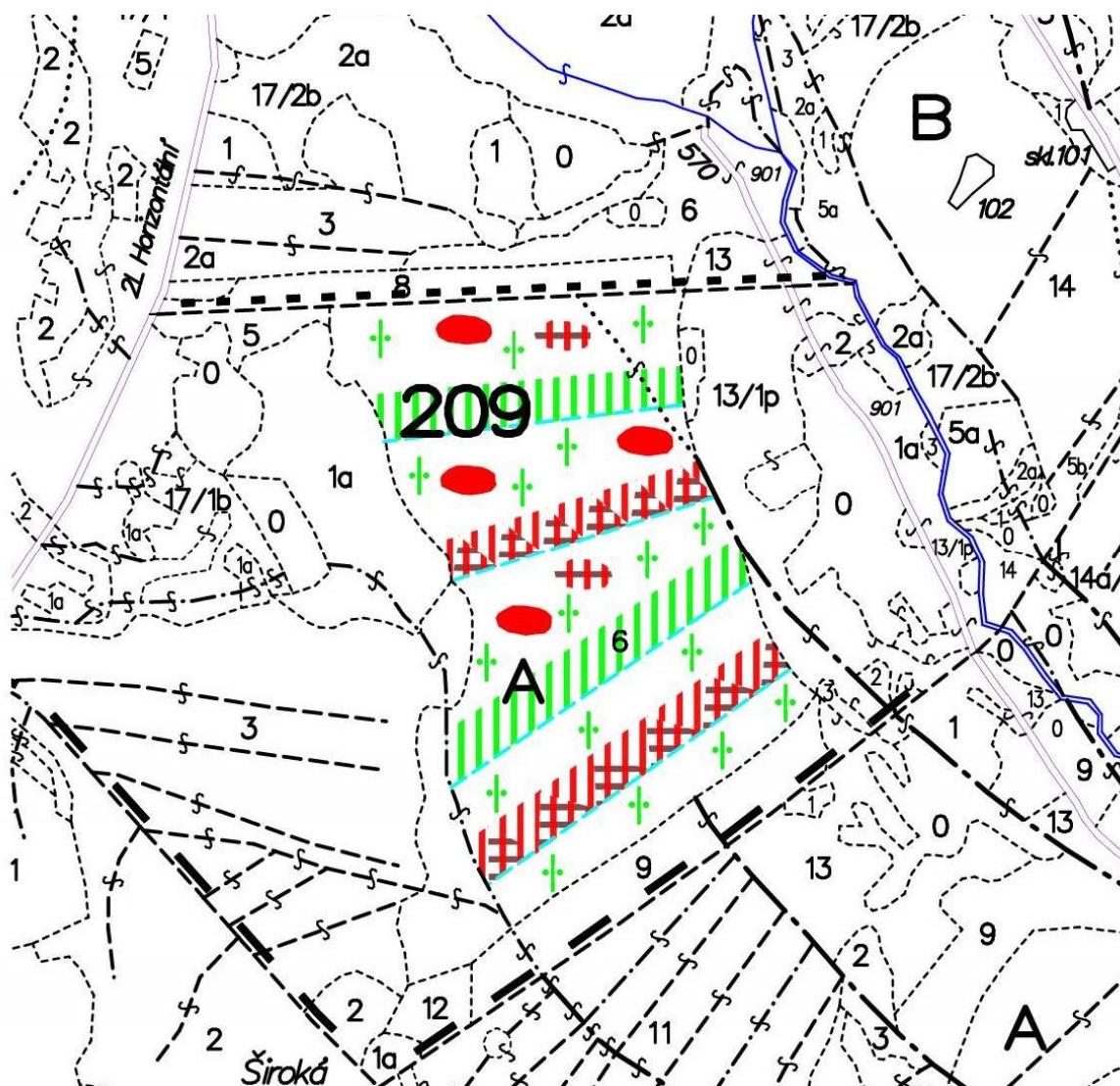
Příloha 9: Příklady těžebního rozpracování vybraných porostů po jednotlivých decenních



Příloha 9a: Ukázka těžebního rozpracování mladých a středně starých porostů

JPRL: 207A3, A4, A5, A7; u všech JPRL SM 100; zakmenění 10; JZ expozice, SLT 7S

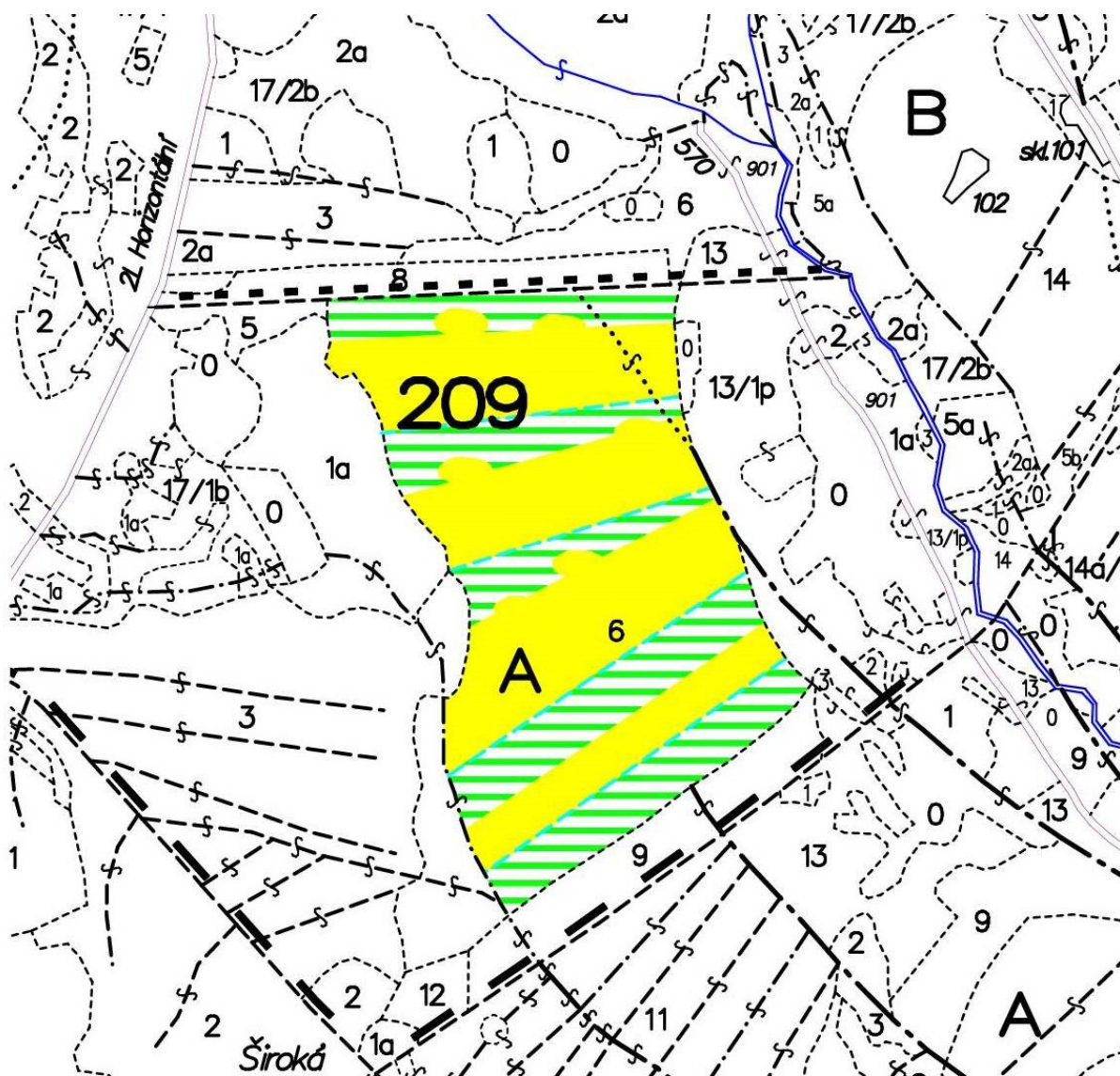
1. decennium – založení kotlíků elipsovitého tvaru s plochou 0,10–0,20 ha, zalesnění přípravnými (JŘ, BŘ) a melioračními dřevinami (BK), současně prosvětlení částí skupin clonnými pruhy na zakmenění 5 (u věkových stupňů 3. a 4. případně uplatnit principy VDT), následně provést podsadby autochtonního SM, BK, KL, případně JD po celé ploše pruhu. Na zbytku skupin jednotlivý výběr s intenzitou do 20% (snížení zakmenění na 8–7) ve smyslu strukturální probírky, porostní mezery podsadit SM, BK, KL. Zelená barva zásahů značí, že zásah lze provést kdykoliv během decennia



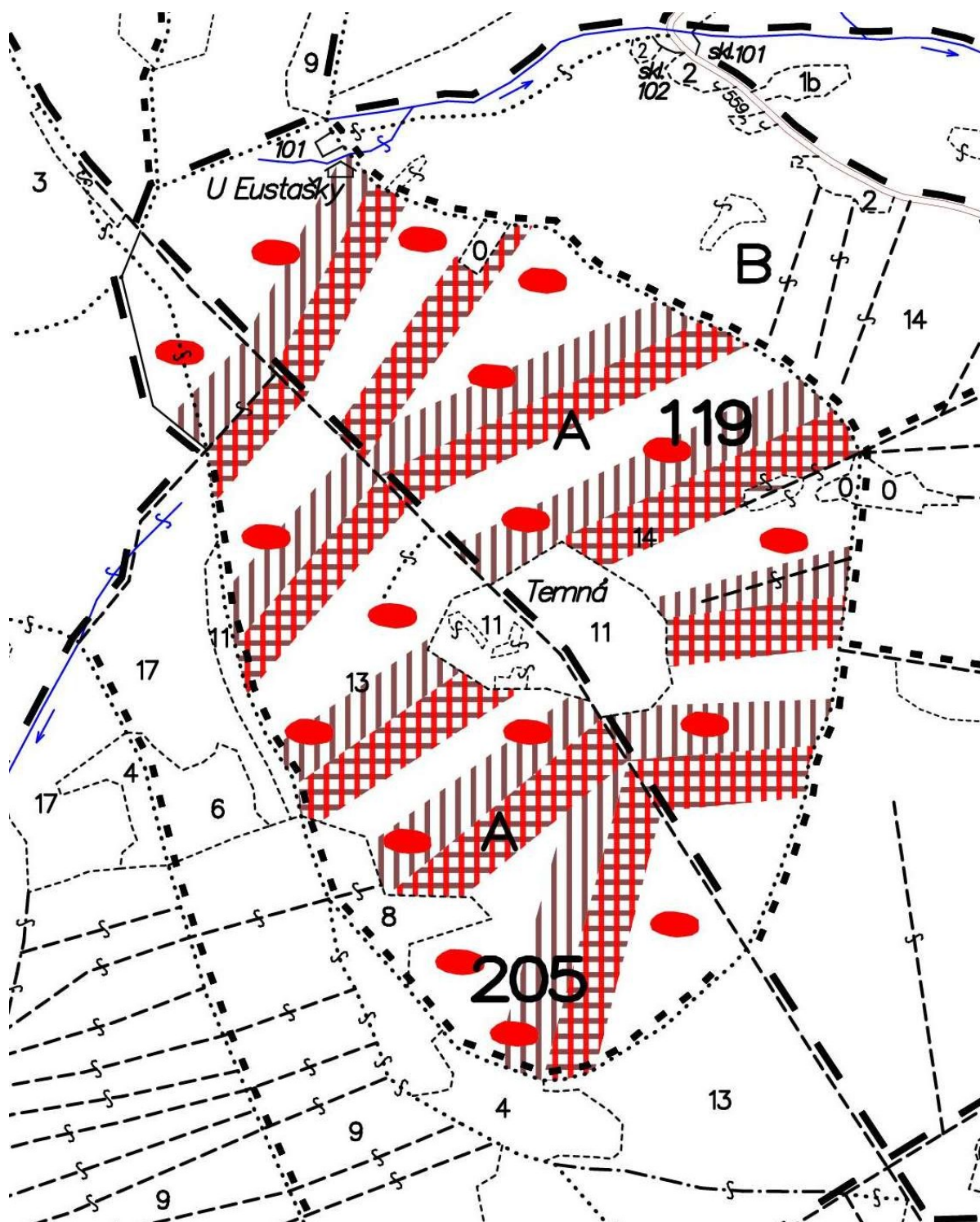
Příloha 9b: Ukázka těžebního rozpracování středně starého porostů

JPRL: 209A6; SM 100; zakmenění 10; JV expozice; SLT 7K

1. decennium – rozčlenění skupiny vyklizovacími linkami (modré linie), založení skupinových sečí – kotlíky pro přípravné dřeviny a BK (červené), vtroušené jedince BK jejich uvolnění a nastartování přirozené obnovy – clonné kotlíky (mřížka červenohnědá), clonné seče pruhové podél založených vyklizovacích linek (červené a zelené svislé šrafy) na zakmenění 5, podsadba těchto pruhů SM, BK, KL, JD, v J a střední části koncem decennia domýcení ve formě klínových sečí s doplněním ploch podsadeb (klínová červenohnědá mřížka), na zbytku plochy účelově výběrná seč na zakmenění 7 s využitím mezer pro hloučkovité podsadby a přirozenou obnovu



3. **decennium** – postupné uvoľnenie podsadeb domýcením horní etáže s ponechání jednotlivých stromů nebo jejich skupin na dožití v počtu 10–20 jedinců ha⁻¹, ukončení obnovy



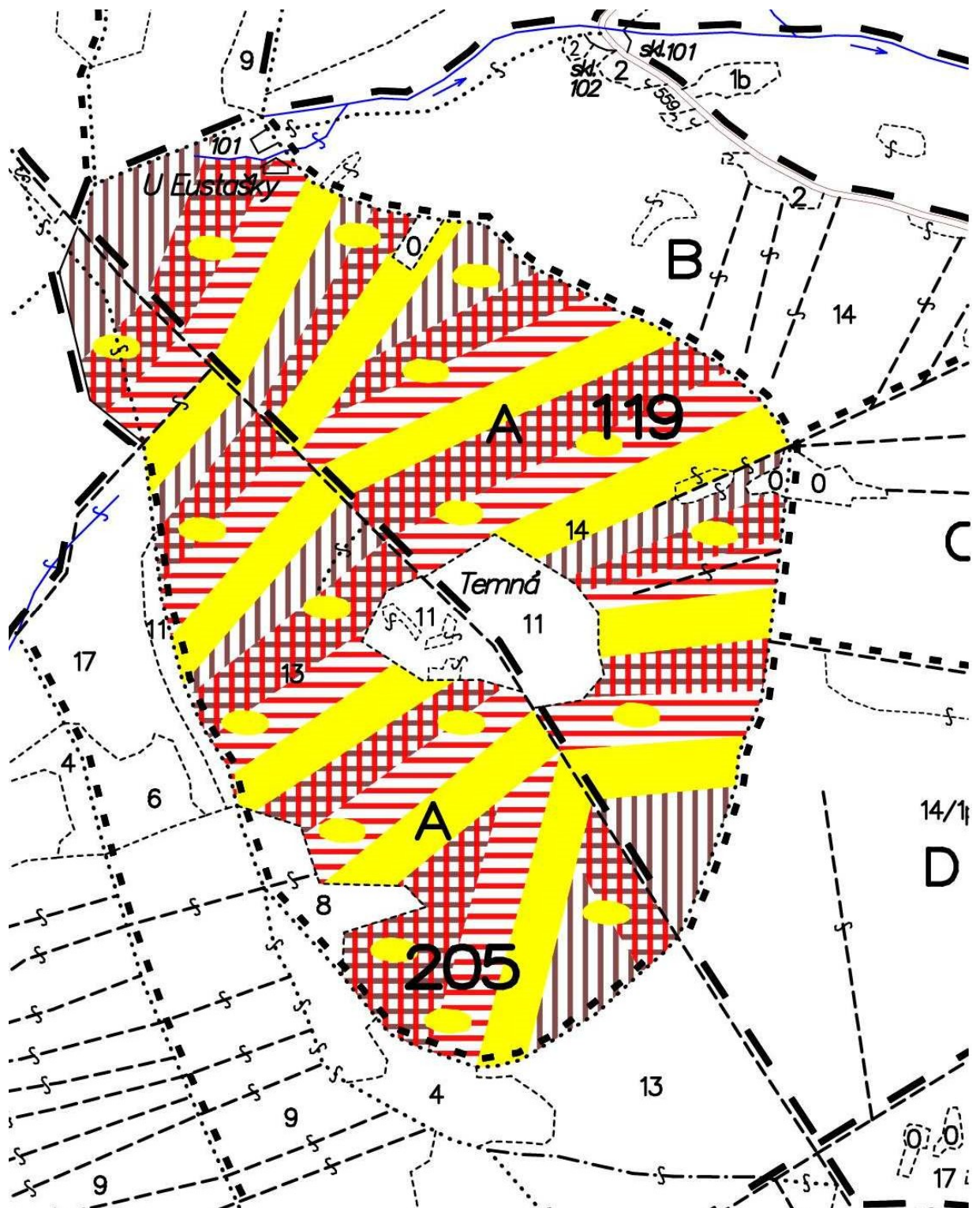
Příloha 9c: Ukázka těžebního rozpracování mýtních (dospělých) porostů

JPRL: 119A14 – SM 80, SOJ 20; zakmenění 8; SV expozice; SLT 8K

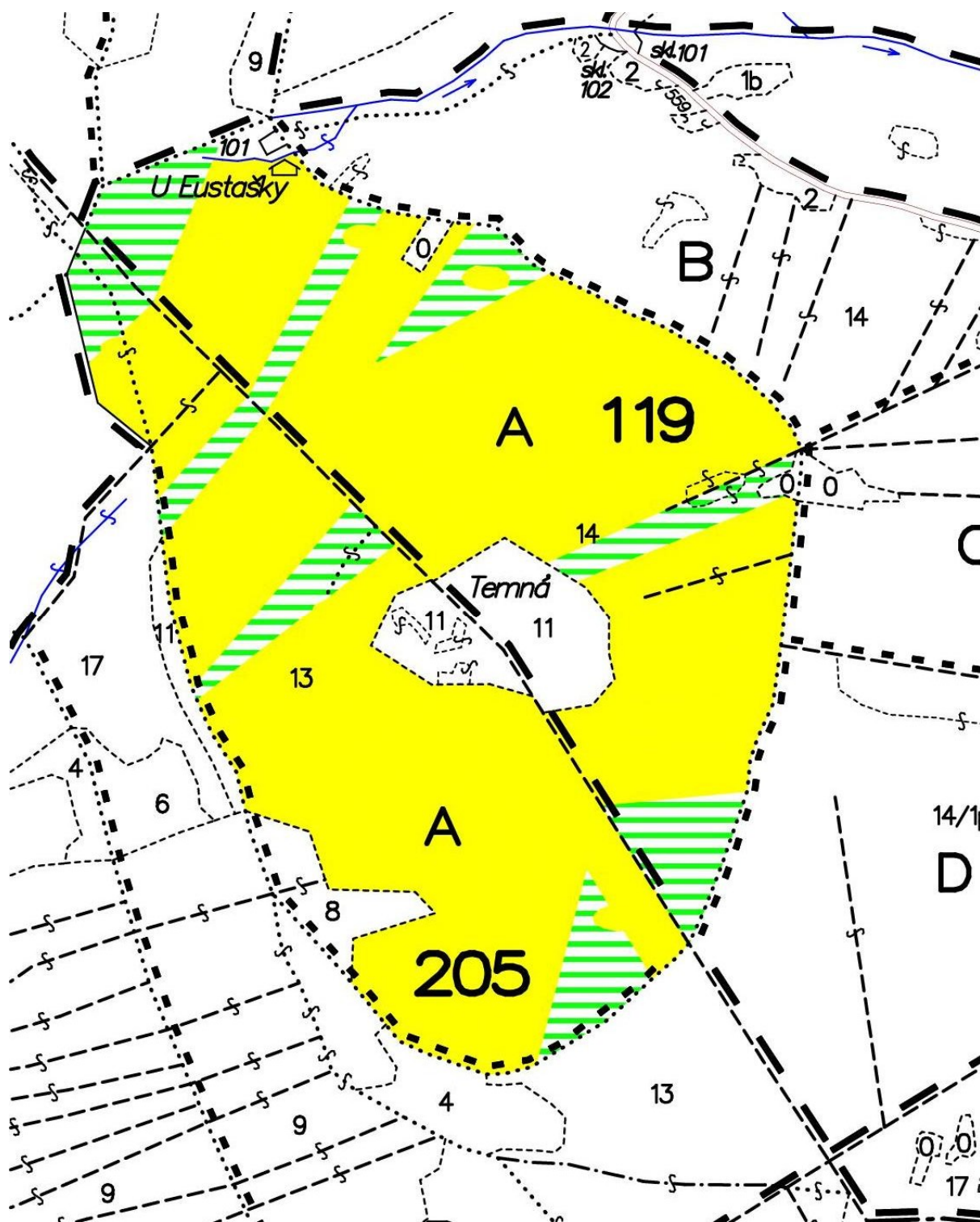
205A13 – SM 90, SOJ 10, zakmenění 10, JZ expozice, SLT 8K

1. decennium – na počátku decennia založení předsunutých obnovních prvků pro vnos přípravných dřevin (JŘ, BŘ) – kotlíky s plochou 0,10–0,20 ha, současně pruhové seče clonné po spádnici s podporou přirozené obnovy v kombinaci s podsadbou autochtonního SM, v nejnižších částech JPRL také BK, koncem decennia uvolnění podsadeb a přiřazení další clonné seče s podporou přirozené obnovy a

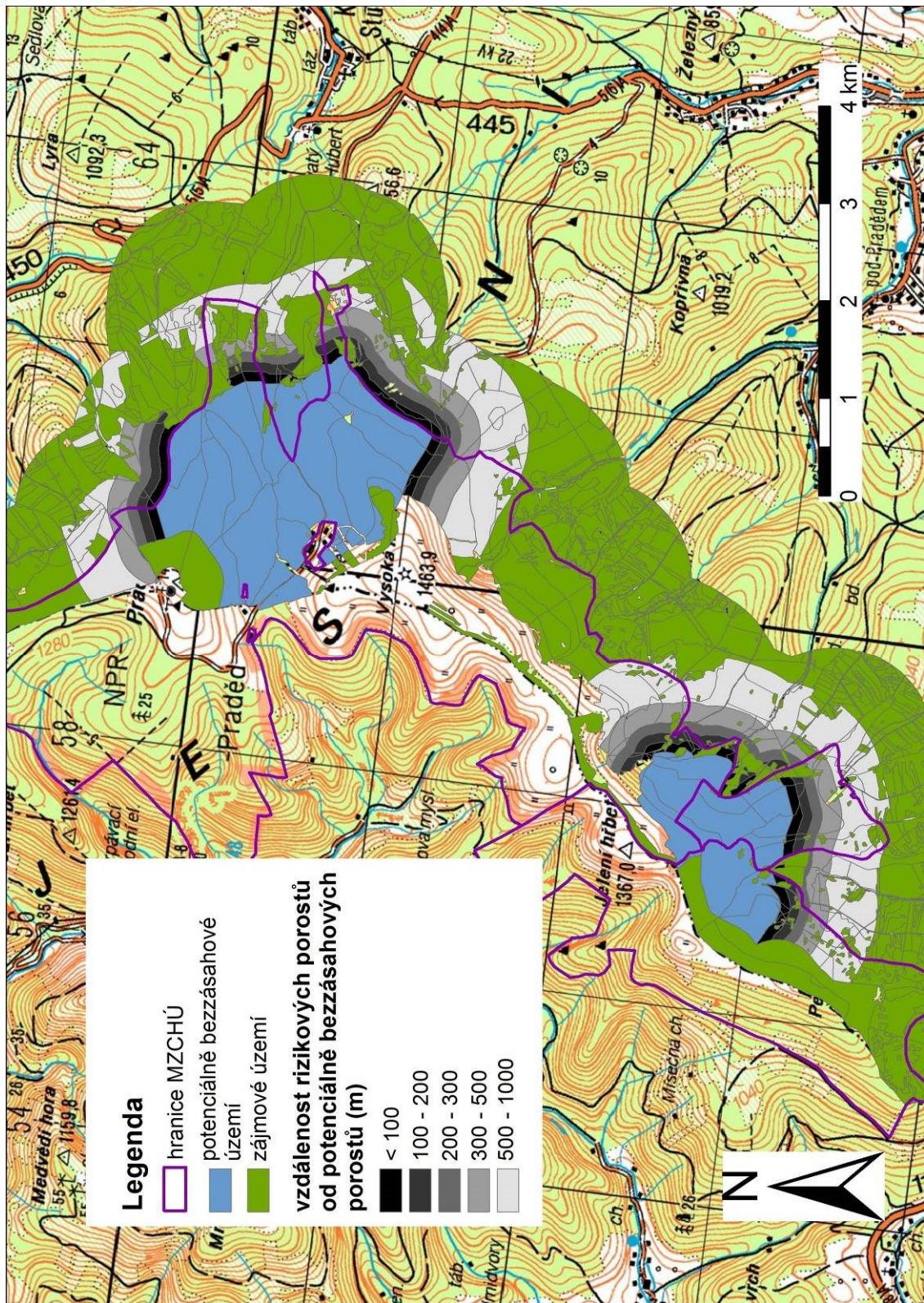
v kombinaci s podsadbami, po každé clonné seči zraňování půdy (platí pro celou dobu obnovy),
proclonění plošné zraňování půdy



2. **decennium** – následné uvolnění podsadeb v první půlce decennia a další clonný postup dvoufázovými
clonnými sečemi opět s důrazem na přirozenou obnovu v kombinaci s podsadbami pruhů, do více
rozvolněných míst vnos JŘ, BŘ



3. **decennium** – domýcení zbytků porostů s cílem uvolnit podsadby, ponechání 10–20 jedinců ha⁻¹ na dožití, následně uplatňovat popsané postupy pro pěstování mozaiky smrkových porostů s krátkou dobou obmytí a přípravných dřevin



Příloha 10: Vymezení potenciálně bezzásahového území dle studie ČADY (2013)