

Vývoj zmladenia smrekového lesa po gradácii podkôrníkov pri rôznych režimoch manažmentu

A progress in regeneration of spruce forest after the bark beetle outbreak under the different management regimes

KAROLÍNA GELATIČOVÁ¹ & JOZEF ŠIBÍK²

¹Banická 30/6, 971 01 Prievidza, karolina.gelaticova@gmail.com

²Botanický ústav SAV, Dúbravská cesta 9, 845 23 Bratislava 4, jozef.sibik@savba.sk

Abstract: We focus on the progress in regeneration of montane spruce forest after the bark beetle outbreak at three different sites in Západné Tatry Mts (Western Carpathians, Slovakia). First site is situated in Jalovecká dolina Valley within a commercial forest with removed trees, second one is in Bobrovecká dolina Valley and represents a commercial forest with cut but not removed trees. The last site is located in National Nature Reserve Sokol that represents unmanaged forest. At each plot (5 plots per site, plot size of 100 square meters) we sampled several variables related to management regime (trees removed, cut but not removed, unmanaged) such as number or percentage cover of infested and fallen trees, number of seedlings, regeneration type (natural, managed) and others in the year 2013. Sampled data were analyzed using summary statistics and canonical correspondence analysis.

Our results show that a higher number of fir, beech and spruce samplings as well as higher tree species diversity occur at commercial forest with cut but not removed trees and at the site with unmanaged forests left to natural regeneration. Though the differences in sapling numbers of all tree species between all sites were not so striking, it seems obvious that the disturbed habitats are able to regenerate successfully without any human intervention. The main difference between managed and unmanaged sites was that intense forest management, such as sanitary logging and tree planting, is very costly when comparing with no-intervention option. As in other recent studies, our findings suggest that the natural regeneration is the best management tool in no-take areas of national parks because it is a part of natural disturbance regimes to which our forests have been already adapted.

An important driver in these regimes is Spruce bark beetle (*Ips typographus* L.). We understand that its outbreaks in commercial forests are unacceptable because of economic interest, but in national parks we should be able to see, study and preserve the processes and dynamics of (semi) naturally evolving forest ecosystems including bark beetle outbreaks.

Key words: management, natural regeneration, Spruce bark beetle outbreak, Tatry Mts.

Úvod

Zonálne smrečiny sú najrozšírenejším lesným vegetačným typom v Tatrách. Sú to zástupcovia ihličnatých lesov boreálnej zóny severnej Eurázie u nás. Sú na mnohých miestach v Tatrách a okolitých oblastiach sa vyskytujú spoločne s inými typmi boreálnej vegetácie, ako sú napr. rašelinská, čím vznikajú extrazonálne izolované ostrovy biómu tajgy aj v strednej Európe (Chytrý 2012;

Chytrý et al. 2013). Oblasti, v ktorých sa nachádzajú, sa vyznačujú kratšou vegetačnou sezónou a dlhými chladnými zimami. Ihlicovité listy tvorené sklerenchymatickým pletivom a niekoľkoročnými cyklami obnovy sú adekvátnou odpoveďou na tieto drsnejšie klimatické podmienky v porovnaní s opadavými listami obnovujúcimi sa pravidelne každý rok. Konkurenčná schopnosť listnatých druhov je tak obmedzená a ihličnaté druhy sa tu prirodzene stávajú dominantným typom (Chytrý 2012).

Smerom nadol horské smrečiny prechádzajú do zmiešaných horských lesov tvorených bukom, jedľou a javorom horským, zhora hraničia s krovitými porastami kosodreviny. Striedanie týchto fyziognomicky odlišných typov porastov so stúpajúcou nadmorskou výškou je zákonité, podmienené v prvom rade vplyvom postupne sa meniacich klimatických podmienok. Ich prirodzený a pravidelný výskyt v určitom výškovom rozpätí sa hodnotí ako vegetačná stupňovitosť (Kučera 2010, 2012b).

Disturbancie v lesných ekosystémoch predstavujú prirodzené procesy, ktoré sa spolupodieľali na evolúcii celých biotopov. Z antropocentrického pohľadu môžeme v určitých prípadoch tieto procesy označiť za negatívne, z hľadiska evolučného však ide o súčasť komplikovanej dynamiky podmieňujúcej životaschopnosť, prežívanie či prispôsobovanie sa bioty tvoriacej daný ekosystém.

Ekosystémy ako dynamické nerovnovážne systémy nepredstaviteľnej a neredukovateľnej zložitosti sa v značnej miere vyvíjajú chaoticky až stochasticky a ukazujú preto aj značnú citlivosť na počiatočné podmienky. To znamená, že už malé odchýlky od prirodzených pomerov na počiatku obnoveného cyklu (napr. odstránenie malej časti mŕtveho dreva) môžu vyvolať veľké zmeny v dlhodobom vývoji, funkciách a odolnosti lesa. Silné selekčné tlaky prírodných disturbancií typu tatranskej veternej smršte a premnoženia podkôrníkov sú tými činiteľmi, schopnými veľkopriestorovo a účinne nastaviť prirodzené počiatočné podmienky pre vývoj lesa od začiatku nového cyklu sekundárnej sukcesie a zároveň zahľadiť stopy po prípadných predchádzajúcich ľudských zásahoch do týchto ekosystémov (Topercer 2007a).

V súčasnosti sme svedkami významných zmien (nielen) lesných ekosystémov, ktoré prebiehajú takmer neustále, v mnohých prípadoch ako výsledok čiastočnej straty zápoja alebo vymiznutia zraniteľných druhov, spolu s redukciou prirodzenej biodiverzity (Liebhold et al. 1995; Hoekstra et al. 2005; Drever et al. 2006). Bóra, ktorá zasiahla územie Tatier v novembri 2004, bola okrem popadaných stromov aj dôvodom premnoženia podkôrníkovitých chrobákov (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae), ktoré ako súčasť smrekových

ekosystémov očakávané využili vhodné potravné a klimatické podmienky po veternej smršti a na niektorých lokalitách sa rozmnožili do takej miery, že spôsobili rozpad stromového poschodia v značnej časti ekosystému horského smrekového lesa. Toto premnoženie je typické a cyklicky sa vracajúce do týchto ekosystémov už od nepamäti. Po každej gradácii nasleduje typický ústup, čo je spôsobené zvýšeným výskytom prirodzených predátorov, škodcov i chorôb. Lykožrút sa v našich pohoriach vyskytuje od tej doby, čo sa tu objavil smrek, teda približne 8 000 rokov. Výrazné premnoženia tohto chrobáka sa objavujú v približne 200-ročných cykloch, čiže v obdobiach, kedy dorastú dostatočne veľké plochy starších lesov a pravdepodobnosť veľkoplošných polomov, spôsobených silnou víchricou, sa zvyšuje. Polomy poskytujú lykožrútovi nadbytok potravy a umožňujú mu veľkoplošné rozšírenie. Súčasnú problémy s lykožrútom sú umocnené nestabilitou a zlým zdravotným stavom dospievajúcich smrekových monokultúr. Keďže lykožrút je prirodzenou súčasťou smrekových lesov, nemožno ho vyhubiť prirodzenou cestou. Navyše sa na neho viažu mnohé druhy organizmov, ktoré v smrečinách žijú. Lykožrút zasahuje selektívne, pretože vyhladáva len smrek v určitom veku a zrejme aj výlučne v určitom fyziologickom stave (Šantrúčková & Vrba 2010).

Cieľom predkladaného príspevku je ukázať rozdiely medzi rôznymi stratégiami obhospodarovania lesa v Tatrách a odhadnúť významnosť vplyvu odstraňovania dreva z lokalít s premnožením podkôrníkovitých na obnovu lesa.

Materiál a metódy

Zisťovali sme priebeh zmladenia po gradácii lykožrúta smrekového (*Ips typographus* L.) a ďalších podkôrníkovitých na lokalitách v Západných Tatrách, konkrétne v Jaloveckej a Bobroveckej doline a v NPR Sokol (obr. 1) v roku 2013. Pre túto štúdiu boli vybraté tri lokality s rôznym typom „obhospodarovania“ – rôznym režimom manažmentu resp. prístupu k napadnutým stromom.

Prvá lokalita sa nachádza v Jaloveckej doline a predstavuje smrekový les po gradácii podkôrníkovitých (po disturbancii). Bol využívaný ako hospodársky les, v ktorom bolo drevo vyťažené, na mieste bola ponechaná iba haluzina a vykonaná umelá obnova výsadbou sadeníc, najmä smreka. Smrek predstavoval približne polovicu z druhov použitých na výsadbu (M. Ballo 2014, in verb.). Druhá lokalita bola vybraná v Bobroveckej doline taktiež v hospodárskom lese, kde však po gradácii lykožrúta napadnuté stromy len spílili a ponechali na mieste bez odvetvenia, odkôrnenia a ďalších zásahov. Posledná, kontrolná lokalita, sa nachádza v NPR Sokol. Predstavuje prírodný les s prirodzeným zmladením bez zásahu človeka.

Na jednotlivých lokalitách sme na vzorkovacích plochách veľkosti 100 m² zaznamenávali viaceré údaje týkajúce sa počtu resp. pokryvnosti napadnutých stojacich a spadnutých stromov, mladých stromčekov, typu zmladenia a pod. Celkovo sme na každej lokalite na piatich plochách veľkosti 10 × 10 m sledovali: počet a druh vysadených stromčekov; počet a druh stromčekov z prirodzeného zmladenia; množstvo mŕtveho dreva (odhad v % pokryvnosti); pokryvnosť stromového poschodia (%); vzdialenosť plochy od súvislejšieho lesa; počet stojacich mŕtvych stromov; výskyt

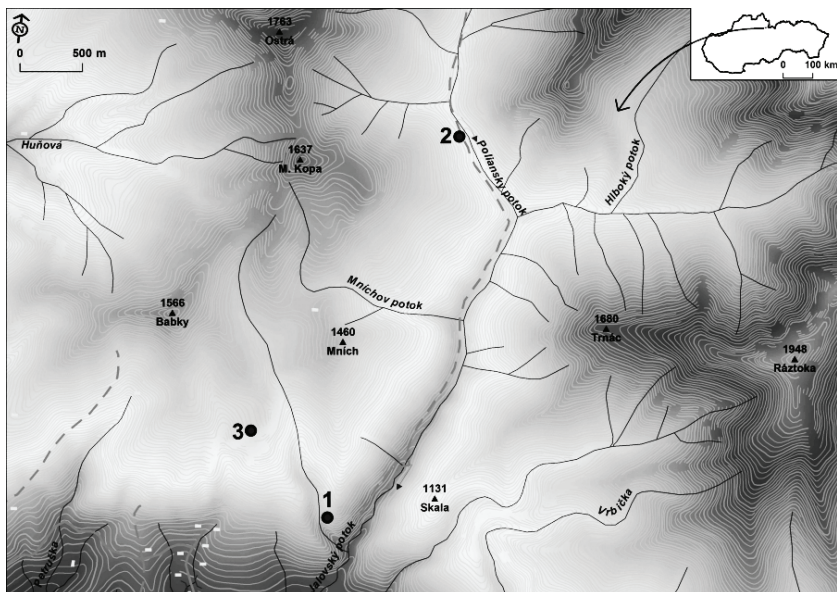
typických lesných druhov nižších rastlín (machorasty a lišajníky prirodzených lesov, prítomnosť/nepřítomnosť); výskyt nižších rastlín typických pre exponované resp. suché biotopy (prítomnosť/nepřítomnosť).

Získané dáta sme štatisticky analyzovali a výsledky uvádzame v podobe grafov s príslušným komentárom v texte. Okrem grafického vyjadrenia sme významnosť rozdielov v hodnotách niektorých vybraných premenných medzi jednotlivými typmi manažmentu testovali jednofaktórovou Kruskal-Wallisovou analýzou rozptylu (ANOVA). Krabicové grafy porovnávajúce rozdiely alebo podobnosti na jednotlivých lokalitách boli vytvorené v programe Statistica 7.0 (StatSoft Inc. 2006, <http://www.statsoft.com>), v ktorom sme testovali aj významnosť rozdielov pomocou analýzy rozptylu. Hlavné gradienty v rozložení jednotlivých vzoriek (15 plôch, 5 z každej lokality s rôznym režimom manažmentu reagujúcim na gradáciu podkôrníkov) v závislosti od hodnôt jednotlivých premenných (šípky), boli analyzované nepriamou gradientovou analýzou pomocou „Principal components analysis“ (PCA) z programového balíka CANOCO 4.5 (ter Braak & Šmilauer 2002). Nakoľko sme mali väčšie množstvo premenných, informáciu o korelácii jednotlivých faktorov sme získali použitím environmentálnych dát v úlohe dát o druhovom zložení (cf. Herben & Münzbergová 2003). Ako environmentálne premenné sme použili nasledovné: prirodzená obnova po gradácii podkôrníkov (Prir-Reg), holorub ponechaný na samovývoj (Hol-Samo), holorub s odstránenými stromami (Hol), vzdialenosť od najbližšieho lesa (Les-vzdial), pokryvnosť stromov v % – priemet korún na ploche (Pokr-Strom), pokryvnosť mŕtveho dreva resp. haluziny ponechanej na ploche v % (Mrtve-Drevo), počet stromčekov s výškou 0,3 m a nižších (Sem-m30), počet stromčekov s výškou 0,31 – 0,6 m (Sem-m60), počet stromčekov s výškou 0,61 – 1,5 m (Sem-v60), počet stromčekov s výškou 1,51 m a vyšších (Sem-v150), počet prirodzene zmladených stromčekov (Sem-prir), počet vysadených stromčekov (Sem-vys; ich prítomnosť bola v teréne odlišená podľa ochranného náteru proti ohryzu zverou), prítomnosť lesných druhov machorastov (Les-non-vasc), prítomnosť nižších rastlín typických pre exponované resp. suché biotopy (Exp-non-vasc). Dreviny sú v grafoch označené vedeckými menami rodov: *Abies* – jedľa, *Acer* – javor, *Fagus* – buk, *Larix* – smrekovec, *Picea* – smrek, *Pinus* – borovica, *Salix* – vrba, *Sorbus* – jarabina. Šípky predstavujú kvantitatívnu premennú a ich dĺžka hovorí o významnosti a smere nárastu daného faktora (napr. počtu stromčekov prirodzene zmladených).

Výsledky a diskusia

Pôsobenie vetra a podkôrneho hmyzu patrí k najvýznamnejším disturbanciam v smrečinových ekosystémoch v strednej Európe (Svoboda et al. 2010). Ich silu výrazne ovplyvňuje človek, ktorý sa v tatranskej oblasti intenzívne prejavoval už od stredoveku a jeho vplyvy zaznamenali vrchol počas valaskej kolonizácie (Svoboda 1940; Plesník 1955; Kňazovický 1970; Janík 1971; Zatkálík 1973; Somora 1979). Človek do určitej miery narušil prirodzené procesy a toky látok v tomto živom systéme a vytvoril predpoklady pre vznik úplne nových spoločenstiev, ako aj reorganizáciu už existujúcich.

Podobne, ako bola do veľkej miery ovplyvnená takmer všetka lesná a nelesná vegetácia pod Tatrami, aj smrekové porasty, ich rozšírenie a druhová skladba, reflektujú mieru ich využívania a prípadných snáh o rekonštrukciu k rôznym obdobiam, najčastejšie k tým, ktoré si ľudia – správcovia lesov a sa-



Obr. 1. Mapa znázorňujúca študované územie s vyznačením jednotlivých lokalít. 1. Jalovecká dolina, hospodársky les s odstránenými stromami a umelou obnovou sadenícami; 2. Bobrovecká dolina, hospodársky les s napadnutými stromami spílenými a ponechanými na mieste; 3. NPR Sokol, prirodzený les ponechaný na samovývoj.

Fig. 1. A map depicting studied area with individual localities. 1. The Jalovecká dolina Valley, a commercial forest with removed trees; 2. The Bobrovecká dolina Valley, a commercial forest with cut but not removed trees; 3. National Nature Reserve Sokol, unmanaged forest.

motní lesníci pamätali z minulosti. Osobná skúsenosť, snaha zachovať stav lesov nemenný a pokusy zjednodušiť veľmi komplexnú a komplikovanú dynamiku týchto ekosystémov na jej záverečnú fázu dospelého lesa, spolu s vylíčením fázy rozpadu, ktorá bezprostredne začína a ukončuje celý cyklus, ako nežiaducej pôsobili, že v Tatrách sa za posledných približne 150 rokov výrazne zmenila štruktúra lesov, najmä na podhorí, a začali prevládať jednovékové porasty s malou schopnosťou prežitia i drobných disturbancií (Sabo & Topercer 2012). Kučera (2010) zdôraznil, že celková zmena skladby lesov Tatier, zapríčinená hospodárskymi zásahmi, sťažuje štúdium prirodzeného rozšírenia lesných drevín a ich porastov. Takto zdôvodňuje aj neprítomnosť buka na kryštaliniku v oravskej časti Západných Tatier. V tejto súvislosti uvie-

Tab. 1. Významnosť rozdielov v hodnotách vybraných premenných medzi jednotlivými typmi manažmentu testované jednofaktorovou Kruskal-Wallisovou analýzou rozptylu (ANOVA). Hviezdičkou (*) v poli „Významnosť“ sú označené štatisticky významné premenné ($p < 0,05$).

Tab. 1. Statistical significance of selected variables between individual sites with different management regimes tested by Kruskal-Wallis one-way analysis of variance ($p < 0.05$).

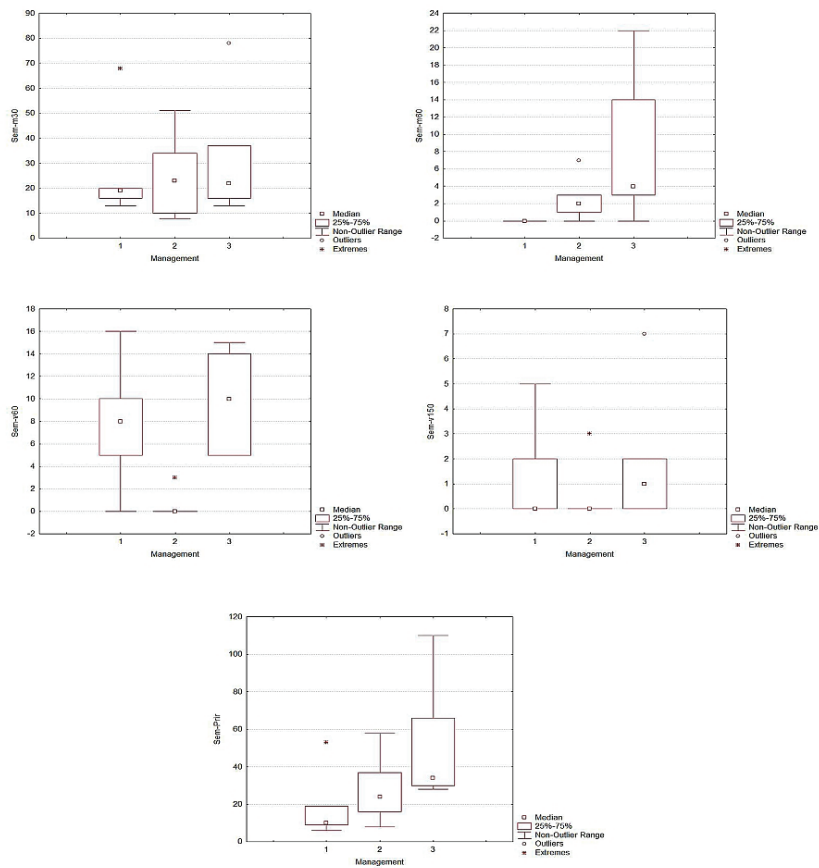
				Sum of Ranks		
	Významnosť	p	H	manažment 1	manažment 2	manažment 3
Les-vzd	-	0,0592	5,65419	51,00	46,50	22,50
Pokr-strom	*	0,0030	11,61765	22,50	32,50	65,00
Mrtv-drev	-	0,6870	0,75072	44,00	43,00	33,00
<i>Picea</i>	-	0,9346	0,13524	38,50	38,50	43,00
<i>Larix</i>	-	0,4818	1,46059	48,50	37,50	34,00
<i>Fagus</i>	-	0,2662	2,64672	39,00	48,50	32,50
<i>Acer</i>	-	0,5811	1,08571	43,00	42,00	35,00
<i>Salix</i>	-	0,3679	2,00000	37,50	45,00	37,50
<i>Abies</i>	*	0,0318	6,89781	32,50	32,50	55,00
<i>Pinus</i>	-	0,3679	2,00000	37,50	37,50	45,00
<i>Sorbus</i>	-	0,3679	2,00000	37,50	37,50	45,00
Sem-m30	-	0,8264	0,38136	38,00	37,00	45,00
Sem-m60	*	0,0253	7,35348	20,00	44,50	55,50
Sem-v60	*	0,0197	7,85570	47,50	18,00	54,50
Sem-v150	-	0,5579	1,16720	40,50	33,00	46,50
Sem-Prir	-	0,1023	4,56000	26,00	38,00	56,00
Sem-Vys	*	0,0013	13,29114	65,00	27,50	27,50
Les-non-v	*	0,0446	6,22222	25,00	40,00	55,00
Exp-non-v	*	0,0062	10,18182	50,00	50,00	20,00

dol, že odpoveď treba hľadať predovšetkým v ľudských vplyvoch na lesnú pokrývku a nie v klimatických rozdielnostiach spojených so zrážkovým tieňom.

Pri porovnaní výskytu mladých stromčekov podľa druhu dreviny vyplýva, že medzi mediánom početnosti smreka (*Picea abies*) na prvej a druhej lokalite nie je veľký rozdiel (obr. 2). Na tretej lokalite, kde nachádzame iba prirodzené zmladenie resp. mladé stromčeky, ktoré vzišli prirodzeným spôsobom bez vysadenia, bolo zastúpenie približne o 50 % väčšie (obr. 3). Najčastejší počet mladých stromčekov na ploche 10 × 10 m bol približne 30. Štatistická rozdielnosť výskytu smreka nebola významná, *p*-hodnota bola vyššia ako zvolená hladina významnosti (5 % = 0,05), nulovú hypotézu o rovnosti všetkých mediánov nemožno teda zamietnuť (tab. 1). Znamená to, že rozdiel medzi každou dvojicou mediánov vypočítaných zo vzorky môže byť iba dôsledkom náhodného výberu, nie je teda štatisticky významný – medzi premennými nie je vzťah. Štatisticky významný sa ukázal výskyt jedle v nemanážovaných plochách na lokalite č. 3.

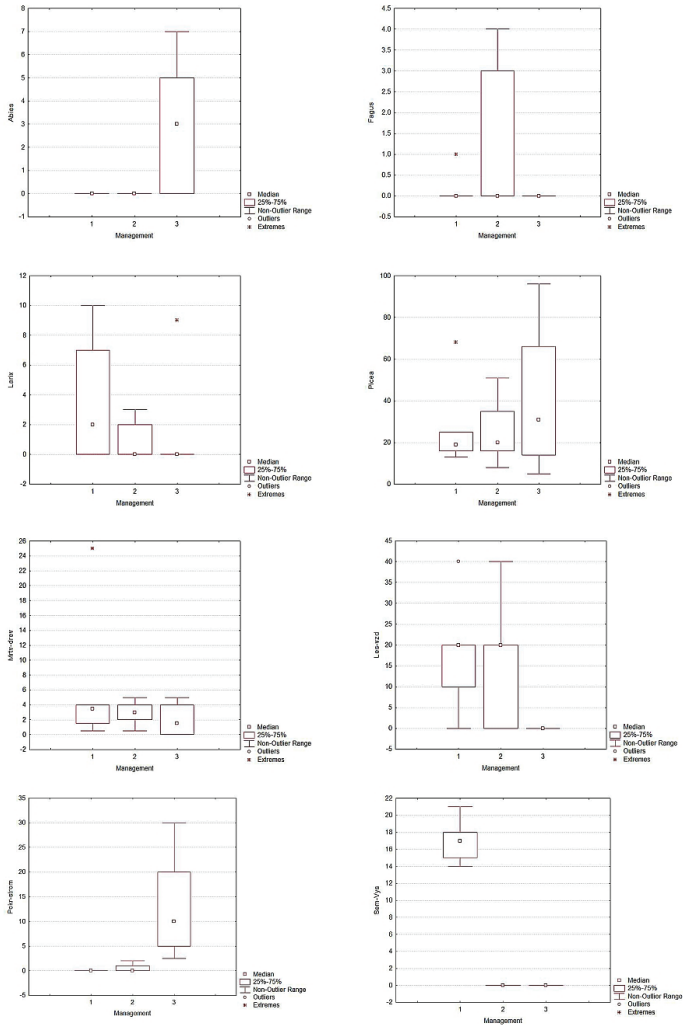
Zo štatistického hľadiska bol výskyt mladých stromčekov druhov *Acer pseudoplatanus*, *Pinus sylvestris*, *Salix silesiaca* a *Sorbus aucuparia* v našom dátovom súbore zanedbateľný. Spomedzi ostatných sledovaných druhov sa tieto na lokalitách takmer nevyskytovali.

Jedľa sa vyskytovala iba na plochách bez manažmentu a výskyt smreka bol taktiež vyšší na plochách prirodzeného biotopu. Buk sme zaznamenali s mierne vyššou početnosťou na lokalite č. 2 s prirodzenou obnovou po spilení napadnutých stromov, zatiaľ čo smrekovec opadavý prevažoval na manažovaných plochách, kde bol vysádzaný s pomerne vysokou početnosťou (obr. 2). Prítomnosť buka ako drevinu nastupujúcej prirodzene po disturbanciách podporuje predstavu, že buk môže byť aj v Tatrách prirodzene častejší, ako sa doteraz predpokladalo (cf. Kučera 2009, 2012a). Prekvapivo pokryvnosť mŕtveho dreva bola nízka na všetkých skúmaných lokalitách s tým rozdielom, že na manažovaných plochách išlo o zvyšky po ťažbe, zatiaľ čo v prirodzenom lese o obvyklý výskyt suchárov a iných mŕtvych stromov. Na prvej lokalite možno pozorovať miestami zvýšené koncentrácie haluziny, zatiaľ čo v prirodzenom lese bez zásahu človeka je táto biomasa rozložená viac-menej nepravidelne po celej ploche. Pokryvnosť živých stromov bola porovnateľne vyššia na lokalite s prirodzeným zmladením bez manažmentu, čo bolo v protiklade s výskytom sadeníc, ktoré prevažovali na prvej lokalite. Vzďialenosť lesa od jednotlivých plôch sa zvyšovala na vytŕažených lokalitách, ktoré mali charakter bezlesia, čo však môže byť artefakt výberu vzorkovacích plôch nakoľko *p*-hodnota bola len veľmi mierne vyššia ako zvolená hladina významnosti (tab. 1).



Obr. 2. Krabicové grafy znázorňujúce rozdiely medzi počtom mladých stromčekov rôznej výšky a stromčekov z prirodzenej obnovy na študovaných lokalitách.

Fig. 2. Box and Whisker plots representing differences between number of individual small and/or juvenile trees and trees from natural regeneration within studied sites.



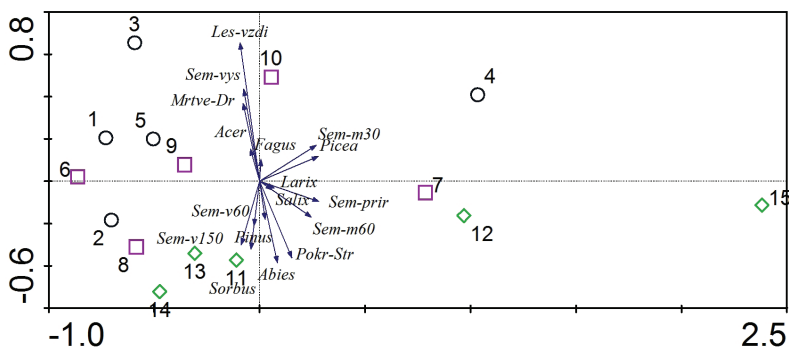
Obr. 3. Krabicové grafy znázorňujúce rozdiely medzi výskytom jednotlivých lesných druhov a ďalších zisťovaných premenných na študovaných lokalitách.

Fig. 3. Box and Whisker plots representing differences between occurrence of individual trees and other surveyed variables within studied sites.

Početnosť mladých stromčekov výšky 0,31–0,6 m sa výrazne nelíšila medzi študovanými lokalitami. Iná situácia nastala pri výskyte vyšších stromčekov, kde bola pozorovaná absencia jedincov výšky 0,61–1,5 m a 1,51 m a viac na lokalite č. 2, zjavne z dôvodu pomalšieho nástupu sukcesie bez pomoci výsadiieb. Podporuje to názor o kvalitnej a rýchlej obnove na lokalitách bez zásahu človeka (cf. Budzáková et al. 2013) a o zjavne pomalšom nástupe sukcesie na plochách len čiastočne manažovaných a následne ponechaných na samovývoj, pokiaľ tam obnova nie je podporená umelou výsadbou.

Z diagramu PCA (obr. 4) vyplýva, že v smere nárastu plôch s prirodzenou obnovou je dôležitým faktorom pokryvnosť stromového poschodia. Významná sa ukazuje tiež vzdialenosť od lesa. Prirodzene regenerované plochy sú blízko stojaceho lesa, zatiaľ čo negatívne korelujú s faktormi, vyjadrujúcimi rozmiestnenie plôch na holorube a lokalite ponechanej na samovývoj. Pre ne je typická veľká vzdialenosť od lesa, čo môže byť dôvodom pomalšieho prirodzeného zmladenia (nevhodný priestor pre uchytanie semenáčikov, suchšie podmienky biotopu).

Z diagramu možno vidieť, že vyšší počet mladých stromčekov a väčšia druhová rozmanitosť stromov bola na druhej a tretej lokalite, kde nachádzame iba prirodzené zmladenie. K prirodzenému zmladeniu na prvej lokalite prispelo to, že tu po disturbancii ponechali korene spílených stromov v zemi a semenáčky vyrastali v ich tesnej blízkosti, ako aj v zatienených miestach v blízkosti ponechanej haluziny. Nachádzali sa tu aj sadenice (rooznávali sme ich podľa bieleho náteru na vrcholci) smreka, smrekovca a javora. Mŕtve drevo na prvých dvoch lokalitách bolo suché, kým na tretej pôsobením dostatočnej vlhkosti postupne začali prebiehať hnilobné procesy a rozklad dreva. Na hnijúcom dreve vyrastalo najviac mladých semenáčikov. Na základe priameho pozorovania môžeme konštatovať, že väčšie množstvo mladých stromčekov sa držalo na podklade s výraznou vrstvou machorastov (časť plôch na druhej lokalite a plochy na tretej), na rozdiel od biotopov najmä na prvej lokalite, ktoré boli porastené vysokými trávami, zväčša s dominanciou *Calamagrostis arundinacea* a *C. villosa*, krovín a iných rastlín, typických pre suchšie, často exponované biotopy, kde sa mladým stromčekom darilo menej. Na tretej lokalite sme pod vyššími stromčkami pozorovali uschnuté mladšie jedince, ktoré neprežili v dôsledku prirodzeného súperenia. Z týchto našich výsledkov možno usúdiť, že mladé stromčeky sa najlepšie uchytia v blízkosti alebo priamo na mŕtvom dreve, na vlhkých a zatienených lokalitách a že vplyvom súperenia (na rozdiel od umelej výsadby) prežijú len najsilnejšie jedince. Skutočnosť, že tretia lokalita oproti prvým dvom nie je hospodársky les, ale rôznoveký a prirodzený,



Obr. 4. Diagram PCA ukazujúci koreláciu jednotlivých premenných a štruktúru vzťahov medzi nimi. Kruh – lokalita č. 1, štvorec – lokalita č. 2, kosoštvorec – lokalita č. 3. Charakteristické hodnoty (eigenvalues): 1. os 0,7644; 2. os 0,1084.

Fig. 4. Principal components analysis (PCA) diagram showing correlation relation and structure of analyzed variables between them. Circle – locality nr. 1, square – locality nr. 2, diamond – locality nr. 3. Eigenvalues: 1st axis 0.7644; 2nd axis 0.1084.

vplývala na fakt, že les nebol napadnutý lykožrútom do takej miery ako v predchádzajúcich prípadoch, keďže podkôrníky napádajú stromy len určitého veku a druhu. Pri celkovom porovnaní počtu mladých stromčekov všetkých druhov medzi jednotlivými lokalitami neboli veľké rozdiely, ale treba vziať do úvahy, že prirodzene zmladené semenáčky môžu mať lepší odolnostný potenciál a pri samovývoji človek nemusí do obnovy lesa investovať žiadnu energiu ani financie.

Vo Vysokých Tatrách sú rôzne typy narušenia prirodzených biotopov zreteľné najmä v prevládajúcich horských smrekových lesoch, zatiaľ čo v ostatných biotopoch, predovšetkým nelesných, sú tieto zmeny menej nápadné resp. inak vnímané. Napríklad prípotočné biotopy a prameniská, ktoré počas privalových dažďov a skorých jarných mesiacov výrazne menia svoj charakter a často aj druhové zloženie v závislosti od sily narušenia, sa z hľadiska subjektívneho vnímania miery poškodenia biotopu nemôžu porovnávať s vnímaním dopadov veternej smršte či premnoženia podkôrneho hmyzu. Veľké rozlohy popadaných stromov či zmeny „zeleného“ lesa na „hnedý či sivý“, plný stojacich suchárov, vo väčšine spoločnosti evokujú negatívne asociácie. Podobne

úšusty a následné zvýšenie intenzity erózie v alpínskom stupni bez zreteľného priameho a okamžitého vplyvu na ľudské sídla v nás nevyvolávajú také emócie ako už spomínané dopady na lesné ekosystémy. Vo všetkých prípadoch však princíp zostáva rovnaký. Ide o vplyvy, ktoré pôsobili na dané spoločensvá už od ich vzniku a spolupodielali sa na ich formovaní – v konečnom dôsledku boli jednou z hnacích síl evolúcie. Drever et al. (2006) zdôraznili, že prírodné disturbancie hrajú dôležitú úlohu ako pôvodca štrukturálnej a druhovej heterogenity na rôznych úrovniach. Tradičný manažment, v porovnaní s prirodzenými narušeniami, vedie k homogénnejším lesom a zvyšuje pravdepodobnosť neočakávaných katastrofických zmien obmedzením rôznorodosti kľúčových environmentálnych procesov.

Mikrobiotopy s prirodzeným zmladením zabraňujú náhlemu odtoku vody po povrchu a pôda má lepšiu vsakovaciu schopnosť. Členitý mikroreliéf vzniknutý vývratmi, kmeňmi padnutých stromov a pod., vytvára akýsi systém prirodzených priehradiek, ktoré zabraňujú vzniku náhlych povodní v porovnaní s tými na holoruboch a lokalitách s odstráneným mŕtvym drevom. Ťažba spolu s lesnými cestami a ďalšími líniami majú synergický efekt na zmenu hydrologického režimu (Perry 1998). Význam mŕtveho dreva ako produktu prirodzeného zániku organizmov alebo rôznych disturbancií je nedoceneniteľný aj v človekom zmenených smrekových porastoch, kde je základom pre prirodzenú obnovu (Svoboda et al. 2010; Fleischer 2011). Údajné benefity z odstránovania mŕtveho dreva z poloprárodných lesov by mali byť opatrne hodnotené a riadne testované spolu s údajne nepriaznivým dopadom prirodzenej regenerácie na smrekové porasty a ich biodiverzitu (Svoboda et al. 2010).

Vzhľadom na vplyv klimatických zmien na vetrom zasiahnutých lokalitách je z dostupných dát evidentné, že zmeny v kondícii lesa (rozumej na „kalamitnej“ ploche) nemali pozorovateľný vplyv na mezoklimatické pomery (teplota vzduchu a zrážky) postihnutej oblasti susediacich Vysokých Tatier a jej okolia (Fleischer 2011). Rozdiely medzi vyťaženou oblasťou a lokalitami ponechanými na samovývoj boli jednoznačne v neprospech vyťaženej oblasti, kde v dôsledku zníženia zásob vody v pôde a prehrievania prízemnej vrstvy pôdy došlo k zmene vlhkosťných pomerov a výparu, čo bolo výrazné najmä prvé dva roky po rozpade stromového poschodia. Predovšetkým počas veterných a slnečných dní bola voda v pôdnom profile limitujúcim faktorom pre vitalitu a odolnosť lesných drevín, čo bolo jednou z hlavných príčin úhynu sadeníc v rokoch 2005 a 2006 vo Vysokých Tatrách (Fleischer 2011). Na disturbanciou postihnutých plochách sa zvyčajne zachovávajú živé i mŕtve prvky a fragmenty pôvodných ekosystémov v podobe mŕtveho dreva, pôdy,

vegetácie, mikro- a mezofauny a i. Tieto biologické dedičstvá (biological legacies – Franklin 1990) sú východiskom rýchlej a úspešnej prirodzenej obnovy pôvodného prostredia (Fleischer 2011; Fleischer et al. 2011; Šebeň et al. 2011). Fleischer (2011) a Fleischer et al. (2011) pri meraniach koncentrácie CO₂ potvrdili, že pôvodne intenzívna respirácia z poškodených pôd na „kalamitných“ plochách bola postupne kompenzovaná viazaním uhlíka bylinnou vegetáciou. Následne vývoj počasia, mikroklimy a zmena látkových tokov podporili rast vegetácie, čím sa mnohé charakteristiky na „postihnutých“ plochách približujú pomerom v stojacich lesoch.

Prírodné smrekové lesy sa vyvíjajú v rámci tzv. malého cyklu vývoja lesa dynamikou medzier (gap dynamics), kedy po odumretí starých stromov vznikajú svetliny, na ktorých zmladzuje a odrastá nová generácia smreka (McCarthy 2001; Chytrý et al. 2013). Na svetlinách sa uplatňujú aj ďalšie, tzv. pionierske dreviny, od ktorých sa smrek líši tým, že na klíčenie potrebuje hrubú vrstvu surového humusu alebo rozkladajúcich sa padnutých kmeňov, ktoré zabezpečujú potrebnú vlhkosť a zabraňujú konkurencii iných druhov bylinného poschodia, hlavne smlzu *Calamagrostis villosa*. Malý vývojový cyklus smrečín býva nahradený resp. prekrytý veľkým vývojovým cyklom aj v prirodzených stredoeurópskych smrečinách. Prírodný vývoj tak postupuje v cykle s dlhším časovým intervalom, kde sa poschodie stromov obnovuje na veľkých plochách dynamikou plôšok (patch dynamics) (Pickett & White 1985; Svoboda et al. 2012; Čada et al. 2013; Chytrý et al. 2013), čo môžeme vidieť aj v súčasnosti. Podobné prírodné procesy obnovy nastali v Tatrách po pamätnej veternej smršti z 19. novembra 2004. Po takmer 10 rokoch môžeme konštatovať, že obnova na nemanajovaných polomoch prebiehala úspešne v porovnaní s manažovanými plochami, na čo poukazujú samotní lesníci, ktorých prvotné obavy spochybňovali „samoobnovnú“ silu prírodných procesov: „*Vývoj na kalamitných plochách je optimistický, dá sa povedať, že ešte lepší, než sme očakávali,...*“ (Fleischer, Tatranský dvojtýždeník, 2009). V súlade s našimi výsledkami, ako aj výsledkami iných štúdií (Budzáková et al. 2013) možno doplniť, že s tým rozdielom, že prírodná obnova začína i pokračuje samovoľne bez vonkajšieho energetického alebo finančného vkladu.

Prírodné zmladenie drevín na plochách ponechaných na samovývoj sa realizuje v štyroch fázach, čím vzniká veľmi rozmanitý les. Prvú fázu tvoria stromy, ktoré sa v lese nachádzali pred odumretím materského porastu, prežili disturbancie a spolu s pôdou ich poškodzuje tzv. sanitárna ťažba (Čížková et al. 2011). V druhej fáze sú to jedince pochádzajúce zo semenného roku, ktorý rozpadu vždy predchádza. Tretia fáza nastupuje zhruba 6–12 rokov

po disturbancii, kedy dochádza k padaniu väčšiny suchárov a štvrtú fázu predstavuje zmladenie na odumretých kmeňoch, keď sa dostanú do vhodného štádia rozkladu. Naproti tomu na väčšine spracovaných plôch vzniká jednoveký umelý les, ktorý potrebuje výrazné zásahy na podporu. Prírodná obnova je tu problematická. Pod stojacim suchým porastom sa klimaxové (dlhoveké) ekotypy smreka selektujú lepšie ako na holinách. Tam naopak prežívajú (aj z prírodného zmladenia) takmer výhradne pionierske ekotypy, ktoré dokážu vydržať extrémne podmienky, ale sú zreteľne krátkoveké – 80 až 120 rokov (Jonášová 2004; Prach & Jonášová 2005; Jonášová 2008). Na rozdiel od vyslovene sekundárnych porastov sú prírode blízke alebo prírodné porasty heterogénne, veľmi jemne reflektujúce zmeny v mikro- a mezopodmienkach, či už klimatických, topografických alebo ďalších. Alfa aj beta diverzita sú výrazne vyššie, náchylnosť na prípadné zmeny oveľa nižšia a schopnosť prežiť aj výrazné narušenia je neporovnateľne vyššia.

Z hľadiska zachovania diverzity, reprezentatívnosti a reziliencie lesných ekosystémov v Tatrách treba komplexne hodnotiť jednotlivé porasty na základe viacerých kritérií. V súčasnom svete meniacej sa klímy a veľkých teplotných i zrážkových výkyvov zjavne rastie práve význam prirodzenej adaptačnej schopnosti ekosystémov prejavujúcej sa prirodzenou odpoveďou na jednotlivé narušenia, ktoré človek zväčša nevie adekvátne odhadnúť a kompenzovať. Príkladom sú katastrofické scenáre odsudzujúce prirodzenú obnovu k neúspechu po veternej smršti z roku 2004 a následné konštatovanie úspešnosti prírodných procesov na „kalamitných“ plochách bez zásahu človeka (pozri vyššie). Podobná situácia nastane aj po odznení premnoženia podkôrníkov, ktoré – pokiaľ človek nezasiahne – bude najlepšou reakciou na súčasné procesy prebiehajúce v smrekových horských lesoch. Predpovede o premnožení lykožrúta v Jaloveckej či Bobroveckej doline spreď niekoľkých rokov sa doteraz nenaplnili. Situácia v dolinách, kde je gradácia výrazná, je „negatívna“ iba z hľadiska počtu suchých stromov, nie však z hľadiska prirodzenej obnovy, ktorá tu neustále prebieha, o čom svedčí aj naša štúdia. Vrchol premnoženia podkôrníkov po víchrici v roku 2004 nastal vo Vysokých Tatrách v roku 2007 a nasledoval pokles v šírení lykožrútov (Nikolov et al. 2014). Premnoženie podkôrneho hmyzu neústi do straty lesných ekosystémov, skôr by malo byť považované za nástroj obnovy prirodzeného charakteru našich horských smrekových lesov (Jonášová & Prach 2004). Podobne interpretujeme aj výraznú prevahu sukcesných ekotypov smreka nad klimaxovými v smrečinách pri súčasnej hornej hranici lesa. Vzorce ich distribúcie a veku spolu s historickými dátami indikujú, že tunajšie supramontánne smrečiny z najväčšej časti nie sú prírodnými

lesmi, ale len rôzne starými štádiami sekundárnej sukcesie lesa na opustených pasienkoch valašských či iných kolonistov, nie prirodzenejšími ako lesy po neťažených polomoch (Topercer 2007b, 2009; Šibík 2010; Topercer et al. 2015).

PodĎakovanie:

Za pomoc v teréne ďakujeme Zuzane Ballovej. Zástupcom urbárskeho pozemkového spoloočenstva Bobrovec, ako aj Správe TANAP-u a ŠL TANAP-u ďakujeme za ústretovosť a umožnenie výskumu v študovanej oblasti. Príspevok vznikol za podpory projektu VEGA 2/0090/12. Za vytvorenie mapy by sme radi vyjadrili našu vďaku Dušanovi Senkovi; Jánovi Klimentovi a Jánovi Topercerovi z BZ UK v Blatnici ďakujeme za konštruktívne pripomienky k pôvodnej verzii článku, ktoré významným spôsobom zvýšili jeho kvalitu.

Literatúra

- Budzáková, M., Galváněk, D., Littera, P. & Šibík, J. 2013. The wind and fire disturbance in Central European mountain spruce forests: the regeneration after four years. *Acta Soc. Bot. Polon.* 82/1: 13–24.
- Čada, V., Svoboda, M. & Janda, P. 2013. Dendrochronological reconstruction of the disturbance history and past development of the mountain Norway spruce in the Bohemian Forest, Central Europe. *For. Ecol. Manage.* 295/0: 59–68.
- Čížková, P., Svoboda, M. & Křenová, Z. 2011. Natural regeneration of acidophilous spruce mountain forests in non-intervention management areas of the Šumava National Park – the first results of the Biomonitoring project. *Silva Gabreta* 17: 19–35.
- Drever, C. R., Peterson, G., Messier, C., Bergeron, Y. & Flannigan, M. 2006. Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience? *Can. J. For. Res.* 36/9: 2285–2299.
- Fleischer, P. 2011. Tatranský les šesť rokov po katastrofálnej víchrici. *Tatry. ŠL TANAP-u, Tatranská Lomnica*, pp. 60–67.
- Fleischer, P., Fleischer, P. ml. & Mezeiová, N. 2011. Pôdna respirácia lesných ekosystémov po vetrovej kalamite vo Vysokých Tatrách. *Štúdie o Tatranskom národnom parku* 10/43: 61–75.
- Franklin, J. F. 1990. Biological legacies: a critical management concept from Mount St. Helens. In McCabe, R. E. (ed.) *Transactions of the 55th North American Wildlife and Natural Resources Conference*, Wildlife Management Institute, Washington, D. C., p. 216–219.
- Herben, T. & Münzbergová, Z. 2003. Zpracování geobotanických dat v příkladech. Část 1. Data o druhovém složení. *Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy, Praha*.
- Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H. & Roberts, C. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecol. Lett.* 8/1: 23–29.
- Chytrý, M. 2012. Vegetation of the Czech Republic: diversity, ecology, history and dynamics. *Preslia* 84: 427–504.
- Chytrý, M., Zelený, D., Navrátilová, J. & Sádlo, J. 2013. Boreokontinentální jehličnaté lesy (*Vaccinio-Piceetea*). In Chytrý, M. (ed.). *Vegetace České republiky. 4. Lesní a křovinná vegetace*. Academia, Praha, p. 380–432.
- Janík, M. 1971. Pastva na holiach krivánskej Malej Fatry a jej negatívny vplyv na krajinu. *Životné prostredie* 5/1: 69–75.

- Jonášová, M. 2004. Zmlazení dřevin v horských smrčínách odumřelých po napadení lýkožroutem smrkovým. Aktuality šumavského výzkumu 2: 265–269.
- Jonášová, M. 2008. Vitr a kůrovec obnovují horské smrčiny. Šumava. Msc., dostupné na: <http://www.npsumava.cz/storage/jo.pdf>.
- 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 23/1: 15–27.
- Kňazovický, L. 1970. Západné Tatry. Vydavateľstvo SAV, Bratislava, 216 p.
- Kučera, P. 2010. Smrečiny Veľkej Fatry a príľahlých pohorí. Dizertačná práca, msc., depon. in Prírodovedecká fakulta UK, Bratislava.
- Kučera, P. 2009. Buk v Doline Siedmich prameňov. Štúdie o Tatranskom národnom parku 42/9: 171–182.
- Kučera, P. 2012a. Remarks on the intramontane continentality of the Western Carpathians defined by the absence of *Fagus sylvatica*. Thaiszia – J. Bot. 22/1: 65–82.
- Kučera, P. 2012b. Vegetačný stupeň smrečín v Západných Karpatoch. Rozšírenie a spoločenstvá. Spis so zvláštnym zreteľom na pohorie Veľká Fatra. Univerzita Komenského, Bratislava.
- Liebhold, A. M., MacDonald, W. L., Bergdahl, D. & Mastro, V. C. 1995. Invasion by exotic forest pests: a threat to forest ecosystems. For. Sci. 41/30: a0001–z0001.
- McCarthy, J. 2001. Gap dynamics of forest trees: a review with particular attention to boreal forests. Environmental Reviews 9/1: 1–59.
- Nikolov, C., Galko, J., Gubka, A., Kunca, A., Ferenčík, J. & Kajba, M. 2012. Časopriestorová distribúcia podkôrneho hmyzu po vetrovej kalamite z roku 2004 vo Vysokých Tatrách. In Kunca A. (ed.). Aktuálne problémy v ochrane lesa 2012. Národné lesnícke centrum, Nový Smokovec, p. 161–165.
- Perry, D. A. 1998. The scientific basis of forestry. Annu. Rev. Ecol. Syst. 29/1: 435–466.
- Pickett, S. T. A. & White, P. S. (eds). 1985. The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press, Orlando.
- Plesník, P. 1955. Vplyv pasenia na lesy Krivánskej Malej Fatry. Les 2/1–2: 29–37.
- Prach, K. & Jonášová, M. 2005. Kůrovec podporuje vznik nového lesa. Lidové noviny: 9.
- Sabo P. & Topercer J. 2012. Ekologické procesy po smršti v NPR Tichá dolina (TANAP) vo svetle termodynamickej teórie ekologických systémov. In: Midriak R. (ed.) Zmeny krajiny v biosférických rezerváciách. Zborník referátov z IX. národnej konferencie o biosférických rezerváciách Slovenska, 11. – 12. októbra 2012, Stakčín. Štátna ochrana prírody SR, Správa NP Poloniny, BR Východné Karpaty, Slovenský výbor programu UNESCO Človek a biosféra, Banská Bystrica, p. 181–193.
- Somora, J. 1979. O zvyšovaní hornej hranice lesa a kosodreviny zalesňovaním v Tatranskom národnom parku. 3. časť. Zborn. Prác Tatransk. Nár. Parku 21: 5–29.
- Svoboda, M., Fraver, S., Janda, P., Bače, R. & Zenáhlíková, J. 2010. Natural development and regeneration of a Central European montane spruce forest. For. Ecol. Manage. 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. J. Veg. Sci. 23/1: 86–97.
- Svoboda, P. 1940. Osudy lesů Liptovských holí. Studie o vlivech člověka na snížení horní hranice lesa, úbytek porostů křeče a stav lesů v přítomnosti i minulosti. Carpatica 2/B: 117–208.
- Šantrůčková, H. & Vrba, J. (eds). 2010. Co vyprávějí šumavské smrčiny. Průvodce lesními ekosystémy Šumavy. Správa NP a CHKO Šumava, České Budějovice.

- Šebeň, V., Homolová, Z. & Fleischer, P. 2011. Vývoj obnovy lesa na plochách pokalamitného výskumu. Štúdie o Tatranskom národnom parku 10/43: 187–199.
- Šibík, J. (ed.) 2010. Pripomienky k zonácii TANAPu. Interný materiál vypracovaný pre potreby MŽP SR. Msc., depon. in Botanický ústav SAV, Bratislava.
- Tatranský dvojtýždenník, 2009. Lesníci: Tatranský les sa spamätáva rýchlejšie než sme čakali. 24/XX: 1, 4. 25. novembra 2009.
- Topercer, J. 2007a. Posúdenie vplyvu prípadného odstránenia vetrového polomu z 19. novembra 2004 na ekosystémy Tichej a Kôpovej doliny (TANAP). Stanovisko pre MŽP SR z 13. februára 2007, p. 13.
- Topercer, J. 2007b. Niektoré zistenia biotopov a druhov v NPR Tichá dolina a ich význam pre ekológiu, evolúciu krajiny a manažment. In: Fleischer P., Matejka F. (eds) Windfall research in the High Tatra Mts. Proceedings from the Conference, Tatranská Lomnica, 25. - 26. October 2007, Bratislava, Geophysical Institute of the Slovak Academy of Sciences, CD ROM, ISBN 978-80-85754-17-9.
- Topercer, J. 2009. Posmršťové vtáčie zoskupenia a biotopy v NPR Tichá dolina: štruktúra, činitele, manažmentový význam. In Tužinský, L. Gregor J. (eds) Vplyv vetrovej kalamity na vývoj lesných porastov vo Vysokých Tatrách, p. 155–164.
- Topercer, J., Šibík, J., Janiga, M., Celer, S., Wiezik, M., Turisová, I., Hreško, J., Barančok, P., Izakovičová, Z., Šporka, F., Krno, I. & Ježík, M. 2015. Priorities, principles and criteria when zoning a national park: a case of Tatra National Park (Slovak Republic, Europe). *Biol. Conserv.* in submit.
- Zatkalík, F. 1973. Horná hranica lesa v skupine Prašivej v Nízkyh Tatrách. *Geogr. Čas.* 25/2: 148–164.

Došlo 13. 10. 2014

Prijaté 22. 1. 2015