VÝSKYT LYKOŽRÚTOV NA NETYPICKÝCH HOSTITEĽSKÝCH DREVINÁCH

Jozef Vakula • Andrej Gubka • Juraj Galko • Milan Zúbrik • Andrej Kunca • Christo Nikolov

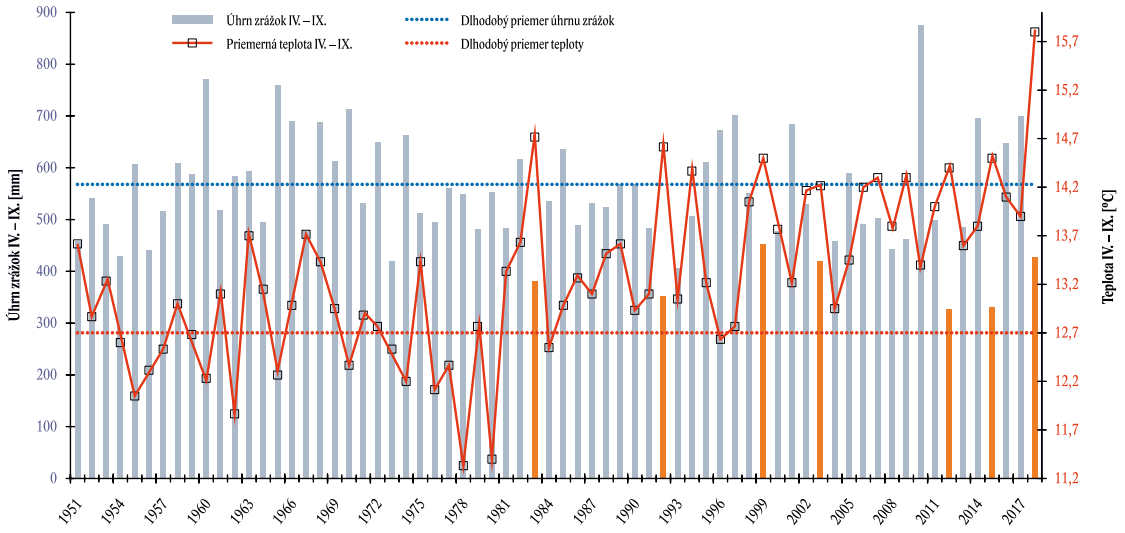
Vakula, J., Gubka, A., Galko, J., Zúbrik, M., Kunca, A., Nikolov, Ch.: Occurence of the bark beetles on non-typical host trees. APOL, 2019, vol. 1, no. 1, p. 45–49.

Abstract: Due to climate change, extreme weather has been occurring for the last 30 years in the growing seasons. Drought and high temperatures weaken mainly coniferous forest trees and have positively effect on populations of bark beetles. In 2018, the average air temperature in Slovakia during the growing season reached record values. The air temperature in the growing season was 3.1 °C higher than the long-term average. Nearly 4 mil. m^3 of trees, infested by bark beetles, were harvested. A similar situation occurs in the whole Central European region. When the nutrition sources are limited, bark beetles can attack non-typical host trees. Bark beetles from the genera *Ips* and *Pityogenes* that are bound to spruce (*Picea abies*), attack different tree species as for example pines(*Pinus* spp.), Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) and fir (*Abies alba*). Douglas fir was attacked by the *Pityokteines spinidens*, which is fixed to fir (*Abies alba*). On non-typical tree species have been recorded generational galleries or matured galleries.

Key words: *Ips*; drought; climatic change; *Pinus*; outbreak

Extrémy počasia a kalamity

Extrémy počasia vo vegetačných sezónach posledných rokov zapríčinili na Slovensku oslabenie lesných drevín, najmä ihličnatých. Týka sa to predovšetkým smreka, borovice a v poslednom roku aj jedle. Extrémne teplá a suchá bola najmä vegetačná sezóna 2018. Na severozápade Slovenska bola zaznamenaná kladná odchýlka teploty vzduchu od dlhodobého priemeru až +3,1 °C a úhrn zrážok predstavoval len 75,2 % z dlhodobého priemeru. Vegetačná sezóna 2018 sa stala vôbec najteplejšou v histórii zaznamenávania meteorologických údajov. Tomu zodpovedal aj doposiaľ najvyšší objem spracovanej kalamity napadnutej podkôrnym a drevokazným hmyzom, v roku 2018 bolo spracovaných takmer 4 mil. m^3 (Kunca et al., 2019). Rok 2019 bol priaznivejší, no aj tak bola teplota o +1,7 °C vyššia ako dlhodobý priemer, zrážky boli priaznivejšie, dosahovali 106 % z dlhodobého priemeru. Suchom a vysokými teplotami oslabené ihličnaté porasty sú citlivé na napadnutie biotickými škodlivými činiteľmi, najmä podkôrnym hmyzom a podpňovkou. Extrémne podmienky naopak vyhovujú podkôrnemu hmyzu, urýchľujú jeho vývoj a zvyšujú počet generácií za rok. Ak nedôjde v tejto situácií k nasadeniu adekvátnych opatrení ochrany lesa dochádza ku kalamitnému premnoženiu podkôrneho hmyzu v suchom oslabených porastoch. Podkôrny hmyz dokáže za dobu 1 – 2 rokov exponenciálne znásobiť svoju početnosť a zničiť porasty na súvislých plochách, ktoré nezriedka prekračujú stovky hektárov. Ak sa kalamita včas neutlmí v počiatočnom štádiu, potom je už veľmi ťažké, niekedy až nemožné ju zastaviť.



Obrázok 1. Priemerné teploty vzduchu a úhrny zrážok počas vegetačného obdobia namerané na meteorologickej stanici Čadca (zdroj: SHMÚ)

Figure 1. *Average air temperatures and precipitations measured in vegetation season at the Čadca meteorological station*

Netypické hostiteľské dreviny lykožrútov

Ak lesnícka prevádzka spracuje prirodzené hostiteľské dreviny lykožrútov, resp. dôjde k spotrebovaniu všetkej dostupnej prirodzenej potravy samotnými lykožrútmi, následne atakujú aj dreviny, ktoré za bežných okolností nenapádajú. Jedná sa o tzv. xenofágiu. Stáva sa tak napr. pri jarnom rojení na lokalitách, kde došlo v priebehu zimy k spracovaniu náhodnej ťažby. Lykožrúty prezimujúce v hrabanke nenájdu po vyletení prirodzené hostiteľské dreviny a následne vykonávajú zrelostný a generačný žer na netypických drevinách. Pri takýchto prípadoch môže dôjsť zo strany prevádzky k chybám pri determinácií škodcu a následnom vykonaní nesprávnych opatrení. Zriedkavé prípady hostiteľských drevín nebývajú v bežne dostupnej lesníckej literatúre uvedené. Takéto informácie nájdeme iba v špeciálnej literatúre zameranej na podkôrny hmyz. Požerky na netypických hostiteľských drevinách bývajú atypické, čo sťažuje ich determináciu. Tá je možná iba prostredníctvom imág v laboratórnych podmienkach s použitím stereomikroskopu.

Obrázok 2. Koruna borovice lesnej s generačnými požerkami lykožrúta smrekového

Figure 2. *Pinus sylvestris tree crown with generation galleries of Ips typographus*

Obrázok 3. Zrelostný požerok lykožrúta smrekového na borovice lesnej

Figure 3. *Maturation galleries of Ips typographus on Pinus sylvestris*

Obrázok 4. Generačné požerky lykožrúta smrekového na borovici hladkej
Figure 4. *Generation galleries of Ips typographus on Pinus strobus*

Obrázok 5. Generačné požerky lykožrúta lesklého na borovici hladkej
Figure 5. *Generation galleries of Pityogenes chalcographus on Pinus strobus*

Pri nálezoch podkôrneho hmyzu na netypických drevinách je potrebné rozlišovať nálezy na drevinách, kde podkôrny hmyz dokáže vykonať celý vývoj, v tomto prípade sa jedná o tzv. generačné požerky (generačný žer). Druhým prípadom sú nálezy na drevinách, na ktorých nedokáže vykonať celý vývoj, pretože takáto potrava nie je vhodná pre jeho larvy. Vykonáva tu iba tzv. zrelostný žer alebo regeneračný žer, prípadne pod kôrou týchto drevín len prezimuje. K osobitým prípadom môže dôjsť pri použití feromónových odparníkov, ktoré majú silní agregačný efekt. Ak sa vyvesí odparník určený na lákanie lykožrúta smrekového na listnaté dreviny, lykožrúty sa do kôry plytko zavŕtajú. V ďalšom žere však nepokračujú.

Obrázok 6. Generačné požerky lykožrúta severského na borovici lesnej
Figure 6. *Generation galleries of Ips duplicatus on Pinus sylvestris*

Obrázok 7. Generačné požerky lykožrúta prostredného na douglaske tisolistej
Figure 7. *Generation galleries of Pityokteines spinidens on Pseudotsuga menziesii*

Obrázok 8. Hromadný zrelostný žer lykožrúta smrekového na jedli bielej
Figure 8. *Maturation feeding of Ips typographus on Abies alba*

Tabuľka 1. Hostiteľské dreviny vybraných druhov podkôrneho hmyzu

Table 1. *Host trees from the selected species of bark beetles*

Druh	Typické hostiteľské dreviny	Netypické hostiteľské dreviny	
		Generačný žer	Zrelostný žer
Lykožrút smrekový (*Ips typographus*)	Smrek obyčajný (*Picea abies*)	Borovica limba (*Pinus cembra*) – Západné a Vysoké Tatry 2007 Borovica kosodrevina (*Pinus mugo*) – Západné a Vysoké Tatry 2007 Borovica lesná (*Pinus sylvestris*) – Kremnické vrchy 2018, Nízke Tatry 2006 Borovica hladká (*Pinus strobus*) – Kremnické vrchy 2018 Smrek omorikový (*Picea omorika*) – L. Hrádok 2019	Jedľa biela (*Abies alba*) – Kremnické vrchy 2019
Lykožrút severský (*Ips duplicatus*)		Borovica lesná (*Pinus sylvestris*) – Javorníky 2014, Kremnické vrchy 2018, Smrek omorikový (*Picea omorika*) – L. Hrádok 2019	
Lykožrút smrečinový (*Ips amitinus*)		Borovica lesná (*Pinus sylvestris*) – Západné Tatry 2007 Borovica kosodrevina (*Pinus mugo*) – Západné a Vysoké Tatry 2007 Borovica limba (*Pinus cembra*) – Západné a Vysoké Tatry 2008	
Lykožrút lesklý (*Pityogenes chalcographus*)		Borovica lesná (*Pinus sylvestris*) – Kremnické vrchy 2018 Borovica kosodrevina (*Pinus mugo*) – Západné a Vysoké Tatry 2008 Borovica limba (*Pinus cembra*) – Západné a Vysoké Tatry 2008 Douglaska tisolistá (*Pseudotsuga menziesii*) – Kremnické vrchy 2018 Smrek omorikový (*Picea omorika*) – L. Hrádok 2019	
Lykožrút prostredný (*Pityokteines spinidens*)	Jedľa biela (*Abies alba*)	Douglaska tisolistá (*Pseudotsuga menziesii*) – Kremnické vrchy 2018	

Podobné prípady xenofágie, no vo väčšom rozsahu a na viacerých drevinách evidujú v Českej republike. Tu boli pozorované prípady, keď lykožrút smrekový po vyčerpaní potravných možností obsadil koreňové nábehy, územky a vetvy starších smrekov a dokonca aj smrekové mladiny (Knížek et al., 2019). V najbližších rokoch bude na Slovensku pokračovať gradácia podkôrneho hmyzu, v roku 2020 očakávame mierny pokles. Jedným z významných faktorov, ktorý ovplyvní zdravotný stav porastov a populácie podkôrneho hmyzu bude počasie v jarnom a letnom období, ktoré však nedokážeme spoľahlivo predvídať a ovplyvniť. Kritická situácia s podkôrnym hmyzom v smrečinách a borinách sa vyskytuje v celom stredoeurópskom regióne. Včasné, rýchle a dôsledné spracovanie a asanácia smrekového dreva naleteného podkôrnym hmyzom zostáva najvýznamnejším faktorom na zastavenie ďalšieho šírenia podkôrneho hmyzu v ihličnatých porastoch.

Poďakovanie

Táto publikácia vznikla vďaka podpore Agentúry na podporu výskumu a vývoja na základe zmluvy č. APVV-14-0567 „Informačný a varovný systém pre inváznе organizmy v lesnom a urbánnom prostredí“, APVV-15-0348 „Nové metódy v integrovanej ochrane lesa zahŕňajúce využitie entomopatogénnych húb“ a projektu „Výskum a vývoj na podporu konkurencieschopnosti slovenského lesníctva – SLOV-LES“, projekt financovaný z rozpočtovej kapitoly MPRV SR (prvok 08V0301).

Použitá a odporúčaná literatúra

Knížek, M., Liška, J., Lubojacký, J., 2019: Výskyt lýkožroutů na neobvyklých živných rostlinách v roce 2018. Lesnická práce, 98(3): 38–39.

Kunca, A., Zúbrik, M., Vakula, J., Galko, J., Konôpka, B., Leontovyč, R., Gubka, A., Nikolov, Ch., Rell, S., Longauerová, V., Maľová, M., Konôpka, J., Lalik, M., Sitková, Z., Dubec, M., Nigríni, R., Lipnický, M., Baková, K., 2019: Výskyt škodlivých činiteľov v lesoch Slovenska v roku 2018 a prognóza ich vývoja na rok 2019. Zvolen, Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav Zvolen, 92 s.

Křístek, J., Urban, J., 2004: Lesnícka entomológie. Academia, 445 s.

Pfeffer, A., 1955: Fauna ČSR. Svazek 6. Kůrovci – *Scolytidae*. (Řád: Brouci – *Coleoptera*). Praha, Nakladatelství Československé akademie věd, 324 s.

Pfeffer, A., 1989: Kůrovcovití Scolytidae a jádrohlodovití Platypodidae. Zoologické klíče. Praha, Academia, 137 s.

Pfeffer, A., 1995: Zentral- und westpaläarktische Borken- und Kernkäfer (Coleoptera: Scolytidae, Platypodidae). Basel: Pro Entomologia, 310 p.

Wood, S. L., Bright, D. E., 1987: A Catalog of Scolytidae and Platypodidae (Coleoptera), Part 1: Bibliography. Great Basin Naturalist Memoirs, Brigham Young University, Provo, Utah, 11: 1–833.

Adresa:

Ing. Jozef Vakula, PhD., Ing. Andrej Gubka, PhD., Ing. Juraj Galko, PhD., Ing. Andrej Kunca, PhD., Ing. Milan Zúbrik, Ing. Christo Nikolov, PhD.
Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav Zvolen, Lesnícka ochranárska služba, Lesnícka 11, SK – 969 01 Banská Štiavnica
e-mail: vakula@nlcsk.org

LESY A ICH OCHRANA V PROCESE KLIMATICKEJ ZMENY

Bohdan Konôpka • Jozef Konôpka • Vladimír Šebeň

Konôpka, B., Konôpka, J., Šebeň, V.: Forests and forest protection in the process of climate change. APOL, 2019, vol. 1, no. 1, p. 50–57.

Abstract: The work deals with some theoretical questions of the interactions between climate change and forest ecosystems. The importance of forests in the process of changing climate, but also the consequences (predominantly negative ones) of climate change and its inherent phenomena are commented. The importance of forest protection in these new ecological conditions is also briefly analyzed. We concluded that most of harmful agents will be more frequent and/or of higher intensity due to climate change in the Slovak forests. Therefore, forest protection measures will be gradually becoming more important to avoid large forest disturbance and decline. In Slovakia, besides other measures, utilization of modern device, especially information technologies would be a part of the Forest Protection Service to deliver promptly consulting and expert extension to the forest stakeholders.

Key words: inherent phenomena of climate change; forest disturbance; forest protection; carbon sequestration; harmful agents

Úvod

Klimatická zmena je mimoriadne aktuálna až chúlostivá téma. Pritom tento globálny fenomén môže (a s veľmi veľkou pravdepodobnosťou aj bude) mať vplyv na kvalitu života kohokoľvek a kdekoľvek na našej planéte. Jej následky s rôznou intenzitou postihnú snáď každého, bez ohľadu na to, či túto tému ignoruje (napr. americký prezident Donald Trump) alebo sa k nej stavia prehnane hystericky (napr. švédska ekologická aktivistka Greta Thunberg).

Pri riešení problému klimatickej zmeny môžu významnú úlohu zohrať lesné ekosystémy. A to napriek tomu, že majú výrazne menšiu plochu a aj sekvestračnú kapacitu na CO_2 ako oceány. Na druhej strane, lesy v porovnaní s oceánmi poskytujú človeku väčšie možnosti pre aktívny manažment, prostredníctvom ktorého možno napríklad zväčšiť ich rozlohu či hektárovú zásobu biomasy. Pravdaže aj tieto možnosti majú svoje limity a ani výrazne zmenený manažment lesov (vrátane zalesňovania nelesných plôch) bez ďalších opatrení v rôznych sektoroch hospodárstva nemôže negatívnemu vplyvu klimatickej zmeny na kvalitu života v podstate zabrániť.

Lesnícky sektor je jednou z oblastí, ktorej sa inherentné javy (suchá vo vegetačnom období, prívalové dažde, extrémne silné vetry a pod.) klimatickej zmeny bytostne týkajú. S nárastom frekvencie škodlivých činiteľov by mala rásť aj požiadavka na rôznu paletu preventívnych opatrení, vrátane ochrany lesa, resp. v prípade premnoženia škodcov okamžitého a efektívneho boja proti nim. Toto je názor náš a pravdepodobne aj názor väčšiny lesníckej komunity. Na druhej strane existuje prístup pasívneho postoja a nádeje, že sa s novými ekologickými podmienkami lesné ekosystémy vysporiadajú samé, t. j. pomocou samoregulačných mechanizmov. Ide o úplne novú, doposiaľ ľudstvom nepoznanú ekologickú situáciu. Akokoľvek, treba rešpektovať princíp „predbežnej opatrnosti“ s nevyhnutnosťou vykonávať opatrenia ešte skôr než je jednoznačne preukázané, či sú takéto postupy práve tie najoptimálnejšie. Radšej skôr a s menšími nedostatkami, ako neskoro – hoci aj s akýmkoľvek perfekcionalistickým prístupom.

Práca sa zaoberá niektorými teoretickými otázkami vzťahu medzi klimatickou zmenou a lesmi. Hodnotí sa význam lesov v procese meniacej sa klímy, ale aj následkov (prevažne negatívnych), ktoré spôsobuje, či môže spôsobovať klimatická zmena s jej sprievodnými javmi. Taktiež sa krátko analyzuje význam ochrany lesa v týchto nových ekologických podmienkach.

Význam lesov v procese klimatickej zmeny

Nárast koncentrácie CO_2 a ďalších skleníkových plynov v ovzduší spôsobuje prevažne spaľovanie fosílnych palív. Pritom v celkovom objeme emisií sa od osemdesiatych rokov minulého storočia postupne znižuje podiel z priemyselných podnikov, naopak zvyšuje sa z leteckej dopravy a poľnohospodárskej (najmä živočíšnej) výroby. Odhaduje sa, že zmeny vo využívaní pôdy, hlavne v podobe odlesňovania, zapríčiňujú uvoľňovanie približne štyrikrát menej uhlíka než uvedené spaľovanie fosílnych palív. Oceány, ako aj terestrická vegetácia, pohlcujú viac CO_2 než emitujú. Dixon et al. (1994) odhaduje, že lesy tvoria 80 % nadzemného (nadzemná biomasa) a 40 % podzemného (pôda, opad, korene) terestrického uhlíka. Takže sú hlavným typom rastlinného ekosystému, ktorý zabezpečuje biochemické cykly, najmä čo sa týka obehu uhlíka. Zároveň vedci (napr. Bastin et al., 2019) varujú, že ak odlesňovanie bude pokračovať v súčasnom tempe (tento trend sa netýka Európy, ale prevažne tropických oblastí), do roku 2050 môže rozloha svetových lesov poklesnúť o 223 miliónov ha. Pre porovnanie, táto rozloha sa rovná približne polovici súčasného územia členských krajín EÚ.

Niektoré štúdie (napr. Schelhaas & Nabuurs, 2001) sa pokúsili vyjadriť obeh uhlíka nielen v samých lesných ekosystémoch ale aj prostredníctvom produktov, ktoré majú pôvod z lesa. Zaviedli sa pojmy ako hrubá primárna produkcia, čistá primárna produkcia, čistá produkcia ekosystému, čistá produkcia biómu, čistá premena výrobkov a čistá premena v sektore. Je zjavné, že na úrovni lesného ekosystému príjem uhlíka prebieha len v procese fotosyntézy. Na druhej strane sa uhlík do ovzdušia uvoľňuje autotrofnou (t. j. dýchaním rastlín) a heterotrofnou (vzniká rozkladom organických látok) respiráciou. Ďalej v dôsledku rôznych disturbančných procesov, ako aj rozkladom drevených komponentov nachádzajúcich sa v rôznych produktoch. Veľký význam má fixácia uhlíka vo výrobkoch z dreva s dlhodobou životnosťou. Takéto výrobky (napr. stavebné drevo na konštrukcie budov, alebo drevo v nábytku, nástrojoch či iných predmetoch) môžu viazať uhlík niekoľko desiatok, ba aj stovky rokov. Z hľadiska bilancie uhlíka existuje podstatný rozdiel v charaktere palív na báze biomasy a fosílií. Kým spaľovanie biomasy je istý druh recyklácie uhlíka medzi vegetáciou a atmosférou, fosílne palivá vnášajú do tohto cyklu „nový“ uhlík. Preto sa rastlinné palivá v anglicky vydávanej literatúre charakterizujú prívlastkom “carbon-neutral”, t. j. uhlíkovo neutrálne.

Z disturbančných procesov spôsobujúcich náhlu stratu uhlíka z lesných ekosystémov sú v celosvetovom meradle najvýznamnejšie lesné požiare (z horiacej biomasy sa CO_2 uvoľňuje okamžite). Veľkú emisiu CO_2 z rozkladajúcej sa drevnej biomasy a z lesnej pôdy spôsobujú vetrové kalamity, ktoré sa v mimoriadnom rozsahu vyskytovali v Európe najmä v ostatných dvoch až troch desaťročiach. Počas ostatných troch-štyroch rokov sa v Strednej Európe (vrátane Česka a Slovenska) vyskytli nebývalo veľké podkôrnikové kalamity v smrečinách. Pravdaže aj tieto významne zhoršili uhlíkovú bilanciu v lesoch.

Podľa Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO, 2006) lesy majú podstatnú úlohu vo vzťahu ku klimatickej zmene pretože: 1.) zastupujú približne 1/6 z globálneho objemu uhlíka, 2.) citlivo reagujú na klimatickú zmenu, 3.) poskytujú palivové drevo, ktoré môže nahrádzať fosílne palivá, a hlavne 4.) majú potenciál absorbovať asi 1/10 z množstva uhlíka, ktoré sa pravdepodobne bude emitovať v prvej polovici 21. storočia. Tento absorpčný potenciál predstavuje fixácia prostredníctvom lesnej biomasy, v lesnej pôde a v rôznych výrobkoch z drevnej suroviny.

Zároveň netreba preceňovať význam lesných ekosystémov pri spomalení, či postupnom znižovaní koncentrácie CO_2 z atmosféry. Príkladom prehnaného optimizmu v tomto smere je vedecká práca Jean-François Bastina a kolektívu (uverejnená v lete 2019 v prestížnom časopise Science). Autori tvrdia, že podstatnú časť povrchu súše Zeme je možné „masívne“ zalesniť. Podľa ich odhadov je teoreticky možné zvýšiť rozlohu lesov v celosvetovom meradle až o 25 %. Takéto opatrenie by podľa uvedenej

štúdie vyriešilo problém klimatickej zmeny v priebehu niekoľkých málo desaťročí. Tu si treba vyjasniť, že v súčasnosti sa lesy v celosvetovom meradle nachádzajú na rozlohe vyše päť miliárd hektárov. Pritom autori predpokladajú, že by sa zalesnilo ďalších okolo 1,3 miliardy hektárov. Oponujúci experti tvrdia, že podstatnú časť nelesných území tvoria polia, mestá a dediny. Ak sa ešte zo zvyšného územia odrátajú prirodzené ekosystémy (napr. pastviny, lúky, močariská) zostane už iba 0,9 miliardy hektárov územia disponibilného na zalesnenie. A ďalší „zádrhel" je, že celosvetovo prevláda súkromné vlastníctvo pôdy a s ním spojené neodnímateľné práva či záujmy vlastníkov. Takže autori článku uverejneného v časopise Science mali síce šľachetný, ale zatiaľ nerealizovateľný (napríklad aj z dôvodu nezabezpečenia primeranej finančnej podpory vo forme náhrad pre vlastníkov a užívateľov predmetnej pôdy) úmysel. Ďalším protiargumentom možností takéhoto masového zalesňovania je predpokladaný nárast ľudskej populácie, a s tým spojený nárast životného priestoru, resp. rozšírenia poľnohospodárskej výroby. Scenáre vývoja celkovej ľudskej populácie do roku 2100 sa dosť výrazne rôznia, avšak najpravdepodobnejší nárast je na úroveň okolo 10 miliárd ľudí (napr. Lauri et al., 2019).

Množstvo ďalších vedeckých prác dokázalo stimulačný vplyv zvýšenej koncentrácie CO_2 na produkciu lesnej biomasy. Je to všeobecne pozitívny jav. Avšak takúto priaznivú tendenciu narúšajú čoraz častejšie disturbancie, ktoré svojim rozsahom následne prevažujú nad produkčným benefitom. Ďalej treba pripomenúť, že dôležitý faktor pre vznik disturbancií (najmä vetrových) sú vysoké zásoby dreva, teda nie len frekvencia a agresivita škodlivých činiteľov. Manažment by preto mal obmedzovať riziko vzniku kalamít udržiavaním zásob na určitej optimálnej úrovni – hlavne tak, aby lesy nevytvárali súvislé porastové komplexy s vysokou zásobou. Preto najvhodnejšia stratégia pre viazanie a zároveň prijímanie ďalšieho uhlíka lesnými ekosystémami by nemala byť len v jeho „zakonzervovaním" v starších porastoch (s nimi spojeného vysokého rizika rozvrátenia). Optimálna je kombinácia viazania uhlíka v starších lesných porastoch a vo výrobkoch s dlhodobou spotrebou spolu s proporčným podielom mladých a stredno-vekých porastov s vysokým prírastkom, teda s veľkou kapacitou pre absorpciu uhlíka z ovzdušia. Pravdaže svoj význam majú pralesy (dlhodobá konzervácia uhlíka), ale aj plantáže rýchlo rastúcich druhov drevín (maximálny absorpčný potenciál). Okrem už uvedených poznatkov sa očakávajú negatívne následky vysokej koncentrácie CO_2 a dramatickej rastovej odozvy drevín na celkovú životnosť (jej skrátenie) lesných drevín, eventuálne zvýšený podiel mortalitného podielu v porastoch. Pritom stále existuje príliš veľa otáznikov v interakciách medzi klimatickou zmenou a lesnými ekosystémami, či už v kontexte produkčnom alebo fyziologickom.

Vplyv sprievodných javov klimatickej zmeny na lesy

Priamy vplyv klimatickej zmeny na dreviny môže byť mechanický alebo fyziologický. Mechanické pôsobenie sa prejavuje hlavne prostredníctvom vetra, snehu a námrazy. Vo všeobecnosti sa predpokladá častejší výskyt ničivých víchrov (Overpeck et al., 1990). Slabý (1993) analyzoval meteorologické údaje v Českej republike počas troch desaťročí. Za sledované obdobie (teda už koncom minulého storočia!) zistil postupný dlhodobý nárast dní s výskytom vetra s rýchlosťou nad 17 $m.s^{-1}$. Vietor s takouto rýchlosťou môže podľa viacerých autorov spôsobiť škody na menej stabilných stromoch a porastoch, najmä ak je pôda rozmoknutá. Konôpka et al. (2016) v podmienkach Slovenska zistil, že nárast takýchto vetrov bol najmä v jarnom období. Určitým rizikom v súvislosti s postupnou zmenou poveternostných podmienok je modifikácia smeru prevládajúcich vzdušných prúdov. Dôvodom je, že jednotlivé stromy ako aj porasty majú najvyššiu odolnosť proti vyvráteniu alebo zlomeniu na najčastejšie sa vyskytujúci smer vetra. Ak by teda globálna zmena náhle ovplyvnila aj smery vetrov, tieto by vo veľkej miere ohrozovali najmä staršie lesné porasty. Podľa dlhodobých meteorologických údajov sa našťastie na Slovensku podiel silných vetrov z „nezvyklých" smerov nezvýšil, ale naopak, zvýšila sa ich frekvencia z klasického smeru, tzn. zo severozápadu (Konôpka et al., 2016).

Zvyšovanie teplôt v najchladnejších mesiacoch (január a február) a nárast množstva zrážok v tomto období pravdepodobne skráti trvanie obdobia s premrznutím pôdy. Tak sa zvýši riziko vyvrátenia drevín v zimnom období, pretože mokré nepremrznuté pôdy majú zníženú súdržnosť (Peltola et al., 1995). Podobne možno predpovedať častejší výskyt padania mokrého, ťažkého snehu, ktorý poškodzuje hlavne mladšie prehustené porasty. V priebehu ostatných štyridsiatich rokov došlo na Sloven-

sku k určitým zmenám v poškodzovaní porastov námrazou a snehom. Napríklad, kým v predošlom období sa škody spôsobené námrazou sústreďovali do horských oblastí, v ostatnom desaťročí ide skôr o stredné polohy (Minďáš et al., 2000). Možno spomenúť kalamitu z januára 2001 spôsobenú námrazou (ľadovicou) v južnej časti Banskobystrického kraja, ktorá svojím rozsahom nemá v histórii obdobu. Opačná tendencia sa zaznamenáva pre poškodzovanie lesných porastov snehom. Konôpka a kol. (2008) zistili, že snehové kalamity v zime 2005/2006, ktoré boli najmä v oblasti Oravy, Pohronia a Kysúc, sa vyskytovali vo vyšších nadmorských výškach (o približne 200 m) v porovnaní s predošlými epizódami. Zatiaľ však neexistuje dostatok vedeckých dôkazov, že tieto alternácie vo výskyte námrazových a snehových kalamít súvisia s klimatickou zmenou.

V dôsledku stále častejšieho výskytu vysokých teplôt a sucha, ktoré indukuje klimatická zmena, rastie frekvencia lesných požiarov. Napríklad na Sibíri a v Kanade každoročne zhorí státisíce až milióny hektárov lesov. De Groot et al. (2006) uvádzajú, že v Kanade počas extrémnych rokov je úroveň emisií CO_2 z lesných požiarov porovnateľná s priemyselnými emisiami. V tradične ohrozených oblastiach sa aktuálne zvyšuje výskyt katastrofálnych požiarov. V Európe sú to mediteránne oblasti, keď napríklad počas roka 2019 veľké požiare zasiahli v lete Grécko, najnovšie Austráliu (v októbri), či Kaliforniu (v novembri). Objavujú sa veľké požiare aj v netradičných územiach, kde to bolo donedávna len zriedkavé, napríklad Amazonský dažďový prales. Na Slovensku sa riziko vzniku požiarov zvýšilo aj v dôsledku nárastu nespracovanej kalamitnej hmoty, hlavne v smrečinách rozvrátených vetrom či podkôrnym hmyzom.

Fyziologické pôsobenie klimatickej zmeny na dreviny môže mať ešte negatívnejšie následky ako uvádzané mechanické vplyvy. Každá drevina má svoju ekologickú amplitúdu, ktorá okrem iného súvisí s nárokmi na teplotným a vodný režim. V ostatných rokoch sa zaznamenávajú mnohé, niekedy aj nové absolútne rekordy maximálnych teplôt, zrážok ako aj iných meteorologických javov. Klimatickými výkyvmi najohrozenejšou drevinou je smrek obyčajný vyskytujúci sa v rastovom suboptime, t. j. v nižších nadmorských výškach (asi pod 1 000 m n. m.). Podľa Minďáša a Škvareninu (1994) sú ohrozené aj smrečiny v niektorých vyšších polohách, ktoré boli v minulosti zaťažené imisiami, a aj preto rastú na zakyslených pôdach. Rizikovou skupinou, ktorá bude podliehať stresom v dôsledku nedostatku vody a klimatických výkyvov budú preriedené a fragmentované porasty. Takýchto porastov pribúda v dôsledku jednotlivého alebo skupinového odumierania stromov, resp. mechanického poškodzovania abiotickými činiteľmi. Nedostatkom vlahy trpia aj stromy a porasty na strmých svahoch južných a juhozápadných expozícií. Súčasne dôjde k narušeniu prirodzeného priebehu ročných zrážok, pritom sa ráta s ich poklesom vo vegetačnom období. Takže dreviny náročné na vlahu, a to hlavne rastúce na pôdach s menšou retenčnou schopnosťou, budú trpieť nedostatkom vody, čo ich bude fyziologicky oslabovať.

Klimatická zmena vplýva na lesné ekosystémy aj **nepriamo**. Je zrejmé, že jej sprievodné javy negatívne, či už mechanicky alebo fyziologicky pôsobia na kondíciu lesných porastov. Z tohto dôvodu sa zvýši ich ohrozenie rozličnými biotickými škodcami. Zároveň škodcovia môžu v nových klimatických podmienkach nachádzať vhodné životné podmienky a správať sa agresívnejšie. Možno uviesť príklad z ČR, kde sa po mimoriadne suchom roku 1992 v smrečinách výrazne premnožil podkôrny hmyz (Mrkva, 1993). Obdobná situácia, ale v oveľa väčšom (až katastrofálnom) rozsahu sa objavuje na Slovensku a Česku počas ostatných dvoch-troch rokov. Fyziologicky oslabené smrečiny hynú najmä v severozápadnej časti Slovenka a na väčšine územia Česka.

Teplota je limitujúcim faktorom pre šírenie mnohých hmyzích škodcov. Predovšetkým chladné zimy chránia lesy mierneho pásma pred prenikaním niektorých druhov hmyzu z juhu alebo nižších nadmorských výšok. Klimatická zmena má na hmyzích škodcov zväčša vplyv stimulačný (Beniston & Innes, 1998). Ovplyvní ich populačnú dynamiku (plodnosť, dĺžku vývojových štádií a celkového prežívania, frekvenciu a intenzitu gradácie), ako aj areál výskytu (v horizontálnom aj vertikálnom zmysle). Ako príklad horizontálneho šírenia škodcov na územie Slovenska zo severu (tzn. z miernej prímorskej do drsnejšej – kontinentálnejšej klímy) počas ostatných dvoch desaťročí možno uviesť invázneho podkôrnika *Ips duplicatus*. Pfeffer et al. (1961) uvádzajú, že v polovici minulého storočia sa domáci podkôrny hmyz v Československu vyskytoval do maximálnej nadmorskej výšky 1 200 m. Dnes sa podkôrniky premnožujú na Slovensku aj v nadmorskej výške 1 400 m, často aj vyššie, t. j. až na hornej hrani-

ci lesa. Dokonca napádajú aj dreviny (napr. kosodrevinu), ktoré predtým preň neboli potravinovo zaujímavé. Je to prejav zmeny vertikálneho šírenia škodcu podľa všetkého v dôsledku globálneho otepľovania klímy, ako aj celkového oslabenia stability horských lesov. Ale aj dôsledku toho, že sa nerealizovali nevyhnutné, v praxi overené preventívne, ochranné opatrenia proti šíreniu podkôrneho hmyzu.

Pomerne málo vedecky prebádaný je potencionálny vplyv klimatickej zmeny atmosféry na životný cyklus, resp. virulenciu patogénnych húb. Avšak aj tu možno predpokladať, že dispozícia drevín k patogénnym hubám sa bude v dôsledku ich oslabenia klimatickými stresmi zvyšovať. Bude to platiť aj pre rôzne vírusy a baktérie. Jankovský (2000) predpovedal problémy v českých smrečinách založených mimo ich ekologického optima (nižšie a stredné polohy). Limitujúcim faktorom je tu predovšetkým nedostatok vody a vysoký výpar v letných mesiacoch. Na koreňoch takto stresovaných smrekov sa budú masovo šíriť podpňovky, hoci na drevinách v porastoch s prirodzeným zložením nespôsobujú za rovnakých podmienok žiadne problémy. Autor sa domnieva, že s priebehom klimatickej zmeny podiel ohrozených porastov vzrastie aj do vyšších polôh. V súčasnosti je z podpňoviek najagresívnejšou podpňovka smreková – *Armillaria ostoyae*. Avšak v dôsledku ekologickej zmeny budú na význame nadobúdať aj ďalšie druhy.

Možno predpokladať, že sa zhorší situácia s nežiaducou vegetáciou. Dreviny v iniciálnych štádiách vývoja budú fyziologicky viacej stresované, tým sa zvýši podiel uhynutých jedincov. Vytvorí sa kompetičný priestor pre nežiaducu vegetáciu. Týka sa to hlavne teplomilných druhov nenáročných na pôdnu vlahu. Zvýšia sa náklady na dosiahnutie fázy zabezpečených mladých lesných porastov. Podobne zložitá situácia bude v preriedených porastoch, kde nežiaduca vegetácia zamedzí či dokonca znemožní prirodzenú obnovu lesa. V rozpadávajúcich sa porastoch a na holých plochách možno očakávať epizódy premnoženia drobných hlodavcov. Je veľmi pravdepodobné, že ich populáciu podporí častý výskyt teplých a suchých období. Drobné hlodavce budú výrazne poškodzovať nálety, nárasty a kultúry.

Nebezpečné je zavlečenie ďalších hmyzích, hubových a iných škodcov, ktoré môžu nájsť v nových meniacich sa klimatických pomeroch dobré životné podmienky (Zúbrik et al., 2006). Zavlečenie a rozšírenie škodcov je veľmi aktuálne v spojitosti s globalizáciou svetového trhu a dynamickou výmenou tovarov, vrátane rastlinného materiálu a dreva. Pravdepodobne sa objavia a budú postupne nadobúdať na význame aj tzv. prekvapiví škodcovia a choroby, t. j. takí čo sa doteraz prejavovali len ako saprofyty, resp. ako príležitostní škodcovia.

Ochrana lesa v meniacich sa klimatických podmienkach

Ako predošlá kapitola naznačila, stav lesov, ako aj výskyt či agresivita škodlivých činiteľov budú mať v dôsledku klimatickej zmeny nepriaznivý vývoj (tzn. horší stav lesov ale priaznivejšie podmienky pre škodlivé činitele; pozri aj Kunca et al., 2019). V dôsledku týchto okolností sa mení vzťah medzi drevinou a škodlivým činiteľom, čím sa môže znižovať účinnosť tradičných metód ochrany lesa. Druhým závažným faktorom je globalizácia trhu s drevom, drevárskymi výrobkami a rastlinným materiálom, čím sa akceleruje riziko vplyvu inváznych druhov (Galko et al., 2019). Zároveň pomerne novodobým javom sú tlaky na znižovanie (či elimináciu) vplyvu chemických látok na životné prostredie, eventuálne obmedzenie určitých tradičných postupov ochrany lesa v územiach s rôznym stupňom ochrany prírody.

Na tomto mieste by sme radi pripomenuli významný materiál, ktorý vypracovali český kolegovia, konkrétne: „Katalog lesnických adaptačních opatření“ (Čermák et al., 2016). Uvedený materiál okrem iných informácii poskytuje katalóg rizikových momentov a katalóg adaptačných opatrení. Dovolíme si ich vymenovať. Ako rizikové momenty sa uvádzajú tieto: sucho, zvýšená početnosť výskytu ničivých vetrov a extrémnych zrážok, teplotné extrémy, zvýšená pravdepodobnosť kambixylofágneho hmyzu, šírenie nepôvodných inváznych a karanténnych druhov, zvýšenie výskytu drevokazných húb, zvýšenie početnosti premnoženia drobných hlodavcov, zvýšenie podielu kalamitných holín a preriedených porastov, acidifikácia a nutričná degradácia lesných pôd a zvýšenie rizika vzniku lesných požiarov. Autori ako adaptačné opatrenia uvádzajú: zmena drevinovej skladby, zníženie rubného veku, predĺženie obnovnej doby, maximálne využitie prirodzenej obnovy, zmena formy zmiešania a textúry

porastov, zvýšenie podielu výmladkových lesov, obmedzenie využitia stromovej metódy, nové metódy pre identifikáciu a predikciu rizík, ponechanie vyššieho podielu biomasy k dekompozícii, zníženie negatívneho vplyvu na porasty, spevnenie porastových okrajov a spevňovacie pásy, zmena výchovy v porastoch pre prechod z holorubného na iné hospodárske spôsoby, zlepšenie technologickej prípravy pracoviska pred ťažbou, obmedzenie škôd spôsobených mechanizáciou, úprava odtokových pomerov, protierózne úpravy, rozvoj využitia predátorov a parazitoidov, ako aj vytvorenie diferencovaných manažmentových zásad vo vzťahu k nepôvodným invazívnym a karanténnym organizmom.

Z uvedeného prehľadu vyplýva, že rizikové momenty sa rovnajú problematike klasických ako aj „novodobých" škodlivých činiteľov. Naopak opatrenia zahŕňajú okrem ochrany lesa aj ďalšie lesnícke disciplíny, akými sú HÚL, zakladanie a pestovanie lesa, ťažba a doprava dreva, resp. lesnícke meliorácie či hradenie bystrín. Aj napriek určitým odlišným prírodným podmienkam na Slovensku môžeme z tohto materiálu implementovať niektoré poznatky a návrhy.

Tu by sme radi zdôraznili ďalší aspekt ochrany lesa, ktorý súvisí jednak s meniacimi ekologickými podmienkami, ale aj s dynamickým technologickým rozvojom. Vývoj v oblasti informačných technológií a spôsobov rýchleho bezdrôtového prenosu veľkých databáz vytvárajú možnosti aj pre skvalitňovanie postupov a metód v oblasti ochrany lesa. Aby boli spôsoby prevencie a boja proti škodlivým činiteľom ekonomicky efektívne a zároveň účinné, treba mať k dispozícii rýchle a spoľahlivé informácie. Ide o identifikáciu a lokalizáciu škodlivých činiteľov, ale aj o následnú systematickú evidenciu a dlhodobú archiváciu. Preto sa aj na pracovisku NLC – LVÚ Zvolen, Odbore ochrany lesa a manažmentu zveri, resp. SLOS v Banskej Štiavnici zameriavame na dobudovanie a inováciu elektronických nástrojov. Jedným z prostriedkov je aj tzv. E-LOS (tzn. elektronická lesnícka ochranárska služba).

Už dlhodobo existujúcu „klasickú" LOS predstavuje skupina špecialistov, ktorá poskytuje lesníckej praxi v priamom kontakte konzultačné a poradenské služby. Keďže rozsah a pestrosť problémov spojených s ohrozením a poškodením lesov škodlivými činiteľmi narastá, prácu LOS treba zefektívniť prostredníctvom moderných technológií a postupov. Nástroje by mali predstavovať sústavu hardvérového a programového vybavenia, do ktorého vystupuje užívateľ lesa a špecialista ochrany lesa. Zároveň obidve strany poskytujú vstupné údaje a dostávajú spätnú väzbu. Takto by mal špecialista prijímať informáciu o aktuálnych problémoch v lesa. Užívateľ by dostával informácie o druhu identifikovaného škodlivého činiteľa, stupni rizika pre les. Systém sa bude ďalej zdokonaľovať či rozširovať o paletu užívateľských služieb, systém zberu údajov, ich rýchleho spracovania a vyhodnotenia, ako aj spätnej väzby k užívateľovi. Vo vyššom štádiu vývoja tohto systému by užívateľ mal možnosť promptne získať informácie o najvodnejších postupoch boja proti konkrétnemu škodcovi. Pritom obojsmernú výmenu informácií zabezpečia aj také užívateľsky obľúbené a masovo rozšírené nástroje akými sú smartfóny, resp. rôzne spôsoby internetového pripojenia. Túto problematiku nebudeme ďalej rozoberať v našom príspevku, pretože sa na ňu zameriavajú v referátoch ďalší kolegovia z LOS.

Záver

Klimatická zmena prináša lesnému hospodárstvu širokú škálu zásadných výziev. Najzávažnejší problém je zhoršená kondícia lesných ekosystémov a zvýšená frekvencia, či agresivita škodlivých činiteľov. Preto ochrana lesa bude nadobúdať na význame. Nemôžeme súhlasiť s názorom, že by tomu malo byť naopak. Predpoklad, že prechod na prírode blízke hospodárenie v lesoch vyrieši v plnom rozsahu okrem iných aj problémy so škodlivými činiteľmi, nepovažujeme za opodstatnený. Je pravdou, že zmena obhospodarovania lesov významne ovplyvní rozsah ich poškodenia škodlivými činiteľmi. Avšak aj prechod k prírode blízkemu hospodáreniu, či adaptácia na klimatickú zmenu potrvá pár desaťročí, a medzitým budú problémy so škodlivými činiteľmi pokračovať, najmä v starších a starých porastoch. Zároveň prírode blízke hospodárenie, zrejme nebude možné realizovať všade, takže v niektorých oblastiach sa neuplatní, napr. v borinách na Záhorí.

Ďalej nemožno súhlasiť ani s názorom, že pri prechode na nový systém obhospodarovania lesov sa úplne možno spoľahnúť na samovývoj lesných porastov, teda bez intervencie lesníkov a bez ochranných opatrení. Ako príklad možno uviesť smrečiny na Kysuciach, kde sú nepôvodné, tzn. nachádzajú

sa vo svojom ekologickom suboptime. Tu pod masovo hynúcimi starými smrečinami je často bohatá prirodzená obnova tvorená takmer výlučne smrekom. Čo s prirodzenou obnovou smreka? Násilne ju odstraňovať a nahrádzať listnáčmi? A ak áno, listnáče necháme bez ochrany proti zveri a po dvochtroch rokoch od zalesnenia ohryzené jedince budeme nahrádzať alebo dokonca celé komplexy nárastov rekonštruovať? Preto si položme ešte raz otázku či je ochrana lesa dôležitá alebo sa môžeme spoliehať len na prírodu. Necháme to na prírodou, ktorá asi tiež nefunguje celkom optimálne, pretože obrazne povedané „dostáva na frak" od klimatickej zmeny?! A klimatická zmena nie je výmyslom lesníkov a už vôbec ju naša komunita nespôsobila...

Na záver chceme zdôrazniť, že tento príspevok nemal za úlohu detailne zhodnotiť stav v slovenskom lesníctve, resp. navrhnúť konkrétne opatrenia v oblasti ochrany lesa špecificky pre naše územie. Chceli sme skôr poukázať na širší kontext tejto problematiky. Od tohto širšieho poznania situácie sa následne odvíjajú „smerom nadol" aj konkrétne problémy pre vedeckú sféru a lesnícku prax na Slovensku vrátane ochrany lesa.

Poďakovanie

Tento článok vznikol vďaka riešenia úloh projektov „Produkčno-ekologické štúdie stromovej a prízemnej vegetácie po veľkoplošných disturbanciách (APVV-14-0086) a „Interaktívne vplyvy stromovej kompetície, škodcov, klímy a manažmentu na pokalamitný vývoj lesa" (APVV-18-0086) financovaných Agentúrou na podporu výskumu a vývoja, ako aj v rámci projektu „Výskum a vývoj na podporu konkurencieschopnosti slovenského lesníctva – SLOV-LES" finančne podporeného z rozpočtovej kapitoly MPRV SR (prvok 08V0301).

Literatúra

Bastin, J. F. et al., 2019: The potential for global forest cover. Science, 365: 76–79.

Beniston, M., Innes, J. L., 1998: The Impact of Climatic Variability on Forests. Berlin, Springer, 329 p.

Čermák, P. et al., 2016: Katalog lesnických adapatčních opatření. Brno, Mendel University, 152 p.

De Groot, W. J., Goldameer, J. G., Keenan, T., Brady, M. A., Lynaham, T. J., Justice, C. O., Csiszar, I. A., O'Loughlin, K., 2006: Developing a global early warning system for wild fire. Forest Ecology and Management, 234: 27–30.

Dixon, R. K., Brown, S., Houghton, S., Solomon, A. M., Trexler, M. C., Wisniewski, J., 1994: Carbon pools and flux of global forest ecosystems. Science, 263: 185–190.

Food and Agriculture Organization, 2006: Global forest resources assessment 2005. Rome, FAO Forestry Paper, 147 p.

Galko, J. et al., 2019: Inázne a nepôvodné druhy v lesoch Slovenska. Hmyz, huby, rastliny. Zvolen, NLC–LVÚ, 148 p.

Jankovský, L., 2000: Některé zavlečené choroby lesních dřevin dvacátého století a možná aktivizace houbových patogenu v nadchádzejících letech. In: Mykologická fytopatologie ve 20. a 21. století. Praha, p. 104–113.

Konôpka, B., Zach, P., Kulfan, J., 2016: Wind – An important ecological factor and destructive agent in forests. Forestry Journal, 62: 123–130.

Konôpka, J., Konôpka, B., Nikolov, Ch., Raši, R., 2008: Poškodenie lesných porastov snehom v závislosti od nadmorskej výšky v oblasti Oravy, Pohronia a Kysúc. Lesnícky časopis – Forestry Journal, 53:173–190.

Kunca, A. et al., 2019: Salvage felling in the Slovak Republic's forests during the last twenty years (1998–2017). Central European Forestry Journal, 65: 3–11.

Lauri, P., Forsell, N., Gusti, M., Korosuo, A., Havlík, P., Obersteiner, M., 2019: Global Wood Biomass Harvest Volumes and Forest Area Use Under Different SSP-RCP Scenarios. Journal of Forest Economics, 34: 285–309.

Minďáš, J., Škvarenina, J., 1994: Globálne zmeny atmosféry a lesy Slovenska. Les, 50: 3–6.

Minďáš, J., Turčáni, M., Zúbrik, M., Konôpka, B., 2000: Dôsledky zmeny klímy v oblasti ochrany lesa – abiotické škodlivé činitele a hmyzí škodcovia. Bulletin SMP pri SAV, 9: 11–15.

Mrkva, R., 1993: Sucho v roce 1992 a kůrovcová kalamita. Lesnická práce, 72: 37–39.

Overpeck, J. T., Rind, D., Goldberg, R., 1990: Climate induced changes in forest disturbance and vegetation. Nature London, 343:51–53.

Peltola, H., Kellomäki, S., Kolström, T., Lässig, R., Moor, J., Quine, C., Ruel, J. C., 2000: Wind and other abiotic risks to forests. Forest Ecology and Management, 135:1–2.

Pfeffer, A. et al., 1961: Ochrana lesů. Praha, SZN, 510 p.

Schelhaas, M. J., Nabuurs, G. J., 2001: Spatial distribution of regional whole tree carbon stocks and fluxes in Europe. Wageningen, Alterra-rapport, 300, 44 p.

Slabý, S., 1993: Nárazy větru v České republice. Meteorologické zprávy, 46: 4–10.

Zúbrik, M., Kunca, A., Turčáni, M., Vakula, J., Lenotovyč, R., 2006: Invasive and quarantine pests in forests in Slovakia. EPPO Bulletin, 36: 402–408.

Adresa:

doc. Dr. Ing. Bohdan Konôpka, doc. Ing. Jozef Konôpka, CSc., Ing. Vladimír Šebeň, PhD.
Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav Zvolen, T. G. Masaryka 2175/22, SK – 960 01 Zvolen
e-mail: bohdan.konopka@nlcsk.org; jozef.konopka@nlcsk.org; vladimir.seben@nlcsk.org

STAV MLADÝCH LESNÝCH PORASTOV VO VYSOKÝCH TATRÁCH 15 ROKOV PO VETROVEJ KALAMITE „ALŽBETA"

Vladimír Šebeň • Bohdan Konôpka

Šebeň, V., Konôpka, B.: Status of young forest stands in the High Tatra Mts. 15 years after the windthrow "Alžbeta". APOL, 2019, vol. 1, no. 1, p. 58–64.

Abstract: The paper presents the current status of young forest stands growing at the post-calamity area in the High Tatra Mts., which is 15 years after the wind disturbance episode. The data from the survey sampling terrestrial monitoring were used in form of repeated measurements of tree individuals on permanent plots. The plots were invisibly stabilized in a regular grid 1×1 km, totaling 90 sites. Most often, between five and six tree species on individual monitoring plot were recorded, when spruce and birch were most frequent species. While game browsed mostly on rowan, maple and willow, the least damaged tree species were spruce and larch. Most individuals have grown up on mineral soil (just very few on uprooted laying stems or root plates).

Key words: Tatra National Park, forest regeneration, large-scale wind disturbance, forest monitoring, tree species composition

Úvod

Vetrová kalamita Alžbeta z 19. novembra 2004 patrí medzi najväčšie novodobé prírodné disturbancie v lesoch Slovenska (Kunca et al., 2014). Najväčšie škody spôsobila v oblasti Vysokých Tatier, kde výmera poškodeného územia podľa prvých hodnotení predstavovala až 12 600 ha (Koreň, 2005). Prvé kroky zaoberajúce sa riešením následkov nebývalej katastrofy vyústili do tvorby troch projektov zameraných na spracovanie kalamity, ochranu lesov a revitalizácie územia. Významným prvkom procesu revitalizácie je jeho monitoring. Cieľom monitoringu je priebežne sledovať priebeh tohto procesu, zisťovať a zhodnocovať dosiahnuté výsledky v jednotlivých časových etapách, porovnávať ich s čiastkovými cieľmi projektu revitalizácie a navrhovať potrebnú inováciu plánovaných realizačných opatrení (Šebeň et al., 2011). Výsledným cieľom revitalizácie malo byť v priebehu 20 – 30 rokov dosiahnutie obnovy lesa s diferencovanou vnútornou štruktúrou, ktorý bude dlhodobo plniť všetky verejnoprospešné i produkčné funkcie (Šmelko in Jankovič et al., 2007). V roku 2007 sa založila monitorovacia sieť na dlhodobé sledovanie procesu revitalizácie kalamitiska. Terestrické výberové zisťovanie sa zameralo na komplexnejšie sledovanie dôležitých znakov a veličín priamym zisťovaním na trvalo fixovaných výberových monitorovacích plochách (MP). V prvej fáze sa zisťoval východiskový stav za roky 2007 – 2008 (Šebeň, 2008). Na monitorovacích plochách (MP) v hustej sieti 500 × 500 m na kalamitisku, ale aj na priľahlom nepoškodenom území sa zisťovalo množstvo údajov o stromoch, poraste, obnove, stanovišti či odumretom dreve (Šebeň et al., 2011).

Cieľom uvedeného monitoringu (Šmelko in Jankovič et al., 2007) bolo komplexné zistenie stavu celého poškodeného územia ako aj jeho okolia výberovou metódou pomocou reprezentatívnych monitorovacích plôch so zameraním hlavne na obnovu. Tieto zisťovania sa mali opakovať v pravidelných časových odstupoch, čo predstavuje všeobecne hlavný princíp monitoringu. Na tatranskom kalamitisku je jeho hlavnou úlohou zaznamenanie zmien v procese revitalizácie územia ako aj zistenie vplyvu revitalizačných opatrení, teda kontrola ich účinku. Takto by sa mali získať objektívne a relevantné informácie potrebné pre ďalšie plánovanie opatrení pre zabezpečenie procesu revitalizácie a to aj pre územie, ktoré nebolo priamo poškodené kalamitou z novembra 2004, teda susedné stojace porasty. Monitoring by tak mal prispieť k vyhodnoteniu hospodárnosti naprojektovanej revitalizácie. Záro-

veň môže priniesť aj zaujímavé informácie o prípadných príčinách vzniku ďalších poškodení lesného prostredia.

Cieľom tejto práce je prezentovať výsledky zisteného stavu lesa z výberového monitoringu procesu revitalizácie kalamitiska 15 rokov po vzniku kalamity, teda aktuálneho stavu k roku 2019. Zamerali sme sa na prezentáciu výsledkov obnovy, teda mladých porastov vzniknutých po kalamite v novembri 2004.

Materiál a metodika

Použili sme údaje z opakovaného zisťovania stavu lesa na monitorovacích plochách založených pri monitoringu procesu revitalizácie kalamitiska, t. j. v zmysle Revitalizačného projektu (Jankovič et al., 2007). V rokoch 2007 – 2008 sa založili v sieti 0,5 × 0,5 km pravidelne rozmiestnené monitorovacie plochy (MP) v celkovom počte 924 so širokým spektrom zisťovaných a posudzovaných znakov na úrovni porastu, stanovišťa, živých stromov, obnovy, odumretého dreva, pôdnych vzoriek a ďalších. Monitorovacia sieť nadviazala na základnú sieť Národnej inventarizácie a monitoringu lesov (NIML) SR. Pritom sa MP založili nielen na kalamitisku spôsobenom vetrom, ale aj v širšom vetrom nepoškodenom okolí (Šebeň et al., 2011).

Opakované zisťovanie sa uskutočnilo z dôvodov absencie dostatočného finančného krytia iba na kalamitisku v redšej sieti 1 × 1 km. Zo širokého spektra znakov a veličín sme sa zamerali na najdôležitejšie ukazovatele procesu revitalizácie, teda na vlastné jedince obnovy. Použil sa špecifický dizajn cez satelity štyroch obnovných kruhov umiestnených okolo stredu MP vzdialených 8 m v smere sever, východ, juh a západ. Dôvodom bolo podchytenie variability obnovy v rámci mikrostanovišťa. Na každom obnovnom kruhu sa zaevidovali všetky jedince obnovy nachádzajúce sa v polomere 3 m. Evidoval sa druh dreviny, výšková kategória s presnosťou na 10 cm, pri vyšších stromoch hrúbka v $d_{1,3}$, druh obnovy (prirodzená alebo umelá), poškodenie jedinca zverou, substrát na ktorom jedinec rástol. Okrem toho sa od roku 2016 vrátane polohopisu evidovali všetky stromy, ktoré dorástli do hrúbky v $d_{1,3}$ nad 7 cm, a to na kruhu s polomerom 8 m od stredu MP (Šebeň & Konôpka, 2020).

Údaje sa skontrolovali, preverila sa úplnosť a správnosť, ako aj logické súvislosti. Spracovanie sa uskutočnilo v prostredí Ms Access. Výsledkom výberového merania sú štatistické odhady charakteristík základného súboru (teda revitalizovaného územia) pomocou výsledkov uskutočneného výberu (teda monitorovacích plôch), a to pre kvantitatívne veličiny stredné hodnoty a úhrny, pre kvalitatívne znaky relatívne podiely (Šmelko, 2008).

Výsledky sa dajú porovnávať buď na úrovni jednotlivých MP alebo vybraných kategórií. Najčastejšie sa výpočty prezentovali v podobe priemerných údaje pre celé kalamitisko. Ďalej ich možno porovnávať ako podiely, plošné alebo z počtov stromov pre vybrané triedy. Tu súčet všetkých tried tvorí 100 %. Údaje sa prezentovali tabuľkovo, graficky alebo ako mapové výstupy. Výberové chyby sa tu prezentujú so spoľahlivosťou 95 %.

Výsledky a diskusia

Najdôležitejším výsledkom procesu revitalizácie kalamitiska je jeho pokrytie jedincami obnovy (tab. 1). Z tohto pohľadu bol stav mladých lesných porastov veľmi priaznivý, keďže, obnova sa 15 rokov po kalamite nachádzala na 100 % monitorovacích plôch. Tu treba poznamenať, že tri roky po vzniku kalamity bolo bez obnovy len 3 % MP (Šebeň et al., 2011). Dôležitá je aktuálna výšková štruktúra, reprezentovaná rastovými stupňami. Na všetkých MP sa nachádzali jedince v rastovom stupni mladina, takmer na všetkých v rastovom stupni nárast a na vyše 90 % MP rástli jedince náletu. Veľmi podstatné sú jedince dorastu s hrúbkou v $d_{1,3}$ nad 7 cm, ktoré sa 15 rokov po kalamite vyskytli aspoň s jedným stromčekom na 93,3 % MP na území kalamitiska! Samozrejme, z celkového počtu nemohli tvoriť vysoký podiel, zo všetkých rastových stupňov v roku 2019 tvorili asi polovicu jedince mladiny s výškou od 130 cm po hrúbku 7 cm. Priemerne na hektári mladého lesa rástlo 15 rokov po kalamite 8,6 ±1,3 ti-

síc kusov jedincov. Zároveň sa však zistila veľmi veľká variabilita počtov stromčekov, ktorá oproti minulým rokom klesla na 70 %. Tento údaj zhoršuje interpretovateľnosť výsledkov výberového zisťovania kvôli zvyšovaniu výberových chýb, na druhej strane je pozitívny kvôli vzniku diferencovaných porastov tak, ako boli plánované v revitalizačnom projekte.

Tabuľka 1. Zastúpenie jedincov obnovy podľa rastových stupňov na kalamitisku v roku 2019

Table 1. *Share of regeneration individuals by growing stage on the windthrow area in the year 2019*

Rastový stupeň	Počet MP	Výskyt	Počet jedincov Spolu / Priemer		Podiel z jedincov	Zastúpenie z MP
	n	%	n	1 000 n.ha^{-1}	%	
1. Nálet do 0,5 m	81	90,0 ±6,2	1 093	1,1 ±0,3	12,8 ± 6,8	12,7 ±6,8
2. Nárast do 1,3 m	89	98,9 ±2,2	2 657	2,7 ±0,7	30,9 ± 9,5	27,6 ±9,2
3. Mladina do 7 cm	90	100,0 ±0,0	4 034	4,3 ±0,8	50,2 ± 10,3	49,8 ±10,3
4. Umelá obnova	28	31,1 ±9,6	73	0,1 ±0,0	0,8 ± 1,9	1,6 ±2,6
5. Dorast > 7 cm hrúbky	84	93,3 ±5,1	817	0,5 ±0,1	5,3 ± 4,6	8,4 ±5,7
Spolu	90	100,0 ±0,0	8 674	8,6 ±1,3	100	100

Okrem celkových počtov jedincov obnovy a výškovej štruktúre je dôležitá aj štruktúra drevinová. Osobitne sa vyhodnocovala druhová diverzita drevín na úrovni mikro-lokality, teda MP s výmerou 0,02 ha. Treba zdôrazniť, že diverzita prirodzene rastie so zväčšujúcou sa výmerou, čo je dôležité pri interpretácii. Výsledky na kalamitisku po 15 rokoch boli opäť veľmi priaznivé. Na polovici územia rástli mladé porasty s piatimi až šiestimi druhmi drevín. Menej ako päť druhov na mikro-lokalite sa zistilo len na 1/3 kalamitiska, naopak na jednej desatine kalamitiska rástli porasty zložené z viac ako osem druhov drevín. Pozitívne je tiež zistenie, že sa nenašli žiadne MP iba s jednou drevinou, najnižší počet na výmere 0,02 ha bol v roku 2019 dva druhy (tab. 2).

Tabuľka 2. Diverzita drevín na mikro–lokalite pre celé kalamitisko v roku 2019

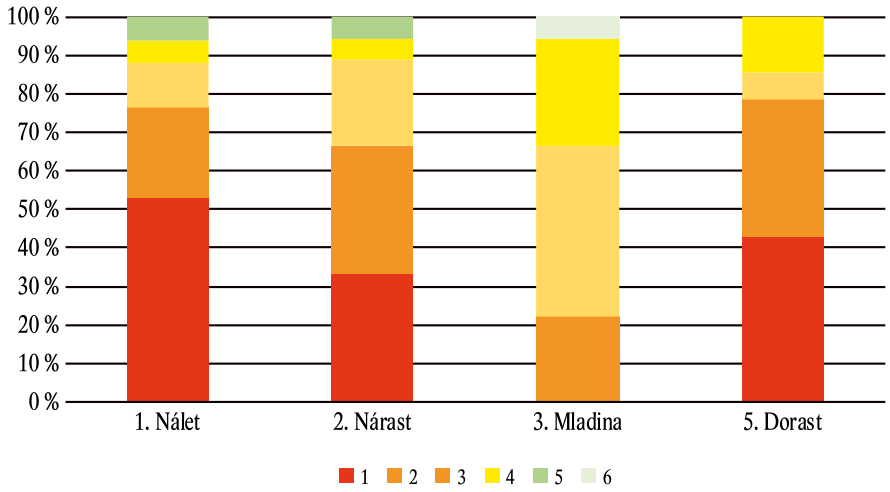
Table 2. *Tree species diversity on micro site level for windthrow area in year 2019*

Počet drevín na mikro-lokalite (MP)	Počet MP	Počet jedincov Spolu / Priemer		Podiel z plochy	Podiel z jedincov
	n	n	1 000 n.ha^{-1}	%	
2	1	75	0,1 ±	1,1 ±2,2	0,8 ± 1,9
3	11	576	0,7 ±0,6	12,2 ±6,7	7,8 ± 5,5
4	10	631	0,6 ±0,4	11,1 ±6,4	7,5 ± 5,4
5	22	1 808	1,8 ±0,5	24,4 ±8,8	21,3 ± 8,4
6	23	2 461	2,3 ±0,5	25,6 ±8,9	26,8 ± 9,1
7	12	1 564	1,5 ±0,5	13,3 ±7,0	17,4 ± 7,8
8	5	591	0,6 ±0,2	5,6 ±4,7	6,4 ± 5,0
9	6	968	1,0 ±0,4	6,7 ±5,1	12,0 ± 6,7
Spolu	90	8 674	8,6 ±1,3	100	100

Obrázok 1 znázorňuje počet druhov drevín na kalamitisku hodnotených z mikrolokality s výmerou 0,02 ha podľa rastových stupňov. Najvyššie počty sa zistili v rastovom stupni mladina, pri ktorej boli na MP minimálne dve dreviny. Najmenej druhov bolo pri výsadbách, ktoré tvoril na mikrolokalite väčšinou jeden druh a na obrázku ju preto neprezentujeme. Toto však súviselo s bohatou prirodzenou obnovou, pričom umelá obnova najčastejšie slúžila ako dopĺňanie k prevažne pionierskym drevinám ako breza, jarabina či rakyta. Pozitívne zistenie sa znovu týka dorastu jedincov nad hrúbku 7 cm, kde na takmer 1/3 MP rástli viac ako dva druhy, najviac sa ich našlo v počte štyri.

Jeden z najdôležitejších ukazovateľov stavu mladých lesných porastov je drevinové zloženie (tab. 3). Celkovo sa na kalamitisku s výmerou okolo 10 tisíc ha 15 rokov od vzniku kalamity zistilo v obnove 20 druhov drevín. Na úrovni jednej MP s výmerou 0,02 ha sa zistilo maximálne 9 druhov drevín (tab. 2).

Najzastúpenejšou drevinou bol smrek, ktorý tvoril podiel z počtu stromov asi 30 % (tab. 3). Pritom sa nachádzal na viac ako 90 % územia kalamitiska. Po ňom nasledovala jarabina s podielom z počtov 16,2 ± 7,6 % a výskytom na 80 % MP, rakyta s podielom 14,5 ± 7,2 % a breza s podielom 18,8 ± 8,0 %. Oproti minulým rokom nastupuje breze vďaka konkurenčným schopnostiam a dobrému rastu a naopak ustupuje jarabina najmä kvôli poškodzovaniu raticovou zverou (tab. 5).



Obrázok 1. Podiel počtu druhov drevín na MP podľa rastových stupňov pre kalamitisko v roku 2019
Figure 1. *Number of tree species on micro site level for windthrow area in the year 2019*

Tabuľka 3. Zastúpenie jednotlivých druhov drevín na kalamitisku v roku 2019
Table 3. *Tree species composition on the windthrow area in the year 2019*

Skratka	Drevina	Počet MP	Počet jedincov Spolu / Priemer		Podiel z počtov	Výskyt
			n	1 000 n.ha^{-1}	%	
SM	Smrek obyčajný	84	2 571	2,6 ±0,6	29,7 ± 9,4	93,3 ±5,1
JB	Jarabina vtáčia	72	1 306	1,4 ±0,6	16,2 ± 7,6	80,0 ±8,2
VR	Vŕba rakyta	71	1 267	1,3 ±0,4	14,5 ± 7,2	78,9 ±8,4
BR	Breza bradavičnatá	65	1 661	1,6 ±0,6	18,8 ± 8,0	72,2 ±9,2
SC	Smrekovec opadavý	63	439	0,4 ±0,1	4,8 ± 4,4	70,0 ±9,5
TP	Čremcha obyčajná	8	367	0,4 ±0,2	4,2 ± 4,1	8,9 ±5,8
JX	Jelša sivá	14	197	0,2 ±0,1	2,2 ± 3,0	15,6 ±7,4
JL	Jelša lepkavá	9	185	0,2 ±0,1	2,1 ± 3,0	10,0 ±6,2
JH	Javor horský	17	159	0,2 ±0,1	1,8 ± 2,7	18,9 ±8,0
BO	Borovica lesná	46	176	0,1 ±0,0	1,6 ± 2,6	51,1 ±10,3
OS	Topoľ osika	19	148	0,1 ±0,1	1,5 ± 2,5	21,1 ±8,4
JD	Jedľa biela	15	97	0,1 ±0,1	1,4 ± 2,4	16,7 ±7,6
BL	Breza plstnatá	1	46	0,0 ±	0,5 ± 1,5	1,1 ±2,2
VB	Vŕba biela	7	29	0,0 ±0,0	0,3 ± 1,2	7,8 ±5,5
BK	Buk lesný	5	8	0,0 ±0,0	0,1 ± 0,6	5,6 ±4,7
BH	Brest horský	1	6	0,0 ±	0,1 ± 0,5	1,1 ±2,2
JM	Javor mliečny	1	1	0,0 ±	0,0 ± 0,2	1,1 ±2,2
JS	Jaseň štíhly	1	8	0,0 ±	0,1 ± 0,6	1,1 ±2,2
LB	Borovica limba	1	1	0,0 ±	0,0 ± 0,2	1,1 ±2,2
LM	Lipa malolistá	1	2	0,0 ±	0,0 ± 0,3	1,1 ±2,2
Spolu		90	8 674	8,6 ±1,3	100	100

Podiel z počtov jedincov však všeobecne nadhodnocuje význam mladých a podhodnocuje význam odrastenejších jedincov, pretože každý jedinec má pri ňom rovnakú váhu, hoci vývojom počet stromov prirodzenej klesá. Tieto štyri dreviny tvorili z celého kalamitiska podiel z počtu asi 80 %. Ostatných šestnásť drevín teda malo omnoho nižšie zastúpenie. Z tejto skupiny vyčnieval smrekovec so zastúpením takmer 5 %, ale výskytom až na 70 % MP. Smrekovec mal v prvých rokoch po kalamite veľmi nízky podiel (Šebeň et al., 2011), na prevažnej väčšine kalamitiska vznikol až niekoľko rokov po kalamite. Zaujímavá je borovica, ktorá sa vyskytovala pomerne často a našla sa až na polovici monitorovacích plôch. Jej podiel z počtov v roku 2019 však tvoril menej ako 2 %. Veľmi sporadicky a vzácne sme na kalamitisku našli aj také druhy ako buk, brest horský, jaseň štíhly, javor mliečny a lipa malolistá.

Zmeny v zastúpení drevín podľa rôznych rastových stupňov môžu čiastočne reprezentovať aj vývoj, hoci ide o statické vyjadrenie stavu v roku 2019 (tab. 4). Smrek dominoval vo všetkých rastových stupňoch s výnimkou nárastu, kde ho tesne, ale štatisticky nevýznamne prebehla breza s podielom 25 %. Najvýraznejší podiel smreka bol v rastovom stupni dorast s hrúbkou nad 7 cm, kde tvoril 44 % z počtu stromov. V umelej obnove dominoval smrekovec, ale vysoké zastúpenie mali aj smrek a borovica, hoci výsledky neboli štatisticky významne rozdielne. V menšom podiele sa našli aj iné dreviny. Pri jarabine je zjavný trend poklesu počtu a podielu so zvyšujúcim sa rastovým stupňom a to z viac ako 25 %,

v nálete necelé 4 % v doraste. Na poklese má vplyv aj spomínané poškodzovanie zverou. Pri smrekovci vidíme opačný trend zvyšovania počtov stromov, pričom jeho celkový podiel výrazne zvyšuje použitá umelá obnova.

Tabuľka 4. Zastúpenie skupín drevín z počtu stromov (%) na kalamitisku v roku 2019

Table 4. *Group tree species composition from tree number (%) for growing stages on the windthrow area in the year 2019*

Rastový stupeň	Borovice	Brezy	Jarabina	Ostatné listnáče	Ostatné ihličnany	Smrekovec	Smrek	Rakyta
1. Nálet < 0,5 m	0,6 ±5,7	19,9 ±10,1	27,0 ±10,8	11,5 ±9,3	2,2 ±6,8	2,8 ±7,9	26,2 ±9,0	9,8 ±8,8
2. Nárast <1,3 m	0,4 ±5,9	25,1 ±10,3	13,7 ±10,1	14,9 ±10,1	1,3 ±5,9	2,6 ±10,0	23,5 ±7,0	18,4 ±10,2
3. Mladina < 7 cm	1,3 ±9,5	15,7 ±9,8	16,6 ±10,2	11,5 ±9,8	1,2 ±5,8	6,1 ±10,2	32,8 ±9,7	14,8 ±10,2
4. Umelá obnova	19,2 ±14,9	-	-	5,5 ±11,2	6,9 ±9,3	35,6 ±17,7	32,9 ±17,4	-
5. Dorast > 7 cm hrúbky	10,6 ±10,1	21,9 ±10,6	3,5 ±7,7	8,9 ±8,5	1,2 ±4,5	6,1 ±9,0	44,7 ±10,6	2,9 ±7,2
Spolu	1,6 ± 2,6	19,3 ± 8,1	16,2 ± 7,6	12,3 ± 6,7	1,4 ± 2,4	4,8 ± 4,4	29,7 ± 9,4	14,5 ± 7,2

Osobitne sme 15 rokov po kalamite vyhodnocovali poškodenie ohryzom zveri z prežívajúcich jedincov (tab. 5). Miernym rizikom je vychýlenie vplyvom zničených odumretých jedincov, ktoré do výpočtu nevstupovali a pri vybraných drevinách mohlo byť poškodenie vyššie. Poškodenie sme hodnotili ako podiel medzi poškodenými a všetkými jedincami danej dreviny po rastových stupňoch. Pre tento účel sme vybrali iba najzastúpenejšie dreviny.

Tabuľka 5. Poškodenie zverou jedincov obnovy na kalamitisku v roku 2019

Table 5. *Browsing damage by red deer for young tree species on the windthrow area in the year 2019*

Skratka	1. Nálet		2. Nárast		3. Mladina		4. Výsadba		5. Dorast	
	Počet	Podiel	Počet	Podiel	Počet	Podiel	Počet	Podiel	Počet	Podiel
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
BO	7	14,3 ±26,7	12	—	56	8,5 ±12,7	14	64,3 ±38,3	87	13,8 ±16,5
BR	197	19,3 ±17,3	664	49,3 ±14,6	621	7,6 ±8,9	0	0	179	0
JB	293	57,9 ±15,3	352	64,2 ±12,8	632	45,1 ±15,4	0	0	29	69,0 ±25,1
JD	20	32,0 ±30,5	24	11,4 ±30,9	38	62,7 ±35,8	5	20,0 ±49,1	10	50,0 ±49,0
JH	56	71,4 ±33,4	53	69,8 ±30,0	39	48,7 ±32,7	0	0	11	18,2 ±30,7
OS	16	31,3 ±32,1	68	22,1 ±22,6	31	9,7 ±30,5	0	0	33	6,1 ±36,0
SC	32	6,2 ±13,8	72	4,2 ±9,4	259	1,9 ±8,4	26	7,7 ±16,0	50	0
SM	282	3,1 ±6,6	616	3,2 ±7,4	1284	2,0 ±8,6	24	0	365	13,7 ±12,8
TP	7	57,1 ±68,6	168	65,5 ±35,2	189	3,7 ±36,0	0	0	3	0
VB	2	100,0 ±0,0	8	62,5 ±47,4	19	57,9 ±48,4	0	0	0	0
VR	106	38,3 ±23,1	497	45,5 ±13,8	640	35,0 ±13,1	0	0	24	12,5 ±24,8
Iné	75	—	123	—	226	—	4	—	26	—
Spolu	1 093	29,5 ±10,6	2 657	36,7 ±10,0	4034	16,5 ±8,9	73	16,4 ±15,7	817	11,5 ±10,5

Zver 15 rokov po kalamite v odrastajúcich mladých porastoch najviac poškodzovala javor horský s malým zastúpením, avšak s podielom poškodených jedincov až 70 %. Z málo zastúpených drevín bola výrazne poškodzovaná vŕba biela a jedľa, z najzastúpenejších to bola jarabina vtáčia. Podiel zverou poškodených jarabín sa pohyboval medzi 40 až 60 %, pričom medzi dorastami s hrúbkou nad 7 cm to už bolo až 70 % jedincov! Prekvapujúco vysoký podiel poškodených jedincov vykazovala breza v rastovom stupni nárast, no vo vyšších stupňoch sme už poškodenie takmer nezaznamenali. Podobný trend sme zistili aj pri čremche. Najmenej zverou poškodzované dreviny boli jednoznačne smrek a smrekovec, hoci najvyšší podiel poškodenia zverou pri smreku bol práve v dorastoch, kde sa už začalo prejavovať lúpanie. Zaujímavé výsledky boli pri borovici. Kým v prirodzenej obnove sme zistili len menší podiel zverou poškodených jedincov s hodnotou do 15 %, v umelej obnove to boli naopak až 2/3 jedincov. Práve jej nízke zastúpenie v prirodzenej obnove vyjadruje jej dôležitosť v potravinovom reťazci lesnej zveri, pričom predpokladáme že ostatné veľmi ohryzené jedince v prirodzenej obnove z poškodenia nedokázali regenerovať a postupne odumreli.

Posledným sledovaným ukazovateľom stavu mladého porastu na kalamitisku ktorý prezentujeme v tomto príspevku je podklad alebo substrát, na ktorom odrastajú mladé stromčeky. Dôvodom sledovania bol fakt, že podľa údajov z literatúry tvorí odumreté drevo významný substrát pre vznik a odrastanie stromčekov v horských lesoch, čo sa týka najmä smreka. Každý evidovaný jedinec na MP bol preto zaradený vzhľadom na substrát, na ktorom rástol. Výsledky sú v tabuľke 6.

Tabuľka 6. Jedince rastúce na rôznom podklade na kalamitisku v roku 2019
Table 6. *Growing substrate of young trees on the windthrow area in the year 2019*

Rastový stupeň	Rastový podklad (substrát)	Počet MP	Počet MP kategória	Počet jedincov Spolu / Priemer		Podiel z plochy	Výskyt
		n			1 000 n.ha^{-1}	%	
1. Nálet	1. Pôda	77	81	1 009	1,1 ±0,3	92,5 ±4,7	95,1 ±4,7
	2. Vývraty	19	81	75	0,1 ±0,0	6,7 ±9,2	23,5 ±9,2
	3. Ležanina	2	81	4	0,0 ±0,0	0,4 ±3,4	2,5 ±3,4
	4. Pne	1	81	5	0,0 ±	0,4 ±2,4	1,2 ±2,4
2. Nárast	1. Pôda	89	89	2 567	2,6 ±0,7	96,2 ±0,0	100,0 ±0,0
	2. Vývraty	26	89	86	0,1 ±0,0	3,7 ±9,4	29,2 ±9,4
	3. Ležanina	2	89	2	0,0 ±0,0	0,1 ±3,1	2,2 ±3,1
	4. Pne	1	89	2	0,0 ±	0,1 ±2,2	1,1 ±2,2
3. Mladina	1. Pôda	90	90	3 919	4,2 ±0,8	97,2 ±0,0	100,0 ±0,0
	2. Vývraty	28	90	104	0,1 ±0,0	2,6 ±9,5	31,1 ±9,6
	3. Ležanina	2	90	10	0,0 ±0,0	0,2 ±3,0	2,2 ±3,0
	4. Pne	1	90	1	0,0 ±	0,0 ±2,2	1,1 ±2,2
5. Dorast	1. Pôda	83	84	806	0,5 ±0,1	98,7 ±2,3	98,8 ±2,3
	2. Vývraty	9	84	11	0,0 ±0,0	1,3 ±6,6	10,7 ±6,6
	3. Ležanina	0	84	0	0	0	0
	4. Pne	0	84	0	0	0	0

Monitoring ukázal, že na tatranskom kalamitisku po 15 rokoch od vzniku mladých porastov je význam odumretého dreva ako substrátu pre odrastanie stromčekov veľmi nízky. Celkovo asi 95 % jedincov náletu, 96 % jedincov nárastu, 97 % jedincov mladiny a až 99 % jedincov dorastu rástlo na minerálnej pôde. K tomu treba samozrejme pripočítať všetky jedince umelej obnovy. Vidieť zrejmý vzostupný trend počtov stromov rastúcich na minerálnej pôde so zvyšujúcim sa rastovým stupňom, ktorý zjednodušene reprezentuje rastový vývoj. Z ostatných druhov podkladu mali najväčšie zastúpenie vývraty, a to najmä pri nálete. Odrastanie na ležiacej hrubine bolo minimálne, na pňoch takmer nulové. Vysvetľujeme si to v súčasnosti ešte nevhodným stupňom rozkladu 15 rokov po kalamite a prevahou ešte tvrdého nerozloženého dreva.

Zhrnutie

Príspevok prezentuje stav mladých lesných porastov vzniknutých na tatranskom kalamitisku po 15 rokoch od vzniku kalamity Alžbeta z novembra 2004. Použili sme údaje z výberového terestrického monitoringu na trvalo neviditeľne stabilizovaných plochách v sieti 1 × 1 km. Výsledky potvrdili pozitívne zistenia o bohatej prirodzenej obnove. V priemere na hektár v roku 2019 rástlo 8,6 ±1,3 tisíc kusov jedincov obnovy. Asi polovica z nich bola v rastovom stupni mladina, tretina v rastovom stupni nárast. Po 15 rokoch sa už začali objavovať jedince dorastajúce do hrubiny, teda s hrúbkou nad 7 cm, ktoré sa vyskytovali aspoň s jedným exemplárom na viac ako 90 % MP.

Pozitívne výsledky prinieslo aj hodnotenie drevinovej diverzity. Na celom kalamitisku sme zaznamenali dvadsať druhov drevín. Na úrovni MP, teda mikro-lokality s výmerou 0,02 ha to bolo najčastejšie päť až šesť druhov, to až na polovici kalamitiska. Maximálne sa našlo na úrovni jednej MP deväť druhov. Najzastúpenejšou drevinou z počtu stromov bol smrek, nasledovala jarabina, rakyta a breza. Menšie zastúpenie, ale častý výskyt dosiahol smrekovec, ktorého jedince najčastejšie vznikali až niekoľko rokov po kalamite. Aktuálne mal vyššie zastúpenie v starších rastových stupňoch smrek, smrekovec a borovica, naopak sa zaznamenal pokles zastúpenia jarabiny. To sa dá zdôvodniť aj poškodzovaním ohryzom raticovej zveri, pretože spolu s málo zastúpeným javorom horským bola najviac poškodzovaná. Veľmi poškodzovaná bola aj jedľa, vŕba a čremcha, najmenej poškodené boli smrek a smrekovec. Výrazná väčšina mladých jedincov 15 rokov po kalamite odrastala na minerálnej pôde.

Poďakovanie

Tento článok vznikol aj vďaka riešenia cieľov projektu „Produkčno-ekologické štúdie stromovej a prízemnej vegetácie po veľkoplošných disturbanciách“ (APVV-18-0086) financovaného Agentúrou na podporu výskumu a vývoja.

Tento príspevok bol podporený projektom „Výskum a vývoj na podporu konkurencieschopnosti slovenského lesníctva – SLOV-LES“, projekt financovaný z rozpočtovej kapitoly MPRV SR (prvok 08V0301).

Literatúra

Jankovič, J. et al., 2007: Projekt revitalizácie lesných ekosystémov na území Vysokých Tatier postihnutom veternou kalamitou dňa 19.11. 2004. Zvolen, Národné lesnícke centrum, 75 s.

Konôpka, B., Šebeň, V., 2018: Pokalamitný vývoj lesných porastov na území Vysokých Tatier. In: Aktuálne problémy v ochrane lesa. Zvolen, Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav Zvolen, s. 62–67.

Konôpka, B., Šebeň, V., Pajtík, J., 2019: Species Composition and Carbon Stock of Tree Cover at a Postdisturbance Area in Tatra National Park, Western Carpathians. Mountain Research and Development, 39:R71–R80.

Koreň, M., 2005: Vetrová kalamita 19. novembra 2004: Nové pohľady a konsekvencie. Tatry, XLIV, mimoriadne vydanie, s. 7–28.

Kulla, L., Šmelko, Š., Šebeň, V., Rizman, I., Jankovič, J., 2007: Monitoring poškodených lesných ekosystémov Vysoké Tatry 2007. Metodika terénneho zberu údajov. Zvolen, Národné lesnícke centrum, 42 s.

Kunca, A., Galko, J., Zúbrik, M., 2014: Významné kalamity v lesoch Slovenska za posledných 50 rokov. In: Aktuálne problémy v ochrane lesa 2014, Zborník referátov z 23. medzinárodnej konferencie konanej 23.–24.4.2014 v Kongresovom centre Kúpeľov Nový Smokovec, Zvolen, Národné lesnícke centrum, Lesnícky výskumný ústav Zvolen, s. 25–31.

Šebeň, V., 2007: Praktická realizácia terestrickej monitorovacej siete na sledovanie vývoja poškodených lesných ekosystémov po veternej kalamite. In: Pokalamitný výskum v TANAP-e. Tatranská Lomnica, 25.10.2007.

Šebeň, V., Bošeľa, M., Kulla, L., 2011: Terestrická sieť na sledovanie procesu revitalizácie tatranského kalamitiska a jeho okolia. In: Štúdie o Tatranskom národnom parku, 10 (43). Monografická štúdia o dôsledkoch veternej kalamity z roku 2004 na prírodné prostredie Vysokých Tatier, Tatranská Lomnica, s. 13–24.

Šebeň, V., Jankovič, J., Kulla, L., Bošeľa, M., 2008: Stav lesa po vetrovej kalamite zistený z terestrickej monitorovacej siete na sledovanie jeho vývoja. III. In: Pokalamitný výskum v Tatranskom národnom parku. 20.–21.11.2008, Stará Lesná, Geofyzikálny ústav Slovenskej akadémie vied, Výskumná stanica TANAP-u, ŠL TANAP-u, s. 191–202.

Šebeň, V., Konôpka, B., Pajtík, J., 2019: Dlhodobý monitoring pokalamitného vývoja lesných komplexov na území TANAP-u. 70 rokov TANAP, s. 97–112.

Šebeň, V., Konôpka, B., 2020: Vývoj obnovy kalamitiska vo Vysokých Tatrách do roku 2019 podľa terestrického monitoringu. In: Štúdie o Tatranskom národnom parku, 12 (45), (v tlači).

Šmelko, Š., 2008: Metodika spracovania údajov získaných v rámci monitoringu poškodenia lesných ekosystémov Vysoké Tatry 2007 (2008). Zvolen, NLC, 9 s.

Adresa:

Ing. Vladimír Šebeň, PhD., doc. Dr. Ing. Bohdan Konôpka
Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav Zvolen, T. G. Masaryka 2175/22, SK – 960 01 Zvolen
e-mail: vladimir.seben@nlcsk.org; bohdan.konôpka@nlcsk.org

POSTDISTURBANČNÝ VÝVOJ VEGETÁCIE VO VYSOKÝCH TATRÁCH PO ROKU 2005

Zuzana Homolová • Zuzana Kyselová • Rudolf Šoltés

Homolová, Z., Kyselová, Z., Šoltés, R.: Postdisturbance development of vegetation in the High Tatras. APOL, 2019, vol. 1, no. 1, p. 65–72.

Abstract: Large scale windstorms disturbed forest ecosystem in the Tatra Mts. in 2004, and were followed by a severe fire in 2005. The main objective of long term postdisturbance development of vegetation study were determination of succession pathways under different management. The hypothesis of convergence in vegetation succession is based on the „climax" theory, according to which all successional series in an area with the same climate will eventually converge towards a unique final community. (Feldemeyer – Christe et al., 2011) in our case group of forest type *Lariceto-Picetum*, respectively alliance *Vaccinio-Piceion*. A long-term study on the vegetation successional dynamics of the area was launched immediately after the 2005 event. The classical issue in succession is change in species composition, where the direction of change includes alternative pathways towards one or several equilibrium stages. The succession pattern of vegetation was quite different according management. Successional pathway of NEX approaching EXT, FIR since 2011ecological site conditions with different processing have been balanced since 2010. The highest diversity of species of herbs and plants is on area of FIR. The species Rubus idaeus became dominant at all research plots. The highest abundance we registred at NEX, where carbon source may be decayind stumps.

Key words: The Tatra Mts.; calamity; permanent research plots; succession

Úvod a problematika

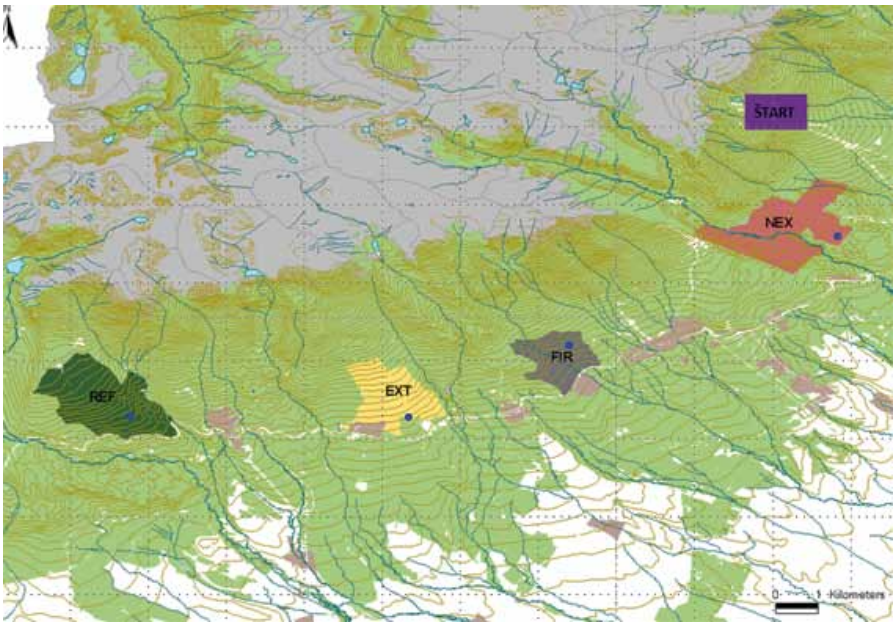
Výskum postdisturbančného vývoja vegetácie vo Vysokých Tatrách vychádza z teórie konvergencie, ktorá vychádza z predpokladu, že prírodné procesy odohrávajúce sa na úrovni jedincov, ich populácií, či celých ekosystémov, je mnohokrát ťažko vysvetliť, preto že ich súčasťou sú nelinearita, komplexnosť a chaos. Inými slovami, okrem procesov, ktoré vieme aspoň do istej miery opísať, modelovať či vyjadriť matematickými vzorcami, sa na fungovaní živých systémov podieľajú aj princípy, ktoré podliehajú celkom iným zákonitostiam, ako dokážeme vnímať priamo prostredníctvom našich zmyslov. Sú to princípy, ktoré spôsobujú, že javy sú nelineárne – nemožno ich teda modelovať, predvídať alebo dopredu vypočítať. Hypotéza konvergencie sukcesie vegetácie je založená na klimaxovej teórii podľa ktorej všetky sukcesné série na ploche s rovnakou klímou budú nakoniec smerovať k „*unique final community*" jednotnému záverečnému spoločenstvu (Feldemeyer – Christe et al., 2011) v našom prípade slt *Lariceto-Picetum*, resp. *Vaccinio-Piceion*. Z hľadiska konkrétnych druhov predstavuje sukcesia sériu postupných procesov kolonizácie po vytvorení vhodných podmienok prostredia a ústupu po ich zániku, resp. zmene. Aj keď medzi procesmi primárnej a sekundárnej sukcesie existuje rad principiálnych rozdielov, existuje medzi oboma procesmi z hľadiska postupnej zámeny druhov a teda aj demografických procesov, ktoré prebiehajú v ich populáciách, celý rad paralel. Sekundárna sukcesia zároveň predstavuje proces spontánnej obnovy prirodzeného spoločenstva po jeho narušení alebo zničení človekom alebo prírodnými činiteľmi (Glenn-Lewin & Van der Maarel, 1992), ktorý „štartuje" na vyvinutej pôde. Najmä v prípade opustených trávnych porastov je pre ďalší vývoj veľmi dôležitá iniciálna floristická skladba a prítomnosť druhov neskorších štádií. Konkrétny sled zmien v zastúpení druhov a ich rýchlosť sú pritom determinované priestorovým rozmiestením rastlín a voľných ník; schopnosťou produkovať a rozširovať semená, konkurenčnými schopnosťami (Heil & Deursen, 1996), resp.

schopnosťou vegetatívnej propagácie (Van der Valk, 1992). Predovšetkým na mezofilných stanovištiach hrajú v sukcesných sériách kľúčovú rolu konkurenčne silné expanzívne dominanty (Prach, 1990). Klonálne trávy vytvárajúce husté porasty môžu na dlhý čas blokovať sukcesiu, resp. šírenie drevín (Hadač et al., 1988; Prach & Pyšek, 2001). Dreviny preto musia využívať rôzne stratégie prenikania na nelesnú plochu, ako je napr. tvorba zhlukov (Li &Wilson, 1998).

Materiál a metódy

V príspevku prinášame výsledky zo sledovania iniciálnych štádií sukcesie zo štyroch trvalých monitorovacích plôch, ktoré boli založené v roku 2005.

1 – Referenčná plocha (REF), Smrekovec
2 – Plocha s vyvezenými vývratmi (EXT), Danielov dom
3 – Plocha s vyvezenými vývratmi na spálenisku (FIR), Tatranské Zruby
4 – Plocha s ponechanými vývratmi (NEX), Jamy trvalé plochy založené v roku 2010
5 – Štart, živý les (ŠŽ) plocha so 100 % podielom živých stromov
6 – Štart, suchý les (ŠS) 30 % stromov odumretých



Obrázok 1. Trvalé výskumné plochy
Fugure 1. Permanently research sites

Tabuľka 1. Charakteristiky výskumných plôch
Table 1. Characteristics of research sites

Lokalita	REF	EXT	FIR	NEX	ŠŽ	ŠS
Expozícia	J	J	J–JV	J	JV	JV
Sklon	3°	5°	7°	10°	3°	5°
Nadmorská výška	1 228 m	1 065	1 196	1 196	1 177	1 166

Plochy majú rozlohu 400 m^2 (20 × 20 m). Fytocenologicky boli analyzované pravidelne, v ročných intervaloch. V rámci fytocenologických plôch sú založené 3 frekvenčné štvorce (1 × 1 m). Práce boli vykonané klasickými metódami zürišsko-montpelliérskej školy (Braun-Blanquet, 1964; Westhoff & van der Maarel, 1978), pokryvnosti a početnosti druhov boli zaznamenané podľa modifikovanej 9-člennej Braun-Blanquetovej stupnice (Barkman et al., 1964). Rozlišujeme nasledujúce etáže: stromová E3 (nad 3 m), krovinná E2 (1 – 3 m) a bylinná etáž E1. Názvy rastlinných druhov sú uvádzané podľa Marholda & Hindáka (1998). Pre ordinačné analýzy sme použili balík programov CANOCO5(-Ter Braak & Šmilauer, 2002).

Výsledky

Výskumné plochy patria do smrekového vegetačného stupňa (vs), do skupiny lesných typov (slt) *Sorbeto-Piceetum* a do geografického variantu *Lariceto-Piceetum*. Synúzia podrastu slt *Lariceto-Piceetum* kalamitných plôch je tvorená hojne až dominantne acidofilnými druhmi: *Vaccinium myrtillus*, *Oxalis acetosella, Rubus hirtus, Prenanthes purpurea, Polygonatum verticillatum,* papradinami napr. *Dryopteris dilatata*. Vo vyšších nadmorských výškach pristupujú subalpínske druhy: *Homogyne alpina, Luzula sylvatica*.

V kalamitnom štádiu slt *Lariceto-Piceetum* predstavujú druhy: *Avenella flexuosa, Calamagrostis villosa, Vaccinium myrtillus*, *Chamaerion angustifolium, Luzula luzuloides, Luzula sylvatica*, *Maianthemum bifolium a Rubus idaeus* druhy s najvyšším stupňom stálosti.

Referenčná plocha (REF), Smrekovec

Výskumná plocha bola založená v poraste, ktorý nebol zasiahnutý vetrovou kalamitou v roku 2004 a bola založená ako referenčná plocha, ktorá predstavovala prirodzenú vegetáciu slt *Lariceto-Piceetum*. Acidita pôdy bola najvyššia tesne po kalamite, keď floristická skladba zodpovedala podrastu smrekového lesa. V roku 2005, prvý rok po kalamite sa objavil druh *Urtica dioica*. V priebehu rokov 2006 a 2007 poklesla pôdna kyslosť, čiastočne sa uvoľnil zápoj, čo spôsobilo nástup druhu *Calamagrostis villosa,* ktorý bol dominantný v roku 2007. V rokoch 2008 – 2009 kulminovalo zastúpenie acidofilného druhu *Avenella flexuosa* s pokryvnosťou 38 %. V rokoch 2011 – 2013 vzrástlo zastúpenie druhu *Oxalis acetosella*. Druhy *Pleurozium schreberi, Dicranum scoparium, Plagiomnium affine* znížili svoju pokryvnosť a hojne až dominantne sa začal uplatňovať druh: *Hylocomnium splendens*. Veterná smršť Žofia spôsobila vyvrátenie najmä druhov *Picea abies* v E3, a zápoj porastu poklesol na 15 %. Od roku 2018 sledujeme nárast zastúpenia druhov *Larix decidua* a *Picea abies* vo vrstrve E2 a zároveň nárast zastúpenia acidofilných druhov *Maianthemum bifolium* (15 %) a *Homogyne alpina* (25 %).

Plocha s vyvezenými vývratmi (EXT), Danielov dom

Porast, v ktorom sa drevná hmota po kalamite spracovala tradičnými lesníckymi spôsobmi. V počiatočných štádiách sukcesie (2005 – 2006) významnú zložku tvorili druhy *Vaccinium myrtilus*, *Luzula sylvatica, Luzula luzuloides a Maianthemum bifolium,* stav druhového zloženia bylinnej synúzie odrážal podrast pôvodného lesného ekosystému. V roku 2007 – 2009 sa začal hojne uplatňovať druh *Avenella flexuosa* a dominatne druh *Calamagrostis villosa*. V roku 2008 výrazne vzrástla biomasa trávy *Avenella flexuosa*, pribudol nový druh chamaefyt – *Calluna vulgaris*. Druh *Chamaerion angustifolium* indikuje tiež vyššie zásoby dusíka. Na ploche sa začal dominantne uplatňovať až v roku 2009, jeho pokryvnosť poklesla po roku 2012. Napriek ľahkým semenám a možnému vegetatívnemu rozmnožovaniu mal tento pioniersky druh problém zmladzovať sa v hustých trsoch trávy *Calamagrostis villosa*. Od roku 2010 po súčasnosť sledujeme nárast zastúpenia teplomilných druhov ako napr.: *Rubus idaeus, Calamagrostis arundinacea,* pričom ich pokryvnosť v roku 2014 predstavovala spolu 50 % plochy v roku 2019 až 95 % plochy. Pokryvnosť druhov *Vaccinium myrtyllus, Homogyne alpina, Vaccinium vitis-idaea* dosiahli hodnoty z roku 2014.

Plocha s vyvezenými vývratmi na spálenisku (FIR), Tatranské Zruby

Plocha bola založená na substráte, ktorý bol v rôznej miere spálený. Na častiach ktoré boli viac prehorené a nezachovali sa na nich podzemky trávy *Calamagrostis vilosa* sa ako prvý usídlil druh *Chamaerion angustifolium*. Na stanovištiach menej prehorených je dominantný druh *Calamagrostis villosa*. V roku 2005 pokryvnosť bylinnej synúzie predstavovala 2 % z plochy, už o dva roky po požiari pokrývala vegetácia celú plochu spáleniska a jej pokryvnosť predstavovala 100 %. Od roku 2007 je dominant-

ným druhom na ploche založenej na spálenisku nitrofilný rúbaňový druh *Chamaerion angustifolium* (s pokryvnosťou >80 %), ktorý sa dokázal na tejto voľnej ploche lepšie rozmnožovať ako na ploche spracovanej EXT. Druhy náročné na pôdny dusík dosahovali najvyššiu pokryvnosť v rokoch 2007 – 2009. V roku 2010 výrazne vzrástlo zastúpenie druhov náročných na svetlo, ako napr.: *Calamagrostis villosa, Avenella flexuosa* a *Calamagrostis arundinacea* ich pokryvnosť na ploche je 80 %. Iba na tejto ploche sa vyskytujú od roku 2011 druhy: *Gentiana asclepiadea, Scrophularia nodosa*. Trend nárastu pokryvnosti druhu *Rubus idaeus* na ploche pretrváva a získava významné postavenie v rámci spoločenstva.

Plocha s ponechanými vývratmi (NEX), Jamy

Porast ponechaný na samovývoj, nespracovaná vetrová kalamita. Postisturbančný vývoj vegetácie prebieha v rozdielnych časových dimenziách. Pokryvnosť acidofilných druhov (*Vaccinium myrtillus* a i.) poklesla v roku 2006. Po roku 2006 ustúpili druhy podrastu lesného ekosystému náročné na kyslý humus (*Lycopodium annotinum, Vaccinium myrtillus)*. V roku 2008 – 2009 sme na ploche zaznamenali nástup kyslomilných druhov *Maianthenum bifolium, Luzula sylvatica*. V rokoch 2007 – 2008 bol na ploche dominantný druh *Calamagrostis villosa* a v roku 2007 bol spoludominantý druh *Avenella flexuosa*. Nitrofilné druhy rúbanísk nastúpili neskôr ako na iných lokalitách, až v roku 2009. Druh *Chamaerion angustifolium* sa stal dominantným v roku 2011 a od roku 2012 je spoludominantný *Rubus idaeus*, ktorého pokryvnosť v roku 2019 dosahuje 55 % (obr. 7). V drevinovej zložke prevláda v E1 *Picea abies* (35 %) a *Betula pendula* (25 %), vo vrstve E2 predstavuje zastúpenie týchto drevín smrek 10 % a brezy 5 %. Vývoj drevinovej zložky na tejto ploche prebieha cez tzv. klimaxovú drevinu – smrek obyčajný. Druhové aj plošné zastúpenie ostatných drevín je chudobnejšie ako na spracovanej ploche, resp. ploche po požiari.

Štart živý les

Plocha ŠŽ prezentovala 80 – 90-ročný zdravý les slt *Lariceto-Picetum*. V drevinovom zložení v stromovej vrstve predstavovali *Picea abies* 50 % a *Larix decidua* 20 %, primiešané boli napr.: *Pinus sylvestris, Sorbus aucuparia*. Na ploche je evidentné odumieranie *Picea abies,* zápoj porastu poklesol na 40 %.

Pre bylinnú synúziu je charakteristické dominantné zastúpenie acidofilných druhov, ktorých zastúpenie klesá: *Oxalis acetosella, Vaccinium myrtillus, Vaccinium vitis-idaea* a ojedinelý výskyt druhov zástupcov rúbaňovej vegetácie, ako napr.: *Calamagrostis villosa, Senecio nemorensis* agg., *Rubus ideaus* a *Chamaerion angustifolium,* ktorých zastúpenie narastá s otváraním zápoja stromovej etáže. Významnú zložku bylinnej synúzie tvoria papraďorasty (*Dryopteris dilatata, Gymnocarpium dryopteris* a *Athyrium distentifolium*). Zamokrené pôdy indikuje aj zákonom chránený a ohrozený druh *Listera cordata*. Medzi zákonom chránené druhy patrí aj *Soldanella carpatica*, ktorej výskyt sme na trvalej ploche v roku 2014 nezaznamenali.

Štart suchý les

Stromová vrstva prezentovala v roku 2010 porast suchého lesa, zápoj porastu bol 10 %, vo vrstve E3 sa vyskytovali jedince smrekovca opadavého (*Larix decidua*), v krovinnej etáži prevažovala jarabina vtáčia (*Sorbus aucuparia*). Rozvoj drevín v etáži E1 nastal v roku 2012, najlepšie sa uplatňovala drevina *Sorbus aucuparia*, a vyskytovali sa aj *Picea abies* a *Larix decidua*. V konkurenčnom boji o priestor, svetlo a živiny začali lepšie uplatňovať od roku 2011 hemikryptofylné byliny a trávy (*Chamaerion angustifolium*, *Rubus ideaus)* a potlačili výskyt drevín vo vrstve E1. Druhové zloženie bylinnej synúzie je chudobné, významné postavenie v spoločenstve majú acidofilné oligotrofné trávy: *Avenella flexulosa, Calamagrostis villosa* a *C. arundinacea*.

Záver a diskusia

V práci prinášame výsledky sledovania postdisturbančného vývoja vegetácie na plochách s rôznym manažmentom a porasty poškodené podkôrnym hmyzom v priebehu rokov 2005 – 2019. Na ploche referenčného lesa sme sledovali krátkodobý proces zmien zastúpenia a pokryvností druhov – fluktuáciu. Na nami sledovaných výskumných plochách sme identifikovali proces rozpadu lesného ekosystému, jeho postupnú obnovu prostredníctvom prirodzenej i umelej obnovy jeho zložiek, vekovú a výškovú diferenciáciu, autoreguláciu a zapojenie odumretej dendromasy do kolobehu živín a procesov, ktoré patria medzi základné vlastnosti lesných spoločenstiev. Determinovali sme základné štrukturálne a funkčné zmeny sukcesie, pri ktorých dochádza v spoločenstve k nárastu pokryvnosti rastlinných druhov a listovej plochy. Horizontálna štruktúra porastu sa stáva zložitejšou, tým sa zdokonaľuje využitie slnečného žiarenia primárnymi producentami. Potvrdili sme, že dynamika vegetácie prebieha na ploche spáleniska podľa iných zákonitostí ako na ploche so spracovanou a nespracovanou kalamitou. Na lokalite ponechanej na samovývoj obnova drevinovej zložky prebieha prostredníctvom klimaxovej dreviny smrek obyčajný, pričom génovú základňu tvorili jedince umelo založeného porastu a jarabina na tejto ploche smrek početnosťou neprevýšila. Chytrý (2012) uvádza, že oblasti zonálnych smrečín, 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). Výsledky výskumu potvrdili najnižšiu druhovú diverzitu drevinovej zložky na ploche NEX, vysoké zastúpenie smreka (až 80 %), brezy, čo povedie opäť ku vzniku porastových štruktúr náchylných k plošnému rozpadu pôsobením vetra alebo podkôrneho hmyzu. Smrek obyčajný sa všeobecne z hľadiska ekologických nárokov hodnotí ako drevina plastická, prispôsobivá nielen klimatickým ale aj pôdnym podmienkam, v posledných desaťročiach sa zaraďuje k druhom s najväčším množstvom zdravotných a rastových problémov (Leštianska & Střelcová, 2011). V ostatných rokoch klimatológovia zaznamenávajú nárast mimoriadnych meteorologických situácií, sprevádzaných dlhšími suchými obdobiami, striedanými nadmernými zrážkovými úhrnmi v relatívne krátkom čase a teplotnými extrémami (IPCC, 2007). Teplotné extrémy a zmeny v distribúcii zrážok sú jedným z najfrekventovanejších ekologických limitov realizácie produkčného potenciálu a zásadne limitujú fyziologické procesy a zdravotný stav smreka (Kmeť et al., 2008). Kölling et al. (2007) pri hodnotení ekologických limitov uvádzajú že smrek bude v Tatrách v roku 2050 mimo svoje ekologické optimum.

Na podklade týchto tvrdení možno konštatovať, že prirodzený vývoj disturbanciami narušených smrečín je v kontraste so všeobecne akceptovanou potrebou uplatňovania adaptačných a mitigačných opatrení v rámci manažmentu lesných ekosystémov či záujmom udržania priaznivého stavu prírodného prostredia, resp. predmetu ochrany. Na druhej strane však výskum potvrdil, že samovývoj najviac smeruje k pôvodným spoločenstvám, avšak vrátane všetkých z toho vyplývajúcich rizík (plošné zastúpenie smreka, disturbancie, prerušenie kontinuity poskytovania ekosystémových služieb, požiarne riziko atď.).

Informácie o vývoji vegetácie sú dôležitou a nenahraditeľnou súčasťou mozaiky podkladov potrebných pri hľadaní vhodných modelov starostlivosti o lesné ekosystémy. Využitie výsledkov tohto výskumu by malo byť nielen pasívne popisné, výsledky by sa mali aktívne konfrontovať s klimatickými prognózami a spoločenskou objednávkou s cieľom nájsť vhodný kompromis medzi ochranou a celospoločensky prospešným využívaním lesných ekosystémov. Prezentované výsledky sú tiež vhodným nástrojom na posúdenie vplyvu rôznych typov manažmentu na lesné ekosystémy, či predpovede budúcich zmien.

Poďakovanie

Práca vznikla s finančnou podporou Štátnych lesov TANAP-u a bola spolufinancovaná Agentúrou APVV projekt č. 17-0644.

Literatúra

Barkman, J. J., Doing, H., Segal, S., 1964: Kritische Bemerkungen und Vorschlänge zur quantitativen Vegetationsanalyse. Acta Bot. Neerl., 13: 349–419.

Braun-Blanquet, J., 1964: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Ed. 3. – Springer-Verlag, Wien, New York, 865 p.

Feldmeyer-Christe, E., Küchler, M., Wildi, O., 2011: Patterns of early succession on bare peat in a Swiss mire after a bog burst. Journal of Vegetation Science, 22(5): 943–954.

Glenn-Lewin, D. C., van der Maarel, E.,1992: Patterns and processes of vegetation dynamics. In: Glenn-Lewin, D. C., Peet, R. K. and Veblen, T. T. (eds): Plant succession: Theory and prediction. Chapman and Hall, London, p. 11–59.

Hadač, E., Andresová, J., Klescht, V., 1988: Vegetace polonin v Bukovských vrších na sv. Slovensku. Preslia, 60: 321–338.

Heil, G. W., Vandeursen, W. P. A., 1996: Searching for patterns and processes: Modelling of vegetation dynamics with Geographical Information Systems and Remote Sensing. Acta Botanica Neerlandica, 45(4): 543–556.

Chytrý, M., 2012: Vegetation of the Czech Republic: diversity, ecology, history and dynamics. Preslia 84: 427–504.

IPCC, 2007: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z; Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Kmeť, J., Ditmárová, Ľ., Kurjak, D., 2008: Drought as stress factor and its role in spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) dieback. Beskydy, 1: 35–41.

Kölling, C., Zimmermann, L., Walentowski, H., 2007: Klimawandel: was geschieht mit Buche und Fichte? AFZ-DerWald, 62(11): 584–588.

Leštianska, A., Střelcová, K., 2011: Vplyv klimatických a pôdnych faktorov na zmeny obvodu kmeňa klonov smreka obyčajného (*Picea abies* [L.] Karst.). In: Salaš, P. (ed): Rostliny v podmínkách měnícího se klimatu. Lednice 20. – 21. 10. 2011, Úroda, vědecká příloha, s. 316–329.

Li, X., Wilson, S. D., 1998: Facilitation among woody plants establishing in an old field. Ecology, 79(8): 2694–2705.

Marhold, K., Hindák, F. (eds.), 1998: Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska. Bratislava, Veda, 687 s.

Prach, K., 1990: Dominant species exchange and the rate of succession. Preslia, 62: 199–204.

Prach, K., Pyšek, P., 2001: Using spontageneous succesion for restoration of human-disturbed habitants: Experience from Central Europe. Ecological Engineering, 17, p. 55–62.

Storch, D., Mihulka, S., 2000: Úvod do současné ekologie. Portál Praha, 156 s.

Ter Braak, C. J. F., 1988: CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination. Agricultural Mathematics Group, Wageningen, 95 p.

Vanpeene-Bruhier, S., 1998: Transformations des paysages et dynamique de la biodiversité végétale. Thèse, Université de Savoie, Grenoble, 296 p.

Van der Valk, A. G., 1992: Establishment, colonization and persistence. In: Glenn-Lewin, D. C., Peet, R. K., Veblen, T. T. (eds.): Plant Succession: Theory and Prediction. Chapman and Hall, London, p. 60–102.

Westhoff, V., van der Maarel, E., 1978: The Braun-Blanquet approach. In: Whittaker, R. H. (ed.): Classification of Plant Communities, vol. 5–1, p. 287–399.

Adresa:

Ing. Zuzana Homolová, PhD.,
Výskumná stanica a Múzeum ŠL TANAP-u, SK – 059 60 Tatranská Lomnica
e-mail: zhomolova@lesytanap.sk

Obrázková príloha

Plocha spracovaná tradičnými lesníckymi postupmi (EXT). Porovnanie rokov 2005 a 2019

Plocha ponechaná na samovývoj (NEX). Porovnanie rokov 2005 a 2019

Plocha spáleniska (FIR). Porovnanie rokov 2005 a 2019

Lokalita Štart (ŠŽ). P porovnanie rokov 2010 a 2019

Lokalita Štart porovnanie rokov 2010 a 2019 (ŠS)

RESPIRÁCIA MŔTVEHO DREVA – METODICKÝ POSTUP A PRIEBEŽNÉ VÝSLEDKY

Peter Fleischer, st. • Peter Fleischer, ml. • Ľuboš Slameň • Jozef Rozkošný

Fleischer, P., st., Fleischer, P., ml., Slameň, Ľ., Rozkošný, J.: Estimation of deadwood respiration – methodological approach and preliminary results. APOL, 2019, vol. 1, no. 1, p. 73–79.

Abstract: Dead wood influences a large number of ecosystem functions. Among the most important are biodiversity support and carbon (C) cycle. Deadwood stores large but transient amount of C which is released to the atmosphere in decomposition processes. Despite strong temperature dependence and sensitivity to climate change dead wood respiration and controlling factors are still poorly understood. Here we propose simple closed chamber method for estimation of dead wood respiration which was verified on 15 year old unmanaged wind throw in the Tatra Mts. Our results indicate that large dead wood stock (327 m^3 ha^{-1}) during growing season 2019 acted as a C source emitting 670 kg C ha^{-1} and reduced forest ecosystem C sequestration capacity by 10%.

Key words: greenhouse gas; natural disturbances; Norway spruce forest; carbon sequestration

Úvod

Mŕtve drevo je prirodzenou súčasťou ako prírodných, tak aj hospodársky využívaných lesných porastov. Kým v prirodzených podmienkach je výskyt nekromasy dôsledkom starnutia stromov, účinku prírodných disturbancií a kompetičných vzťahov, v hospodárskych lesoch je to prevažne dôsledok manažmentových aktivít ako sú prerezávky, prebierky, alebo zvyšky po ťažbe v starších porastoch.

Mŕtve drevo je významnou súčasťou lesného ekosystému s viacerými kľúčovými ekologickými funkciami. V ochrane biodiverzity je význam mŕtveho dreva v tom, že vytvára habitaty pre mnohé lesné druhy, napr. v Škandinávii až 25 % rastlinných a živočíšnych lesných druhov závisí na prítomnosti mŕtveho dreva (Stockland et al., 2004). Ako indikátor biodiverzity lesov sa mŕtve drevo používa v mnohých klasifikačných schémach pre prírode blízke a trvalo udržateľné obhospodarovanie lesov, napr. MCPFE v Európe, alebo CIFOR v tropických lesoch (Brin et al., 2008). Väčší ekologický význam sa všeobecne prisudzuje hrubému mŕtvemu drevu ako vhodnejšiemu substrátu pre saproxylické druhy (Simila et al., 2003).

Mŕtve drevo má významné miesto pri recyklácia živín, tokoch energie a látok a najmä v uhlíkovom cykle. Odumreté drevo je síce len dočasným, ale významným rezervoárom terestrického uhlíka (C), ktorý je v porovnaní s inou rastlinou nekromasou viac odolný voči rozkladu (Harmon, 2009). Globálne je mŕtvom dreve uložené okolo 70 mld t, čo je 8 % z celkovo viazaného C v lesoch (Pan et al., 2011). Rozkladom dreva sa časť C vracia späť do atmosféry vo forme oxidu uhličitého (CO_2) a časť sa stáva súčasťou pôdno-organických komplexov (humusu). Globálne sa pri rozklade mŕtveho dreva ročne uvoľní až 6 – 8 mld t C, čo je takmer identické množstvo aké sa do atmosféry dostáva zo spaľovania fosílnych palív (Le Quéré et al., 2013). Doba a rýchlosť rozkladu mŕtveho dreva sú veľmi variabilné. Za najvýznamnejšie abiotické faktory ktoré ovplyvňujú rýchlosť rozkladu mŕtveho dreva sa považuje teplota a vlhkosť. Z biotických činiteľov sa na rozklade dreva najviac podieľajú huby (najmä *Ascomycota* a *Basidiomycota*, ktoré spôsobujúce mäkkú, červenú a bielu hnilobu (Rajala et al., 2011). Intenzita rozkladu dreva závisí aj od abundancie a diverzity húb, ktoré sa s vekom odumretého dreva prirodzene menia (Lindner et al., 2011; Yang et al., 2016). V záverečnej fáze rozkladu dreva sa uplatňujú ektomykorízne huby, ktoré sú vektorom C a dusíka do pôdy (Makipaa et al., 2017). V menšej miere

a na rozklade dreva podieľajú baktérie a hmyz. Rozdiely v rýchlosti rozkladu sú aj medzi drevinami, čo súvisí najmä s obsahom pomaly sa rozkladajúceho lignínu (Tuomi et al., 2011; Kahl et al., 2015). No aj pre identické druhy sú publikované poznatky často protirečivé. Napr. pre smrek uvádza Mellin et al. (2009) rýchly rozklad hneď po odumretí, ale celkový rozklad dreva uvádza až po 100 rokoch. Naopak Makinen et al. (2006) zaznamenal pomalý rozklad dreva v prvých desaťročiach, ale úplný rozklad už v priebehu 60 rokov od poškodenia. V podmienkach klimatickej zmeny s narastajúcou intenzitou prírodných disturbancií sa predpokladá zvyšujúce množstvo nespracovaného dreva v lesoch, jeho rýchlejší rozklad a teda aj rast emisie C z mŕtveho dreva. Nárast mŕtveho dreva je evidentný už v súčasnosti, čo súvisí so zhoršovaním zdravotného stavu lesných porastov, ale aj so zmenou doterajších metód obhospodarovania v prospech zámerného ponechávania dreva v porastoch.

Uvoľňovanie CO_2 do atmosféry pri rozklade dreva je sprievodný znak procesu, ktorý sa v biochémii označuje ako respirácia. Rozdiel, alebo bilancia, medzi emitovaným CO_2 (alebo C) v procese respirácie a CO_2 viazaným v procese fotosyntézy v priebehu roka je vyjadrením schopnosti lesa sekvestrovať C. Po poškodení lesné ekosystémy prirodzene menej C fotosyntetizujú v dôsledku redukcie asimilačných orgánov. Ku zhoršenej bilancie C tiež prispieva zvýšená emisia CO_2 z nekromasy (asimilačné orgány, vetvy, kmene, korene) a tiež zo zvýšenej mikrobiálnej činnosti v pôde, ktorú stimuluje vyššia teplota a vlhkosť po odkrytí pôdneho povrchu. Napriek mimoriadnemu významu mŕtveho dreva pre bilanciu C a vplyvu CO_2 na klimatický systém Zeme, je o faktoroch a procesoch riadiacich rozklad a respiráciu dreva pomerne málo poznatkov (Rinne-Garmston et al., 2019).

Tokom a bilancii C sa v Tatrách venujeme od veľkoplošného poškodenia smrekových porastov v r. 2004 (Fleischer et al., 2015). Doteraz však vplyvu odumretého dreva nebola venovaná žiadna pozornosť. Potreba zahrnúť mŕtve drevo do analýz uhlíkovej bilancie narastá s postupným rozkladom dreva, ale aj zvýšenou pozornosťou spoločnosti na nízko uhlíkové hospodárenie a súčasne ochranu biodiverzity. Naším cieľom v tomto príspevku bolo zistiť, či mŕtve drevo na zámerne nemanažovaných kalamitných plochách je 15 rokov po poškodení ešte depóniom, alebo už emitorom C. Ak je ponechané drevo zdrojom C, potom posúdiť ktoré faktory riadia množstvo C emitovaného do atmosféry.

Metodické postupy

Opis výskumnej plochy

Na hodnotenie emisie CO_2, resp. C z odumretého dreva sme vybrali výskumnú plochu vo Vysokých Tatrách. Plocha s označením NEX (=non extracted) reprezentuje v dlhodobom výskume lesný ekosystém, ktorý bol po veľkoplošnom poškodení vetrom v r. 2004 ponechaný bez spracovania. Výskumná plocha má výmeru približne 100 ha. Plocha je situovaná na juhovýchod orientovanom, mierne sklonenom svahu (5 – 10°) na terminálnej wurmskej moréne vo výške 1 100 – 1 150 m n. m. Na plytkej, silne skeletnatej oligotrofnej kambizemi tu pred poškodením v r. 2004 rástli 80 – 100-ročné prevažne smrekové lesy spoločenstva *Lariceto-Piceetum* s primiešaným smrekovcom opadavým a borovicou lesnou (Fleischer et al., 2015). V prvých rokoch po poškodení viac C respirovala pôda z plochy NEX, ale po 10 rokoch sa rozdiely vyrovnali. Takmer identickú pôdnu respiráciu na spracovanej a nespracovanej výskumnej lokalite sme zistili v roku 2019. V posledných dvoch rokoch boli na sledovaných výskumných plochách inštalované tzv. „flux towers“, ktoré merajú bilanciu CO_2 na úrovni celého ekosystému pomocou metódy vírivej kovariancie (eddy covariance, EC). Výsledky vo vegetačnom období r. 2019 poukázali na menej priaznivú C bilanciu na ploche s nespracovanou kalamitou NEX. Doplňujúce merania však potvrdili minimálne rozdiely ako v hrubej primárnej produkcii (fotosytéze), tak v pôdnej respirácii. To naznačovalo, že okrem respirácie pôdy, ako doteraz jediného možného zdroja C, tu bude existovať ešte ďalší zdroj.

Inventarizácia a charakteristika mŕtveho dreva

Hodnotenie množstva a kvality mŕtveho dreva sme uskutočnili na 48 plochách s rozmerom 5 × 5 m. Stredy meracích plôch boli umiestnené v 10 m odstupoch na 8 líniách vychádzajúcich od EC stožiara pod uhlom 0, 45, 90, 120, 180, 210, 270, a 315°. Predmetom inventarizácie bolo mŕtve drevo (kmene, vetvy, príp. korene) hrubšie ako 2 cm. Na každej plôške sme zistili prislúchajúcu dĺžku mŕtveho dreva, hrúbku kmeňa v strede, druh dreviny, prípadne plodnice drevokazných húb a stupeň rozkladu mŕtveho dreva. Stupeň rozkladu sme posúdili podľa 4 člennej stupnice (1 – drevo tvrdé, 2 – drevo mäkké, ale kompaktné, 3 – mäkké, rozpadajúce sa, 4 – drevo rozpadnuté, čiastočne ponorené do pôdy). Pre zjednodušenie výpočtu objemu mŕtveho dreva sme všetky merané vzorky považovali za valce. Na prepočet objemu mŕtveho dreva na hmotnosť sme použili charakteristiky stanovené laboratórne (objemová hmotnosť, obsah vody) z približne 3 cm širokých kotúčov. Kotúče sme sušili voľne položené v laboratóriu (teplota 20 °C, RH 30 %) do konštantnej hmotnosti.

Respirácia mŕtveho dreva

Na stanovenie respirácie sme testovali dve metódy. Obe sú založené na sledovaní zmeny koncentrácie CO_2 za určitý čas (Δ ppm) v uzavretej v komore, kde je umiestnená vzorka mŕtveho dreva. Pri postupe podľa Kahla et al. (2015) sme na ležiaci kmeň nasadili plastový sud (výška 50 cm, priemer 30 cm) s otvoreným dnom a utesnili pomocou gumových pásov a sťahovacích popruhov okolo kmeňa. Problémom pri použití metódy bolo nasadenie komory kvôli vetvám a prístupu ku kmeňom ležiacim na zemi. Nedostatkom bolo aj nejednoznačné stanovenie objemu meranej vzorky, potrebné pre interpretáciu výsledkov. Alternatívna metóda bola založená na odobratí vzorky (výrezu) a až následnom meraní respirácie a stanovení charakteristík vzorky (rozmery, teplota, vlhkosť dreva a pod). Pre hodnotenie týmto spôsobom sme na meranie emisie CO_2 z mŕtveho dreva na výskumnej lokalite odobrali 75 náhodne vybratých vzoriek. Pomocou akumulátorovej reťazovej píly sme zo stredu každého vzorníka odrezali 25 cm dlhý klátik, ktoré sme vložili do plastového suda (výška 32 cm, priemer 34 cm) s uzatvárateľným vrchnákom. Na vrchnáku bol upevnený snímač koncentrácie CO_2 (CARBOCAP GMP 343, Vaisala, Finland). Meranie v uzavretom sude trvalo 5 min a koncentrácia CO_2 bola zaznamenávaná každých 5 s prostredníctvom datalogeru MI70 (Vaisala). Podľa stavovej rovnice sme z nameraných hodnôt zmeny koncentrácie CO_2 (ppm) vypočítali priemernú emisiu C zo štandardizovanej plochy (m^2), resp. hmotnosti (kg) alebo objemu (m^3) za časovú jednotku (s, hodina, deň, sledované obdobie) osobitne pre každý klátik. Pred samotným meraním respirácie sme na každom klátiku zmerali teplotu v hĺbke 1 cm a vo vzdialenosti 1 cm od vonkajšieho obvodu kovovým zapichovacím teplomerom. Následne sme zmerali priemer a hmotnosť klátika. Vplyv teploty, ako jeden z najvýznamnejších faktorov na rýchlosť respirácie mŕtveho dreva, sme posúdili opakovaným meraním respirácie pri rôznych teplotných podmienkach. Keďže experiment sme uskutočnili na konci vegetačného obdobia, výrazné zvýšenie teploty, zodpovedajúce vrcholu vegetačného obdobia, sme dosiahli až po prenesení vzoriek do laboratória. Odhadnutý stupeň rozkladu dreva v teréne sme upresnili na základe objemovej hmotnosti stanovenej na odobratých kotúčoch v laboratóriu. Použili sme klasifikáciu pre smrek podľa Rinne-Garmston et al. (2019), ktorá má 5 kategórií rozkladu.

Výsledky a diskusia

Inventarizácia mŕtveho dreva

Na základe meraní na 48 plochách na sledovanej lokalite NEX sme stanovili priemernú zásobu mŕtveho dreva na 327 ± 195 $m^3\ ha^{-1}$. Zásoba sa na jednotlivých 2,5 árových plôškach pohybovala od 56 do 890 $m^3\ ha^{-1}$, čo odráža vysokú variabilitu zásob dreva v pôvodnom poraste v dôsledku mimoriadne pestrých miestnych stanovištných podmienok. Takmer 80 % hodnotených kmeňov malo hrúbku do 25 cm. Podľa terénneho posúdenia bolo vyše 60 % hodnoteného mŕtveho dreva zaradeného do stupňa rozkladu 2, zvyšok do 3. V stupni 1 a 4 sa podľa terénneho hodnotenia nenachádzalo ži-

adne mŕtve drevo. Odhadnutá miera rozkladu pomerne dobre korešponduje s klasifikáciou Rinne-Garmston (2019) podľa laboratórne stanovenej objemovej hmotnosti (hustoty). Dobrá zhoda je najmä v oblasti strednej intenzity rozkladu. Strednému rozkladu (stupeň 2) zodpovedajú triedy II až IV so 77 % podielom (tab. 1). Počas terénneho hodnotenia sme už aj začínajúci rozklad (priemerná objemová hmotnosť dreva 0,46 g cm^{-3}) klasifikovali do 2. stupňa. Tieto najmenej rozložené kmene boli najčastejšie vývraty a zlomy, ktoré boli poškodené neskôr ako väčšina kalamitnej plochy. Výskyt dreva v záverečnej fáze rozkladu (V trieda) nepotvrdilo ani laboratórne hodnotenie vzoriek (kotúčov).

Tabuľka 1. Objemová hmotnosť mŕtveho dreva (g cm^{-3}) v jednotlivých triedach rozkladu (triedy rozkladu podľa Rinne-Garmston et al. 2019)

Table 1. *Deadwood density (g cm^{-3}) in specific decomposition categories (classification according to Rinne-Garmston et al. 2019)*

Trieda rozkladu	I	II	III	IV
Početnosť [n, %]	17 (23 %)	31 (42 %	15 (21 %)	10 (14 %)
Priemerná objemová hmotnosť [g cm^{-3}]	0,46	0,34	0,23	0,16
SD	± 0,07	± 0,03	± 0,03	± 0,02
Rozpätie	0,40–0,62	0,28–0,39	0,18–0,27	0,12–0,17

Priemerná vlhkosť mŕtveho dreva bola 58,7 ± 17,6 % s rozpätím od 16 do 88 %. Vzťah medzi vlhkosťou dreva a objemovou hmotnosťou, ktorá je mierou rozkladu, sa nepotvrdil. Plodnice drevo rozkladajúcich húb boli na sledovanej lokalite veľmi zriedkavé. Zaznamenali sme len 16 nálezov, takmer výlučne druh práchnovček pásikavý (*Fomitopsis pinicola)*. Typické červenohnedého sfarbenia a kockovitý rozpad dreva sme pozorovali na vyše 90 % laboratórnych vzoriek a okrem práchnovčeka je pravdepodobne spôsobený aj koreňovkou vrstevnatou (*Heterobasidion annosum*), ktorú sme bez prítomnosti plodníc a mycélia nevedeli spoľahlivo identifikovať.

Respirácia mŕtveho dreva

Respiráciu sme zmerali na 76 náhodne vybratých vzorkách (25 cm výrezy zo stredu vybratého vývratu, ležiaceho alebo stojaceho zlomu). Merania sme uskutočnili v troch opakovaniach, prvé okamžite po odbere vzoriek. Meranie sme zopakovali, keď bola teplota vzoriek vyššia v priemere o 7 °C. Tretie opakovanie sme uskutočnili po zvýšení teploty klátikov na približne 20 °C v laboratóriu. Priemerná respirácia vzoriek (g C m^{-3} h^{-1}) pre jednotlivé teplotné intervaly je v tabuľke 2.

Tabuľka 2. Respirácia mŕtveho dreva (g C m^{-3} h^{-1}) pri rôznych teplotných pomeroch

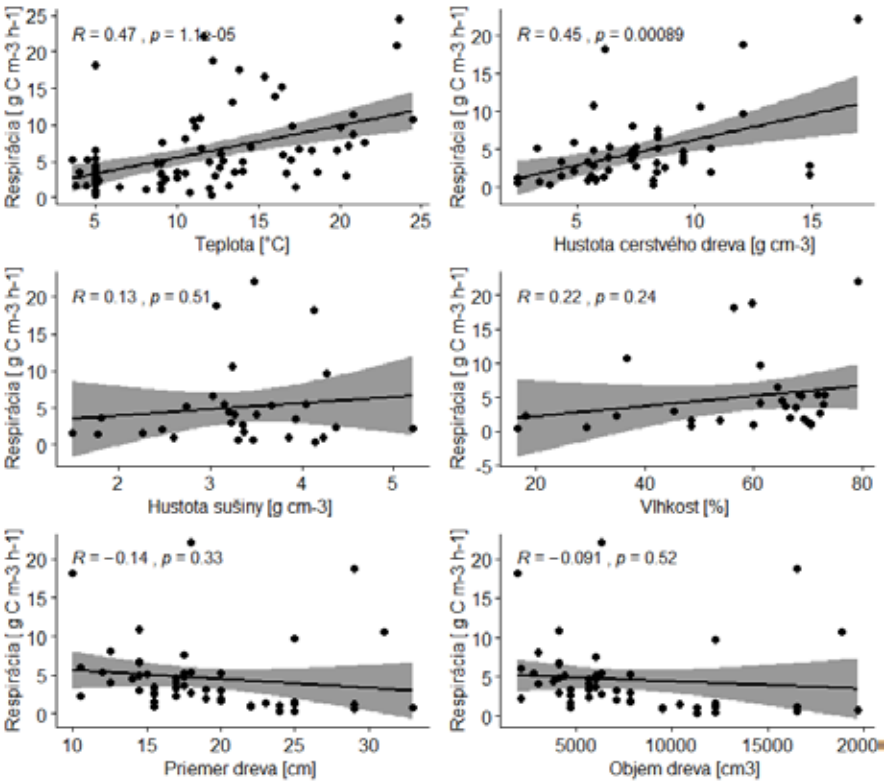
Table 2. *Deadwood respiration (gC $m^{-3}h^{-1}$) in different temperature intervals*

Teplotný interval [°C]	n Počet meraní	Priemerná respirácia a SD [gC m^{-3} h^{-1}]	min	max
3,6 – 6,5	27	0,28 ± 0,18	0	0,65
8,1 – 14,5	41	0,45 ± 0,33	0,03	1,31
15,4 – 26,5	30	0,79 ± 0,41	0,14	1,66

Výsledky merania potvrdili predpoklad, že respirácia mŕtveho dreva štatisticky významne narastá s teplotou (obr. 1). Podľa publikovaných údajov (Kahl et al., 2015), by zvýšenie teploty o 10 °C malo zvýšiť hodnoty respirácie 2 až 3–násobne. Túto závislosť vyjadruje kvocient Q_{10} = 2, resp. 3. Hodnoty Q_{10} v našom experimente po ohriatí nad 20 °C však dosahovali hodnoty 5. Či sa jednalo len o okamžitú a krátkodobú reakciu na rýchle zvýšenie teploty, alebo skutočne ide o mimoriadnu citlivosť odumretého smrekového dreva v súčasnom stave rozkladu na vyššie teploty sa momentálne nedá posúdiť.

Podľa našich výsledkov respirácia klesá so stupňom rozkladu dreva. Rozdiely medzi triedami rozkladu dreva sú štatisticky významné len medzi krajnými kategóriami (trieda I a IV), ale klesajúci trend respirácie s narastajúcim rozkladom je jednoznačný. Je to prekvapujúce zistenie, lebo literatúra uvádza nárast respirácie úmerne s mierou rozkladu dreva a pokles až v záverečných štádiách rozkladu dreva (Rinne-Garmston at al., 2019). Na obrázku 2 je vzťah medzi respiráciou a objemovou hmotnosťou (hustotou), ktoré je vyjadrením miery rozkladu dreva.

Vlhkosť dreva sa pohybovala v rozpätí 20 – 70 %, čo je považované za optimálne rozpätie pre činnosť drevo rozkladajúcich húb. Prekročením hodnôt na oboch stranách intervalu sa vlhkosť stáva imitujúcim faktorom respirácie. Ako uvádzame na obrázku 1 s rastúcou vlhkosťou stúpala respirácia. Z našich výsledkov vyplýva, že rozklad a intenzita dekompozičných procesov nastupujú relatívne skoro po odumretí stromov. Jedným z dôvodov môže byť aj fakt, že väčšina mŕtveho dreva sú kmene stále spojené koreňovou časťou s pôdou, prípadne ide o kmene ležiace na zemi. Mŕtve drevo ležiace na zemi malo štatisticky významne vyššiu respiráciu ako drevo vo vzduchu, alebo stojace zlomy ($p < 0,05$). Zvýšená vlhkosť tak môže urýchľovať rozklad dreva a rýchlu emisiu C. Hodnoty respirácie z jednotlivých tried rozkladu sú v tabuľke 3.



Obrázok 1. Korelačné vzťahy (*R*) a ich významnosť (*p*) s 95 % intervalom spoľahlivosti medzi respiráciou mŕtveho dreva a sledovanými faktormi

Figure 1. *Corelation (R) with 95% CI among deadwood respiration and observed factors*

Tabuľka 3. Respirácia mŕtveho dreva (g C m^{-3} h^{-1}) podľa tried rozkladu ako sú charakterizované v tabuľke 1

Table 3. *Deadwood respiration (gC m^{-3} h^{-1}) in different decomposition categories according to table 1*

Trieda rozkladu	I	II	III	IV
N (počet meraní)	10	24	40	20
Priemerná respirácia	8,6	6,5	5,8	3,2
Sd	± 7,1	± 5,3	± 5,5	± 1,7

Na prepočet emisie C zo vzoriek na zásobu mŕtveho dreva na výskumnej lokalite (327 m^3) sme použili vážený priemer respirácie pre jednotlivé triedy rozkladu. Pri priemernej emisii 5,1 g C m^{-3} h^{-1} bude emisia C za sledované obdobie (máj – október) 6,7 g C z 1 kg sušiny, alebo 67 g C m^{-2} (670 kg C ha^{-1}). Pri interpretácii výsledkov sme nezohľadnili priebeh teplôt. Použili sme priemer z troch meracích termínov (12,1 °C), ktorý veľmi dobre zodpovedá priemernej teplote počas vegetačného obdobia na tejto výskumnej lokalite (vlastné merania).

Podľa údajov z eddy kovariančných veží (EC) lokalita NEX emitovala za porovnávacie obdobie v r. 2019 o 33 g C m^{-2} viac ako plocha so spracovanou kalamitou. To znamená, že sekvestračná schopnosť porastov na NEX bola znížená o 10 % oproti manažovaným porastom. Keďže hodnoty pôdnej respi-

rácie sú takmer identické (*Fleischer et al. in prep*), môžeme potvrdiť, že rozdiel je spôsobený emisiou C z mŕtveho dreva. Absolútny rozdiel 34 g C medzi teoreticky očakávanými a skutočne nameranými hodnotami je veľmi uspokojivý. Je zároveň potvrdením vhodnosti použitia komorovej metódy na stanovenie respirácie mŕtveho deva na rozsiahlej kalamitnej ploche. Predpokladáme, že meranie respirácie počas celého vegetačného obdobia a nie len v jeho závere, by výsledné hodnoty ešte viac priblížilo údajom z EC meraní.

Záver

Zistili sme, že meranie respirácie mŕtveho dreva komorovou metódou na výrezoch je vhodná a relatívne jednoduchá metóda na zistenie okamžitej emisie C z dreva v rôznom stupni rozkladu. Výsledky potvrdili, že nespracovaná vetrová kalamita je po 15. rokoch zdrojom C a za sledované obdobie (máj – október 2019) emitovala 670 kg C ha^{-1}. Výsledok ovplyvnil najmä fakt, že najvyššiu respiráciu sme prekvapujúco zistili v iniciálnych štádiách rozpadu, ktoré sú na 15-ročnom kalamitisku skôr výnimočné. V súčasnosti je prevažná časť mŕtveho dreva v strednom stupni rozkladu a zrejme už po kulminácii emisie C. Táto krátkodobá štúdia nemohla zachytiť vplyv zmien teploty počas vegetačného obdobia, ani dynamiku sukcesie drevokazných húb na priebeh respirácie. Analýza vplyvu týchto kľúčových faktorov si vyžaduje cielený a hlavne dlhodobejší výskum.

Poďakovanie

Práca vznikla aj vďaka finančnej podpore Agentúry pre rozvoj vedy a výskumu pre projekt APVV 17-0644 Uhlíková bilancia diferencovane manažovaných lesných ekosystémov po prírodných disturbanciách v smrekových ekosystémoch. Za pomoc pri terénnych prácach ďakujeme Ing. H. Hudokovej, Ing. P. Petríkovi a Mag biol. A. Petekovi.

Literatúra

Fleischer, P., Fleischer, P., ml., Homolová, Z., 2015: Uhlíková bilancia sukcesných ekosystémov na manažovaných lokalitách 10 rokov po vetrovej kalamite. Štúdie o TANAP, 11: 125–134.

Harmon, M. E., 2009: Woody detritus mass and its contribution to carbon dynamics of old growth forests. Ecological Studies, 207: 159–189.

Kahl, T., Baber, K., Ott, P. et al., 2015: Emission rates from dead wood logs of 13 species in the initial decomposition phase. Forests, 6: 2484–2504.

Le Quéré, C., Andres, R. J., Boden, T. et al., 2013: The global carbon budget 1959–2011. Earth System Science Data, 5: 165–185.

Lindner, D. L., Vasaitis, R., Kubartová, A. et al., 2011: Initial fungal colonizer affects mass loss and fungal community development in *Picea abies* logs 6 yr after inoculation. Fungal Ecology, 4: 449–460.

Mäkinen, H., Hynynen, J., Siitonen, J., Sievänen, R., 2006: Predicting the decomposition of Scots pine, Norway spruce and birch stems in Finland. Ecological Applications, 16: 1865–1879.

Mäkipää, R., Rajala, T., Schigel, 2017: Interactions between soil- and dead wood-inhabiting fungal communities during the decay of Norway spruce logs. The ISME Journal, 11: 1–11.

Melin, Y., Petersson, H., Nordfjell, T., 2009: Decomposition of stump and root systems of Norway spruce in Sweden – A modelling approach. Forest Ecology and Management, 257: 1445–1451

Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J. et al., 2011: A large and persistent carbon sink in the world´s forests. Science, 333: 988–993.

Rajala, T., Peltoniemi, M., Hantula, J., Mäkipää, R., Pennanen, T., 2011: RNA reveals a succession of active fungi during the decay of Norway spruce logs. Fungal Ecology, 4: 437–448.

Simila, M., Kouki, J., Martikainen, P., 2003. Saproxylic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: quality of dead wood matters. For. Ecol. Manage., 174: 365–381.

Stokland, J. N., Tomter, S. M., Soderberg, U., 2004. Development of dead wood indicators for biodiversity monitoring: experiences from Scandinavia. In: Marchetti, M. (ed.): Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe – From Ideas to Operationality. Florence, Italy, p. 207–226.

Tuomi, M., Laiho, R., Repo, A., Liski, J., 2011: Wood decomposition model for boreal forests. Ecological Modelling, 222: 709–718.

Yang, Ch., Schaefer, D. A., Liu, W. et al., 2016: Higher fungal diversity is correlated with lower CO_2 emissions from dead wood in a natural forest. Scientific Reports, 6: 31066.

Adresa:

doc. Ing. Peter Fleischer, PhD.
Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, Masarykova 24, 960 01 Zvolen a Štátne lesy TANAPu, Tatranská Lomnica, SK – 059 60 Vysoké Tatry
e-mail: p.fleischersr@gmail.com

Ing. Peter Fleischer, PhD.
Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, Masarykova 24, SK – 960 01 Zvolen a Ústav ekológie lesa SAV, Ľ. Štúra 1774/2, SK – 960 01 Zvolen

Ing. Ľuboš Slameň
Štátne lesy TANAP-u, Tatranská Lomnica, SK – 059 60 Vysoké Tatry

Ing. Jozef Rozkošný
Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, Masarykova 24, SK – 960 01 Zvolen

IMELOVEC EURÓPSKY A JEHO NEGATÍVNY DOPAD NA ZDRAVOTNÝ STAV DUBOVÝCH PORASTOV

Jozef Rozkošný • Juraj Galko • Peter Fleischer, st. • Peter Fleischer, ml. • Slavomír Rell • Michal Lalík • Alena Konôpková • Daniel Kurjak • Ján Pittner • Hana Húdoková • Martin Kubov

Rozkošný, J., Galko, J., Fleischer, P., st., Fleischer, P., ml., Rell, S., Lalík, M., Konôpková, A., Kurjak, D., Pittner, J., Kubov, M.: Yellow mistletoe and ITS negative impact on healthy status of oak stands. APOL, 2019, vol. 1, no. 1, p. 80–89.

Abstract: The intensity of yellow mistletoe infection has increased in our conditions, as well as the damage of oak stands by this hemiparasitic shrub. Yellow mistletoe withdraws the water and nutrients from the host plant. It attacks especially the oak stands. The aim of this study was to map the number of yellow mistletoe and the infection rate in oak stands with different age classes (AC = 10 years), as well as to compare the infection rate in stand edge and inside the stand. The next aim was to describe the negative impact of yellow mistletoe on the physiological processes of oaks, and preliminarily to assess the effect of mechanical treatment by cutting-down of the yellow mistletoe to diameter increment. The number and the infection rate increased with the increasing oak age. Until the 8th age class, mainly, the wolf trees and branched trees were infected with the infection rate of 30%, and on average, 1 to 2 yellow mistletoes per tree. The significantly higher infection rate was observed from the 11th age class. The infection rate of 90%, and on average 4–6 yellow mistletoes per tree were observed in these age classes. The forest edge showed a 2-times higher number of yellow mistletoe compared to inside the stand. Moreover, the photosynthetic rate was reduced by 50% and stomatal conductance by 40%.

Key words: age classes; yellow mistletoe; infection rate; oak

Úvod

Imelovec európsky (*Loranthus europaeus* Jacq.) (Loranthaceae) sa na území Slovenskej republiky v minulosti vyskytoval desaťročia. V dnešnej dobe globálneho oteplovania je zaznamenaná expanzia tohto poloparazitického kríka v dubových porastoch. Každoročné suché periódy vo vegetačnom období a čoraz teplejšie počasie prajú šíreniu tohto škodcu. Napáda najmä dubové porasty nižších vegetačných stupňov, ktoré sú význam z hľadiska ekologického a ekonomického. Imelovec svojím parazitovaním spôsobuje rozpad koruny, no pri silnom napadnutí dokáže svojho hostiteľa usmrtiť. V súčasnosti sa už stáva lokálne veľmi významným škodcom v dubových porastoch na Slovensku. Zaujímavý je aj fakt, že niektoré miesta na Slovensku sú bez poškodenia.

V príspevku popisujeme tohto škodcu, ako aj jeho negatívny dopad na zdravotný stav dubových porastov a prezentujeme výsledky za 2 roky výskumu.

Problematika

Čeľaď Loranthaceae má vo svete asi 600 druhov, pričom väčšina z nich prevažuje najmä v tropickej a subtropickej Afrike a Ázii. Na Slovensku sa vyskytujú iba 2 druhy a to imelovec európsky (*Loranthus europaeus* Jacq.) a imelo biele (*Viscum album* L.) (Barlow, 1983). V rámci nášho výskumu sa zaujímame hlavne o imelovec, ktorého severná hranica rozšírenia prechádza práve naším územím. Na Slovensku sa vyskytuje do nadmorskej výšky 620 m n. m., no v južnejších oblastiach sa vyskytuje aj vo vyšších nadmorských výškach (Jalas et al., 1976; Meusel et al., 1978; Hegi, 1981). Areál je limitovaný klímou, pretože imelovec je citlivý na skoré a neskoré mrazy. Neskoré jarné mrazy spôsobujú

zvýšený úhyn kríkov. Predpokladá sa, že vďaka klimatickej zmene je zaznamená jeho expanzia do dubových porastov vo vyšších polohách (Eliáš, 2007; Galko et al., 2018; Zweifel et al., 2012). Imelovec je poloparazitická (hemiparazitická) dvojdomá rastlina (krík), ktorej hostiteľom sú najmä druhy rodu *Quercus* (Eliáš, 1987). Dokáže vytvoriť v priemere 80 cm krík, v niektorých prípadoch až 1 m veľký krík (Kubíček, 2007). Krík imelovca je pripevnený k hostiteľovi pomocou sacích koreňov, haustórií, no imelovec nemožno považovať ako samostatnú vetvu stromu (Buchleitner, 1982; Glatzel & Gleis, 2009). Pomocou haustórií dokáže odoberať z tela hostiteľa vodu a minerálne látky (Garkoti et al., 2002; Bowie, 2004), keďže haustória sú pripojené k tracheám dubov, odkiaľ priamo prechádza transpiračný tok do hemiparazita (Pastýrik, 1979). Sacharidy si dokáže vytvárať sám v procese fotosyntézy, ale veľké množstvo odoberá aj z teľa hostiteľa (Irving & Cameron, 2009; Matula et al., 2015; Glatzel & Gleis, 2009). V mieste spojenia vzniká tumorové zdurenie vetvy. Vektorom sú vtáky, najmä drozdy, ktoré prenášajú semená imelovca ich trusom (Janssen & Wulf, 1999; Denes, 2014).

Na uchytávanie a klíčenie semien imelovca vplývajú stanovištné podmienky ako reliéf, pôda, množstvo svetla atď. (Norton & Reid, 2002; Randle et al., 2018). Imelovec sa najľahšie uchytí na vetvách vo veku 4 – 6 rokov, ktoré boli v minulosti poškodené. Ľahšie prerastanie vetiev je v mieste ťahu vetvy, kde tieto miesta sú nahrádzané sekundárnymi pletivami a haustória v tomto mieste ľahšie prerastajú kôru (Kubíček et al., 2011).

Kumbasli et al. (2011) vo svojej práci uvádza, že imelovec je jeden z biologických faktorov, ktoré vplývajú na odumieranie dubov. Silne napadnuté jedince reagujú urýchleným starnutím a predčasným odumieraním korún, čo môže spôsobiť straty na ekonomickom zhodnotení dubovej hmoty a straty na prírastku (Nováček, 1985). Kubíček et al. (2011) vo svojej práci uvádza, že u napadnutých dubov bolo zaznamenané vytváranie tzv. vlkov, čo viedlo k zmene celého habitatu jedinca, a tým k znehodnoteniu dubovej hmoty. Vytváranie spiacich púčikov ako reakcia na rozpad koruny je takisto spojené s výrazným znehodnotením drevnej hmoty. Imelovec nepriaznivo ovplyvňuje hrúbkový, výškový prírastok ale aj olistenie a reprodukciu napadnutých dubov. Okrem iného znižuje odolnosť dubín voči sekundárnym škodcom (Ward, 2005). Navyše, výrazné presvetlenie koruny môže pri silnom napadnutí viesť až k usmrteniu hostiteľa (Mcdowell et al., 2011). Imelovec negatívne ovplyvňuje aj fyziologické procesy dubov, pretože niekoľko násobne dokáže znížiť fotosyntézu, prieduchovú vodivosť a transpiráciu napadnutých dubov (Glatzel, 1983; Press et Phoenix, 2005; Rozkošný et al., 2019). Keďže imelovec nie je schopný regulovať výdaj vody uzatváraním svojich prieduchov, je neustále nútený odčerpávať vodu z teľa hostiteľa, čím výrazne znižuje jeho vodný potenciál. V súčasnosti sú optimálne podmienky z hľadiska vody zriedkavé, najmä v letných mesiacoch, preto sa imelovec počas vegetačného obdobia stáva výrazným stresovým faktorom. (Glatzel & Gleis, 2009; Gebauer et al., 2019). Túto hypotézu podporujú vo svojich štúdiách viacerí autori (Sangüesa-Barreda et al., 2012; Rigling v., 2010; Matula et al., 2015).

V posledných rokoch je zaznamenaný zvýšený počet tohto škodcu na dube. Poškodené sú najmä dubové porasty v oblasti Považského Inovca, Myjavskej pahorkatiny, Vtáčnika a Tríbeča a niektoré lokality na východnom Slovensku. Napáda najmä porasty staršie ako 60 rokov (Galko et al., 2018). Populácia imelovca sa dokáže zdvojnásobiť priemerne za 16 rokov, čo má negatívny dopad na dubiny v pomerne krátkom čase (Scharpf & Parmeter, 1982).

Naším cieľom bolo zistiť intenzitu napadnutia dubových porastov v rôznych vekových stupňoch. Ďalším cieľom tohto príspevku je poukázať na negatívny dopad imelovca na fyziologické procesy a vodnú bilanciu napadnutých a nenapadnutých dubov. Čiastkovým cieľom bolo porovnanie napadnutia okrajov a vnútra porastov a poukázať na účinok prípadného mechanického odstránenia imelovcov z napadnutých dubov na prírastok dubov, ako aj porovnať rozdiel prírastkov napadnutých a nenapadnutých dubov.

Materiál a metódy

Skúmané územie

Výskum bol realizovaný na LS Duchonka (OZ Prievidza, LESY SR, š. p.) v pohorí Považského Inovca. Dubové porasty tu rastú vo svojom optime. Skúmané územie bolo vybrané z dôvodu výskytu pôvodných dubín, ktoré sa nachádzajú v 2. a 3. LVS. V tejto lokalite je navyše dlhodobý problém s imelovcom európskym a je zaznamenaná jeho postupná expanzia do dosiaľ zdravých dubových porastov. V extrémne napadnutých dubinách, najmä nad 100 rokov, je každý dub napadnutý desiatkami imelovcov.

Rozbor napadnutia imelovca po vekových stupňoch

Výskum imelovca v danej lokalite začal v roku 2017 (Galko a kol., 2018). V roku 2019 sme výskum rozšírili o rozbor početnosti imelovca po vekových stupňoch (VS = 10 rokov), s cieľom zistiť od akého veku a v akej početnosti imelovec napáda dubové porasty. Od 4. VS po 13. VS sme v každom VS vybrali tri porasty, v ktorých sme hodnotili početnosť tohto poloparazita. Spolu bolo vybraných 30 porastov, pričom bolo dôležité aby v rovnakom VS neboli JPRL vedľa seba alebo na rovnakej lokalite. Vzdialené boli vždy minimálne 150 m. Aby sme zachytili dynamiku celého územia LS Duchonka. Hodnotené porasty sme vyberali na všetkých lokalitách (lesných celkoch) spadajúcich pod LS Duchonka (Kulháň, Duchonka a Bojná). Všetky porasty v jednom VS mali podobnú expozíciu (JV, J, JZ), nadmorskú výšku, bonitu, zastúpenie duba minimálne 80 %. Vybrané porasty boli rovnakého pôvodu, čiže tvar lesa vysoký, pretože podľa našich pozorovaní, výmladkové dubiny sú náchylnejšie na napadnutie imelovcom, čo by mohlo výsledky výrazne ovplyvniť. V každom poraste sme v línií náhodne vybrali 100 dubov, na ktorých sme počítali imelovec v korune. Líniu sme začínali vždy približne 50 m od okraja porastu.

V rámci pokusu sme navyše hodnotili rozdiely v početnosti imelovca vo vnútri a na okraji porastu. Pre tento účel sme vybrali päť lokalít, najmä sklady dreva, kde sme na 10 okrajových stromoch a na 10 stromoch vo vnútri porastu sčítavali imelovce. Z dôvodu lepšej viditeľnosti imelovcov v korune prebiehal pokus ešte pred olistením dubín. Sčítavali sme pomocou ďalekohľadu.

Meranie fyziologickej odozvy

V rámci fyziologickej odozvy sme sa zamerali na hodnotenie rýchlosti asimilácie CO2 (A), prieduchovej vodivosti (gS) a vodného potenciálu asimilačných orgánov (ΨW) u imelovcom napadnutých a nenapadnutých stromoch na ploche založenej v roku 2017. Merania prebiehali začiatkom augusta 2019 počas 2 dní (6. – 7. 8. 2019), počas ktorých bolo ustálené počasie. Vybrali sme 14 nenapadnutých a 14 imelovcom napadnutých jedincov. Z týchto dubov boli postupne odoberané vetvy z oslnenej časti koruny. K dispozícií sme mali dvoch profesionálnych stromolezcov, pričom jeden odoberal vzorky dubových konárov z nenapadnutých a druhý z napadnutých jedincov. Vzorky odoberali v približne 15 min. intervaloch. Stromolezci vyliezli do koruny a pomocou nožníc odstrihli 1 – 1,5 m dlhú vetvu. Vetva bola ihneď po odbere vložená časťou s reznou ranou do vody, aby sa predišlo uzatváraniu prieduchov a meraná v čo najkratšom čase po odbere (do 10 minút). Takto sme postupovali pri každom vybranom strome.

Rýchlosť fotosyntézy a prieduchovú vodivosť sme merali pomocou otvoreného gazometrického systému Licor 6400 XT (Li-cor, USA). Počet meraní na každej vetve bol 10.

Vodný potenciál listov sme merali tlakovou komorou typu Scholander (SAPS II, Soil Moisture Equipment Corp., USA), na menších vetvičkách s asi 5 listami, pre 12 nenapadnutých a 13 napadnutých dubov. Merali sme v priemere 3 vetvičky na jedinca. Pre stanovenie vodného potenciálu imelovca sme použili 11 jedincov. Keďže zistená variabilita u jedného jedinca bola nízka a merania boli náročné z hľadiska spotreby tlaku, merania sme realizovali iba v jednom opakovaní.

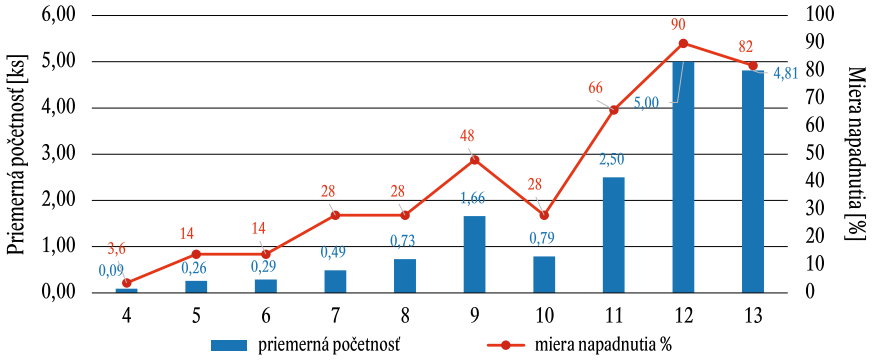
Meranie rastových procesov

Meranie rastových procesov nadväzovalo na predošlý rok, kde sme merali prírastok napadnutých, nenapadnutých a mechanicky ošetrených dubov. Priemer vybraných dubov sme merali pomocou obvodového pásma vo výške 1,3 m na presne vyznačom mieste na kmeni. Prírastky sme merali na dvoch plochách. Na prvej ploche (48°40'02"N; 18°04'09"E, 340 – 400 m n. m.) bolo vybraných 150 stromov a rozdelených do troch kategórií po 50 ks (nenapadnuté, napadnuté a mechanicky ošetrené od imelovcov v roku 2017). Vzhľadom k tomu, že na druhej ploche (48°41'37"N; 18°04'26"E, 390 – 500 m n. m.) sa nenachádzajú nenapadnuté duby bolo vybraných 30 dubov rozdelených do troch kategórií po 10 ks (napadnuté na okraji porastu, napadnuté vo vnútri porastu a mechanicky ošetrené od imelovcov) (Galko et al., 2018; Rozkošný et al., 2019). Meranie sme opakovali druhý rok a uskutočnili ho na konci vegetačného obdobia.

Výsledky a diskusia

Početnosť imelovca vo vzťahu k veku dubových porastov

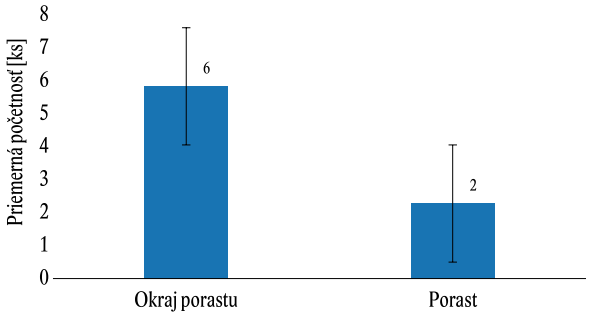
Podľa zistených výsledkov je jednoznačné, že vek porastov má vplyv na napadnutie imelovcom, ako aj jeho početnosť. V nižších vekových stupňoch od 4. do 8. VS sme zaznamenali pomerne nízku početnost v priemere menej ako 1 imelovec na strom (obr. 1). Napadnuté duby boli najmä rozrastlíky alebo predrastlíky, ktoré boli oproti ostatnému porastu viditeľne staršie a väčšie. Je to aj z toho dôvodu, že vtáky, ktoré sú vektorom šírenia, vyhľadávajú vyššie a väčšie stromy. Vo vyšších VS napadnutie začalo stúpať. V 9. VS bol počet imelovcov v priemerne od 1 do 2 ks imelovcov na strom. Výrazné zvýšenú početnosť sme zaznamenali od 11. VS. V priemere od 3 ks po 5 ks imelovcov na jeden strom sme zaznamenali v 12. a 13. VS (obr. 1). Popri početnosti sme hodnotili aj mieru napadnutia porastov (pomer napadnutých a nenapadnutých stromov), pričom napadnuté duby mali nasledovné % zastúpenie vo VS: 4. – 3,6 %, 5. – 14 %, 6. – 14 %, 7. – 28 %, 8. – 28 %, 9. – 48 %, 10. – 28 %, 11. – 66 %, 12. – 90 %, 13. – 82 %. Na základe našich zistení, predpokladáme, že miera napadnutia, ako aj početnosť imelovcov v dubových porastoch s vyšším vekom narastá. Napadnutie začína v mladších VS najmä na rozrastlíkoch a predrastlíkoch a najmä s okrajov porastov. Predpokladáme, že z týchto jedincov sa imelovec šíri aj na zdravé duby vzhľadom k čoraz staršiemu veku. Tento jav nastáva pri 8. až 9. VS, kde sa začína zvyšovať početnosť, ako aj miera napadnutia porastov. V posledných VS sú napadnuté takmer všetky duby, pričom len priemerne 10 % dubov sú nenapadnuté. Mrlinová (2012) sa zaoberala vo svojej práci vekovými stupňami a mierou napadnutia imelovcom, ako aj jeho početnosťou vo vzťahu k veku porastov. Vo svojej práci uvádza, že porasty s vysokou hladinou spodnej vody sú napádané už v 4. a 5. VS. Ďalej zistila rovnako ako my, že miera napadnutia spolu s početnosťou imelovca sa s vekom zvyšuje. Najmä od 8. VS, kde je napadnutie viac ako 60 %. V najstarších stupňoch je napadnutie od 90 % a viac pri počte 6 až 20 imelovcov na jeden strom.



Obrázok 1. Početnosť imelovca a miera napadnutia dubov po vekových stupňoch
Figure 1. *Number of yellow mistletoe and infection rate of oak trees in different age classes*

Vyhodnotenie napadnutia okraja a vnútra porastu

Okraj porastu mal priemerne 6 ks imelovcov na jeden strom, pričom vnútro porastu malo priemerné napadnutie iba 2 ks imelovcov na strom (obr. 2), čo predstavuje až trojnásobný rozdiel, t. j. okraje porastov sú výrazne viac atakované imelovcom. Predpokladáme, že hlavný dôvod je ten, že rôzne druhy vtákov využívajú tieto okraje na párenie, hniezdenie a tým sústredia semená imelovcov do okrajov porastov, kde nachádzajú vhodné podmienky na klíčenie a prerastanie haustórií. Týmto infikujú okraj porastov a odtiaľto sa môže škodca šíriť postupne do celého porastu. Miera napadnutia okraja porastu bola 84 % oproti vnútru porastu kde bola len 54 %. Z toho vyplýva, že na okraji porastov sú napadnuté takmer všetky jedince pri dvojnásobne vyššej početnosti. Mrlinová (2012) uvádza vo svojej práci, že napadnutie je v mladších vekových stupňoch najmä na okrajoch porastu. Napadnutých jedincov na okraji porastu bolo 30 %, vo vnútri porastu 5 % v 6. VS. V starších stupňoch sa napadnutie zvyšuje. V 9. VS zistila napadnutých už viac ako 90 % dubov tak ako na okraji tak vo vnútri porastu. Toto zistenie potvrdzujú aj naše výsledky, že imelovec sa začína šíriť od okraja porastu v mladších VS a z rozrastlíkov. Kritický vek je v rozmedzí 90 – 100 rokov, kedy dochádza k výraznemu zvýšeniu početnosti a napadnutia aj vnútra porastu. Lopez de Beuen et al. (2002) taktiež poukazuje vo svojej práci na vyššie napadnutie okrajov porastov.

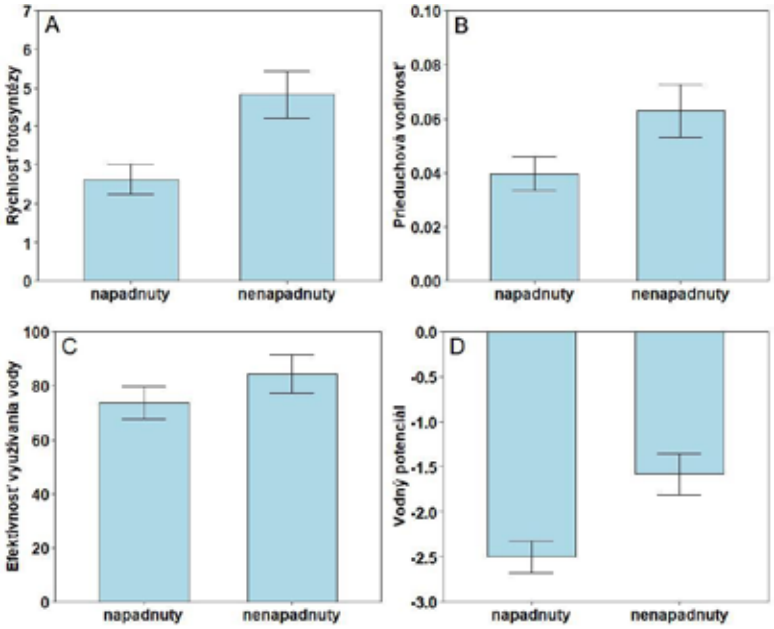


Obrázok 2. Priemerná početnosť imelovca na okraji a vo vnútri porastu
Figure 2. *Average number of yellow mistletoe in the stand age and inside the stand*

Fyziologické procesy

Rýchlosť fotosyntézy nenapadnutých dubov bola 4,83 µmol $CO_2.m^{-2}.s^{-1}$. U napadnutých dubov bola rýchlosť fotosyntézy 2,64 µmol $CO_2.m^{-2}.s^{-1}$. (obr. 3a). Vplyvom imelovca bola znížena fotosyntéza o 50 %, pričom negatívny vplyv imelovca sme zaznamenali aj pri prieduchovej vodivosti. Napadnuté duby mali prieduchovú vodivosť 0,04 mol.$CO_2.m^{-2}.s^{-1}$ a nenapadnuté mali 0,06 mol.$CO_2.m^{-2}.s^{-1}$ (obr. 3b). Vplyvom imelovca bola teda prieduchová vodivosť znížená o cca 40 %. Z nameranej hodnoty rýchlosti fotosyntézy a prieduchovej vodivosti sme vypočítali efektívnosť využita vody. Čím je hodnota efektívnosť využitia vody vyššia, tým si rastlina dokáže lepšie regulovať asimiláciu CO_2 a súčastnú stratu vody cez prieduchy. Pri napadnutých jedincoch to bolo 74 µmol CO_2/mol H_2O z celkového obsahu vody v strome a pri nenapadnutých to bolo 85 µmol CO_2/mol H_2O (obr. 3c). Efektívnosť využívania vody napadnutých dubov bola znížená o 13 %, čo je dôsledok vplyvu imelovca. Tento rozdiel nám potvrdzujú aj rozdiely vo vodnom potenciále asimilačných orgánov napadnutých a nenapadnutých dubov. Čím je hodnota vodného potenciálu viac záporná, tým je dub viac stresovaný suchom. Nenapadnuté duby mali hodnotu vodného potenciálu –1,58 MPa, zatiaľ čo napadnuté mali –2,02 MPa (obr. 3c). Tu môžeme vidieť spojitosť medzi prieduchovou vodivosťou a vodným potenciálom. Napadnuté duby mali nižšiu prieduchovú vodivosť o 40 %, čiže zavreli prieduchy aby sa bránili stratám vody. Vodný potenciál bol znížený o 0,5 MPa, čo je dôsledok imelovca. Môžeme teda povedať, že imelovec zintenzívňuje pôsobenie sucha a aj napriek tomu, že sa napadnuté jedince bránili stratám vody uzatváraním prieduchov, imelovec na vodný deficit nereaguje ich uzatváraním a naďalej odčerpáva vodu z hostiteľa, čím zvyšuje riziko odumretia (Vareschi & Pannier, 1953; Hellmuth, 1971). Z toho vyplýva že napadnuté jedince už nemajú kontrolu nad vodným režimom. Negatívnym vplyvom imelovca

na fyziologické procesy dubov sa zaoberalo viacero autorov. Urban et al. (2012) uvádza vo svojej práci 5-krát nižšiu transpiráciu v listoch duba ako v imelovci. Imelovec nielenže mal vyššiu transpiráciu, ale dokázal transpirovať v kratšom časovom intervale. Taktiež prieduchová vodivosť bola 6-krát vyššia u imelovca ako u hostiteľskej dreviny. Glatzel (1983) poukazuje vo svojej práci na 3 až 4-krát vyššiu transpiráciu v listoch imelovca ako v jeho hostiteľovi. Pri dobrých pôdno-vodných podmienkach, by vodný potenciál imelovca a napadnutých dubov mohol byť podobný, čo vedie k podobným mieram transpirácie (Gebauer et al., 2019). Takáto situácia je však na území Považského Inovca zriedkavá, keďže vo vegetačnom období väčšinou pozorujeme výrazný deficit zrážok, resp. ich nerovnomerný výskyt.



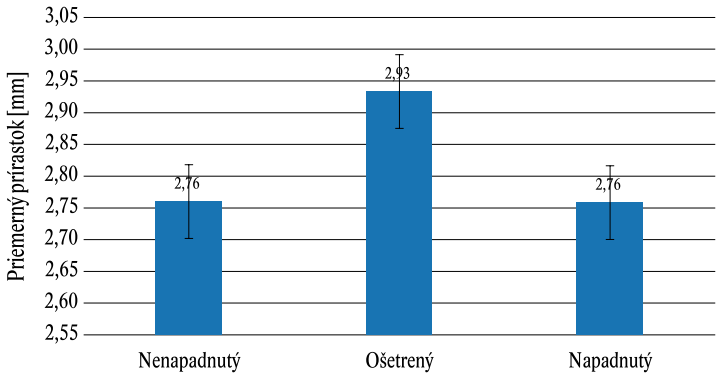
Obrázok 3. Rýchlosť fotosyntézy (A), prieduchová vodivosť (B), efektívnosť využívania vody (C), vodný potenciál listov (D) napadnutých a nenapadnutých dubov

Figure 3. *Photosynthetic rate (A), stomatal conductance (B), water use efficiency (C), and leaf water potential (D) in infected and healthy oaks*

Prírastky napadnutých, nenapadnutých a mechanicky ošetrených dubov

Za druhé vegetačné obdobie od ošetrenia síce najviac prirástli ošetrené duby, ale rozdiel medzi napadnutými, nenapadnutými a ošetrenými je nepatrný. Ošetrené prirástli o 0,17 mm viac ako nenapadnuté a o 0,17 mm viac ako napadnuté duby. Oproti minulému roku je rozdiel prírastkov oveľa nižší. Napadnuté a nenapadnuté prirástli rovnako. Vyrovnanie prírastkov mohol spôsobiť deficit vlahy počas vegetačného obdobia, ale najmä nadbytok vody v máji, ktorý urýchlil tvorbu jarného dreva. Ďalším dôvodom mohlo byť, že ošetrené duby začali regenerovať korunu a tým do hrúbky prirástli výrazne menej ako minulý rok a väčšiu časť prírastku presunuli do tvorby letorastov v korune. V minulom roku prirástli ošetrené duby až 4,1 mm, nenapadnuté 2,65 mm a napadnuté 1,75 mm za rok (Rozkošný et al., 2019). Tu môžeme vidieť veľký rozdiel prírastku medzi rokmi. Rozdiel prírastku ošetrených dubov medzi rokmi bol 1,17 mm (2018 – 4,1 mm; 2019 – 2,93 mm), čo môže naznačovať, že duby začali regenerovať svoje koruny. Z toho vyplýva, že po prvom roku malo mechanické ošetrenie akceleračný vplyv na hrúbkový prírastok, avšak v druhom roku predpokladáme, že dub reaguje regeneráciou koruny a pravdepodobne väčšiu časť energie dal do novovznikajúcich letorastov, ktoré boli už viditeľné v ošetrených korunách. Toto je však len naša domnienka a merania týchto dubov budú pokračovať aj v ďalších rokoch. Doležal et al. (2016) uvádza vo svojej práci, že na prírastok dubov významne vplýva habitus, vek, ale najmä napadnutie imelovcom. Duby s vysokým napadnutím imelovca mali znížený ročný prírastok o 1,5 mm oproti slabo napadnutým dubom, ktoré prirástli 3 mm za rok. K tejto teórii sa prikláňa aj Durand-Gillmann et al. (2014), ktorý taktiež poukazuje vo svojej práci na negatív-

ny vplyv imelovca na rast napadnutých stromov. K zníženému prírastku došlo až po napadnutí dubov. Ďalším negatívnym vplyvom imelovca je aktivácia spiacich púčikov a vytváranie tzv. vlkov. U napadnutých dubov bolo zaznamenané mohutnenie nižšie nasadených vetiev až do takej miery, že bol zmenený celý habitus stromov (Kubíček et al., 2011). Z ekonomického hľadiska imelovec svojím negatívnym vplyvom znehodnocuje dubovú guľatinu a tým aj celkové ekonomické speňaženie dubovej hmoty. Túto hypotézu potvrdzuje aj náš predošlý výskum. Napadnuté duby boli nižšie v priemere o 2 m, pričom mali výšku nasadenia koruny nižšiu o 1,75 m. Je to dôsledok obmedzeného rastu v korune, kde sa nachádza práve imelovec. Tým možno konštatovať, že na kmeni dochádza k čoraz nižšiemu nasadeniu vetiev (Rozkošný et al., 2019).



Obrázok 4. Prírastky napadnutých, nenapadnutých a mechanicky ošetrených dubov
Figure 4. *Increments of infected, healthy and mechanically treated oak trees*

Predbežné návrhy pre prax

Imelovec európsky negatívne vplýva na zdravotný stav dubových porastov, čo potvrdzujú aj naše výskumy. Je zjavné, že imelovec svojím pôsobením rozpadá korunu dubov a takýmto spôsobom zhoršuje zdravotný stav dubových porastov. Tento škodca v minulosti nebol podrobnejšie skúmaný, preto je aj málo poznatkov o škodách tohto druhu z nášho územia. V súčasnosti nie sú známe efektívne prostriedky boja s týmto poloparazitom. Perspektívu vidíme v mechanickom ošetrení dubov, ktoré po prvom roku ošetrenia malo akceleračný vplyv na hrúbkový prírastok dubov a v druhom roku malo zrejme vplyv najmä na regeneráciu korunu dubov. Túto hypotézu budeme podrobne overovať ešte niekoľko rokov. V dostupnej literatúre sa ako boj s imelovcom uvádza použitie hnojív obohatených o draslík. Použitie chloridu draselného a dusičnanu amónneho má negatívny vplyv na rast imelovca. Dobré výsledky boli dosiahnuté po ošetrení imelovcov tekutým hnojivom Laktofol (Stalev et al., 2000).

Pri obnove PSL sa poškodenie imelovcom nehodnotilo. V súčasnosti sa poškodenie imelovcom hodnotí nejednoznačne a nedostatočne, i keď toto poškodenie je zahrnuté v kódovom označení v číselníku druhu poškodenia pro tvorbe PSL ako „46 – Cudzopasné vyššie rastliny“. Inšpektori LOS v spolupráci s Ústavom HÚL vypracovali metodiku hodnotenia imelovca pre taxátorov. Preto bude potrebné pri obnovách PSL na lesných celkoch začať hodnotiť aj poškodenie dubových porastov imelovcom.

Pre málo poznatkov ochrany dubových porastov pred týmto škodcom, možno zatiaľ odporučiť aspoň výrub napadnutých jedincov formou ťažbového zásahu do 8. VS, kde sú napaduté najmä rozrastlíky a predrastlíky, načo poukázala aj naša práca. Pri prebierke bude potrebné vyberať najmä: oslabené, poškodené, napadnuté jedince iným škodlivým činiteľom, rozrastlíky a predrastlíky. Zvýšenú mieru pozornosti bude potrebné venovať okrajom porastov, ktoré sú náchylnejšie na napadnutie a sú napádané ako prvé. Vzhľadom na málo poznatkov o ochrane, je toto odporúčanie predbežné, pretože nie sú známe poznatky o vplyve prebierok na následne napadnutie imelovcom. Výskum v tomto smere bude pokračovať

V rubných porastoch sú akékoľvek odporúčania zatiaľ sporné a máme zatiaľ málo poznatkov na odporúčanie aspoň predbežných opatrení.

Ďalším možným opatrením sú prevody nízkeho tvaru lesa na vysoký, pretože výmladkové porasty sú náchylnejšie na napadnutie. Druhová skladba porastu je taktiež dôležitá. Zmiešané porasty sú odolnejšie a menej napádané týmto škodcom.

Záver

Imelovec európsky môžeme považovať za závažného škodcu dubov a jeho negatívny dopad na zdravotný stav dubových porastov potvrdila aj naša práca. So zvyšujúcim vekom sa zvyšuje početnosť imelovca ako aj miera napadnutia porastov. Napadutie začína približne od 4. do 8. VS s 10 % mierou napadnutia a s početnosťou od 1 do 2 imelovcov na strom. Napadnuté sú najmä rozratlíky a predrastlíky, ako aj okraje porastov. Z týchto miest sa škodca šíri s vekom do celého porastu. V starších stupňoch je miera napadnutia 90 %, pri početnosti v priemere 3 až 5 imelovcov na jeden strom. Iba 10 % stromov v týchto stupňoch su nenapadnuté. Miera napadnutia okraju porastu bola 84 %, oproti vnútru porastu kde bola len 54 %, čiže okraj porastu bol výrazne viac napadnutý. Tento rozdiel nám potrdzuje aj vyššia početnosť imelovca na jeden strom. Na okraji porastu bola v priemere 6 ks a vo vnútri porastu 2 ks na jeden strom.

Imelovec negatívne vplýval na fyziologické procesy. Fotosyntéza bola znížená u napadnutých dubov o 50 %, prieduchová vodivosť o 40 %. Napadnuté duby mali zníženú efektivitu využívania vody pri tvorbe prírastku o 13 %. Vplyvom imelovca bolo zvýšený stres suchom, pretože znížil vodný potenciál o 0,5 MPa, z čoho vyplýva, že napadnuté duby sa bránili suchu zatvorením prieduchov, ale imelovec im aj tak čerpal vodu a tým zvyšoval deficit vody v jedincoch.

Rozdiel v prírastkoch napadnutých, nenapadnutých a ošetrených dubov sa vyrovnal za vegetačné obdobie 2019. Mechanicky ošetrené duby prirástli o 0,17 mm viac ako napadnuté a nenapadnuté duby, no rozdiel oproti minulému roku sa znížil. Predpokladáme, že tento nižší prírastok bol spôsobený regeneráciou koruny ošetrených dubov.

Do budúcna bude potrebný ďalší výskum v tejto problematike. Potrebné bude najmä zistiť či má zmysel mechanické ošetrovanie dubov, najmä z ekonomického hľadiska, prípadne vyskúšať alternatívne možnosti ošetrenia napadnutých dubov.

Poďakovanie

Tento článok vznikol vďaka podpore z projektu poskytnutej od LESY SR, š. p., z projektu „Výskum a vývoj na podporu konkurencieschopnosti slovenského lesníctva - SLOV-LES“, projekt financovaný z rozpočtovej kapitoly MPRV SR (prvok 08V0301), a ďalej Internou projektovou agentúrou IPA 13/2019 a Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe Zmluvy č. APVV-17-0644.

Literatúra

Barlow, B. A., 1983: Biogeography of Loranthaceae and Viscaeae. In: Calder, D. M., Bernhardt, P. (eds.): The biology of mistletoes, Academic Press, Sydney, p. 19–46.

Bowie, M., 2004: Water and nutrient status of the mistletoe Plicosepalus acaciacae parasitic on isolated Negev Desert populations of Acacia raddiana differing in level mortality. J. Arid Environ., 56: 487–508.

Buchleitner, E., 1982: Mikroskopische Untersuchungen über die Anatomie des Haustoriums und die Keimung der Eichenmistel (*Loranthus europaeus*). Diss. Univ. Bodenkultur. Vienna.

Dénes, B., 2014: *Loranthus europaeus*. In: Schütt, P., Weisgerber, H., Schuck, H.J., Lang, U.M., Roloff, A., Stimm, B. (eds.). Enzyklopädie der Holzgewächse. Handbuch und Atlas der Dendrologie. Band III/3/47.

Doležal, J., Lehečková, E., Sohar, K., Altman, J., 2016: Oak decline induced by mistletoe, competition and climate change: A case study from central Europe. 88: 323–346.

Durand-Gillmann, M., Cailleret, M., Boivin, T., Nageleisen, L.-M., Davi, H., 2014: Individual vulnerability factors of Silver fir (*Abies alba* Mill.) to parasitism by two contrasting biotic agents: mistletoe (*Viscum album* L. ssp. abietis) and bark beetles (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) during a decline process. Ann. For. Sci., 71: 659–673.

Eliáš, P., 1987: Quantitative ecological analysis of a mistetoe (*Loranthus europaeus* Jacq.) population in an oakhornbeam forest: space continuum approach. Ecology, 6(4): 359–372.

Eliáš, P., 2007: Úhyn imelovca (*Loranthus europaeus* Jacq.) na severnej hranici rozšírenia v Európe: Slovensko. In: Dreviny v mestskom prostredí a v krajine. Aktuálne trendy dendrologického výskumu a praxe, zborník na CD nosiči.

Galko, J., Pittner, J., Parobeková, Z., Bošeľa, M., Lalík, M., Rell, S., Nikolov, Ch., Mikuš, D., 2018: Výskum vplyvu imelovca európskeho na hrúbkový prírastok dubov a zhodnotenie predpokladaných ekonomických strát (predstavene projektu). In: Kunca, A. (ed.): Aktuálne problémy v ochrane lesa, Zvolen, Národné lesnícke centrum, s. 46–51.

Garkoti, S., Akoijam, S., Singh, S., 2002: Ecology of water realtions between mistletoe (*Taxilus vestitus*) and its host oak (*Quercus floribunda*). Tropical Ecology, 43: 243–249.

Gebauer, R., Albrechtová, P., Plichta, R., Volařík, D., 2019: The comparative xylem structure and function of petioles and twigs of mistletoe *Loranthus europaeus* and its host *Quercus pubescens*. Trees, Dostupné na internete: https://doi.org/10.1007/s00468-019-01829-2

Glatzel, G., Geils, B. W., 2009: Mistletoe ecophysiology: host-parasite interactions. Botany, 87: 10–15.

Glatzel, G., 1983. Mineral nutrition and water relations of hemiparasitic mistletoes: a question of partitioning. Experiments with *Loranthus europaeus* on *Quercus petraea* and *Quercus robur*. Oecologia, 56: 193–201, dostupné na internete: https://doi.org/10.1007/BF00379691

Hegi, G., 1981: Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Band III, Teil 1. Berlin, Hamburg, Verlag Paul Parey, 504 p.

Hellmuth, E. O., 1971: Eco-physiological studies on plants in arid and semi-arid regions in Western Australia: IV. Comparison of the field physiology of the host, *Acacia grasbyi* and its hemiparasite, *Amyema nestor* under optimal and stress conditions. J. Ecol., 59: 351–363.

Irving, L. J., Cameron, D. D., 2009: You are what you eat: interactions between root parasitic plants and their hosts. Adv Bot Res., 50: 87–138.

Jalas, J., Suominen, J. (eds.), 1976: Atlas Florae Europaeae. vol. 3. Salicaceae to Balanophoraceae. The Committee for Mapping the Flora of Europe, Helsinki, 111 p.

Janssen, T., Wulf, A., 1999: Zur Bedeutung von Misteln im Forstschutz. Biologische Bundesanstalt für Land und Forstschutz, Berlin, Germany, 129 p.

Kubíček, J., Martinková, M., Špinlerová, Z., 2011: Hemiparazité a provozní bezpečnost jimi napadených stromů. In: Provozní bezpečnost stromů, 24. – 25. 3. 2011, Brno, p. 44–50.

Kubíček, J., 2007: Výskyt a význam ochmetu evropského na úpatí Chřibů, Brno, 89 p.

Kumbasli, M., Keten, A., Beskardes, V., Makineci, E., Özdemir, E., Yilmaz, E., Zengin, H., Sevgi, O., Yılmaz, H., Caliskan, S., 2011: Hosts and distribution of yellow mistletoe (*Loranthus europaeus* Jacq. (Loranthaceae)) on Northern Strandjas Oak Forests-Turkey. Sci. Res. Essays 6.

Lopez de Buen, L., Ornelas, J. F., Garcia-Franco, J. G., 2002: Mistletoe infection of trees located at fragmented forest edges in the cloud forests of Central Veracruz, Mexico. For. Ecol. Manag., 164: 293–302, dostupné na internete: https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00624-7

Matula, R., Svátek, M., Pálková, M., Volařík, D., Vrška, T., 2015: Mistletoe Infection in an Oak Forest Is Influenced by Competition and Host Size. PloS One 10, e0127055, dostupné na internete: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0127055

McDowell, N. G., Beerling, D. J., Breshears, D. D., Fisher, R. A., Raffa, K. F., Stitt, M., 2011: The interdependence of mechanisms underlying climate-driven vegetation mortality. Trends Ecol. Evol., 26: 523–532, dostupné na internete: https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.06.003

Meusel, H., Jäger, E. et al., 1978: Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Bd. II. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.

Mrlinová, B., 2012: Výskyt ochmetu evropského (*Loranthus europaeus* Jacq.) v dubových porostech různych věkových stupňů na LZ Židlochovice. Bakalárska práca, Mendelova univerzita v Brně, 33 p.

Norton, D., Reid, N., 2002: Lessons in Ecosystem Management from Management of Threatened and Pest Loranthaceous Mistletoes in New Zealand and Australia. Conserv. Biol., 11: 759–769, dostupné na internete: https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.95529.x

Nováček, F., 1985: Minerální ochuzování lesních dřevin ochmetem evropským (*Loranthus europaeus* Jacq) a jmelím jehličnanovým (*Viscum laxum* Boiss. et Eut). Lesnictví, 31 p.

Pastýrik, Ľ., 1979: Fyziológia rastlín, Bratislava, Slovenské pedagogické nakladateľstvo, 310 p.

Press, M. C, Phoenix, G. K., 2005: Impacts of parasitic plants on natural communities. New Phytol., 166(3): 737–751.

Randle, C. P., Cannon, B. C., Faust, A. L., Hawkins, A. K., Cabrera, S. E., Lee, S., Lewis, M. L., Perez, A. A., Sopas, J., Verastegui, T. J., Williams, J. K., 2018: Host Cues Mediate Growth and Establishment of Oak Mistletoe (*Phoradendron leucarpum*, Viscaceae), an Aerial Parasitic Plant. Castanea Newberry, 83: 249–262.

Rigling, A., Eilmann, B., Koechli, R., Dobbertin, M., 2010: Mistletoe-induced crown degradation in Scots pine in a xeric environment. Tree Physiol., 30(7): 845–852, dostupné na internete: https://doi.org/10.1093/treephys/tpq038

Rozkošný, J., Fleischer, P., st., Fleischer, P., ml., Kubov, M., Galko, J., Rell, S., Lalík, M., Pittner, J., 2019: Problematika imelovca európskeho (*Loranthus europaeus* Jacq.) v dubových porastoch na LS Duchonka. In: Kunca, A. (ed.): Aktuálne problémy v ochrane lesa 2019. Zborník referátov z medzinárodnej konferencie konanej 31.–1. 2. 2019 v Kongresovom centre Kúpeľov Nový Smokovec, a. s., Zvolen, Národné lesnícke centrum, p. 101–107.

Sangüesa-Barreda, G., Linares, J. C., Camarero, J. J., 2012: Mistletoe effects on Scots pine decline following drought events: insights from within-tree spatial patterns, growth and carbohydrates. Tree Physiol., 32(5): 585–598, dostupné na internete: https://doi.org/10.1093/treephys/tps031

Scharpf, R., Parmeter J. R., 1982: Population Dynamics of Dwarf Mistletoe on Young True Firs in the Central Sierra Nevada, California. Res. Paper PSW-16I. Berkeley. CA: Paci c Southwest Forest and Range Experiment Station, Forest Service. U.S. Department of Agriculture.

Stalev, Z., Broshtilova, M., Zhechev, Zh., 2000: Invasion of the black mistletoe *Loranthus europaeus* L. in the high-stem oak forests in East Bulgaria. Nauka za Gorata, 37: 109–115.

Urban, J., Gebauer, R., Nadezhdina, N., Cermák, J., 2012: Transpiration and stomatal conductance of mistletoe (*Loranthus europaeus*) and its host plant, downy oak (*Quercus pubescens*). Biologia (Bratisl.), 67, dostupné na internete: https://doi.org/10.2478/s11756-012-0080-3

Vareschi, V., Pannier, F., 1953: Über den Wasserhaushalt tropischer Loranthaceen am natürlichen Standort. Phyton., 5: 140–152.

Ward, M. J., 2005: Ward Patterns of box mistletoe *Amyema miquelii* infection and pink gum *Eucalyptus fasciculosa* condition in the Mount Lofty Ranges, South Australia. For. Ecol. Manage., 213: 1–14.

Zweifel, R., Bangerter, S., Rigling, A., Sterck, F., 2012: Pine and mistletoes: How to live with a leak in the water flow and storage system? J. Exp. Bot., 63(7): 2565–2578, dostupné na internete: https://doi.org/10.1093/jxb/err432

Adresa:

doc. Ing. Peter Fleischer, PhD., Ing. Peter Fliescher, PhD., Ing. Jozef Rozkošný, Ing. Daniel Kurjak, PhD., Mgr. Alena Konôpková, PhD., Ing. Ján Pittner, PhD.
Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, T. G. Masaryka 24, SK – 960 01 Zvolen
e-mail: p.fleischersr@gmail.com; p.fleischerjr@gmail.com; jozefrozkosny728@gmail.com; pittner@tuzvo.sk

Ing. Hana Húdoková, Ing. Martin Kubov, PhD.
Ústav ekológie lesa SAV, Ľ. Štúra 1774/2, SK – 960 01 Zvolen
e-mail: mkubov5@gmail.com

Ing. Juraj Galko, PhD., Ing. Slavomír Rell, PhD., Ing. Michal Lalík
Národné lesnícke centrum - Lesnícky výskumný ústav Zvolen, Lesnícka ochranárska služba, Lesnícka 11, SK – 969 01 Banská Štiavnica
e-mail: galko@nlcsk.org; rell@nlcsk.org; lalik@nlcsk.org

ČIASTKOVÉ VÝSLEDKY LABORATÓRNEHO TESTOVANIA HUBY *BEAUVERIA BASSIANA* NA IMAGÁCH TVRDOŇA SMREKOVÉHO

Slavomír Rell • Juraj Galko • Michal Lalík

Rell S., Galko, J., Lalík, M.: Partial results of a laboratory testing of *Beauveria bassiana* on *Hylobius abietis* adults. APOL, 2019, vol. 1, no. 1, p. 90–95.

Abstract: The large pine weevil (*Hylobius abietis* L.) (Coleoptera: Curculionidae) is considered one of the most important insect pests of newly planted coniferous seedlings. The aim is to use nature-friendly methods in forest protection, and one of them is the use of entomopathogenic fungi. In this paper, several conidia concentrations (10^5,10^6,10^7,10^8 conidia/ml of water suspension) of entomopathogenic fungus *Beauveria bassiana* were tested. This strain of fungus was isolated from a dead specimen of pine weevil caught in nature. The best results were achieved with a concentration of 10^8 conidia/ml, where it took 18 days on average to kill the host, and at the end of the experiment 100% mortality was reached only in this group. In the group of 10^7 conidia/ml, it took 24 days on average to kill the host, while in lower concentration groups it was from 30 to 34 days on average, with a significantly lower mortality rate.

Key words: the large pine weevil; *Hylobius abietis;* entomopathogenic fungi; maturation feeding

Úvod

Tvrdoň smrekový (*Hylobius abietis* L.) (Coleoptera: Curculionidae) je v Európe považovaný za jedného z najvýznamnejších hmyzích škodcov novovysadených ihličnatých kultúr (Eidmann, 1974; Nordlander, 1987). Samičky sú synovigénne a teda dozrievanie vajíčok a ich kladenie je závislé na zdrojoch získaných potravou (Munro, 1928; Nordenhem, 1989; Leather et al., 1999; Örlander et al., 2000; Wainhouse et al., 2004). Imága preto vykonávajú tzv. zrelostný žer, ohlodávaním kôry na kmienkoch ihličnatých sadeníc a extrémne poškodzujú sadenice po umelej obnove porastov, ktoré v dôsledku poškodenia hynú. Ku vytváraniu priaznivých podmienok pre tvrdoňa prispievajú rozsiahle vetrové a lykožrútové kalamity. Plochy po kalamitách je potrebné umelo obnoviť, čo sa časovo často prelína s liahnutím nových imág tvrdoňa, ktoré potrebujú vykonať zrelostný žer. Keďže najbližším zdrojom potravy pre imága sú ihličnaté sadenice, môžu na takýchto plochách vzniknúť obrovské škody, často s potrebou opakovaného zalesňovania, čím sa niekoľkonásobne môžu zvýšiť náklady na obnovu. Predovšetkým po roku 2010 sa poškodenie ihličnatých sadeníc výrazne zvýšilo a ročne tvrdoň poškodí stovky hektárov ihličnatých výsadieb (Galko et al., 2013a, b, c, 2014). Slabé poranenie nie je pre sadenicu smrteľné a rany sa pomerne dobre hoja. Pri opakovanom intenzívnom poškodení môže rýchlo dôjsť k úhynu celých výsadieb. Ku bežným metódam ochrany lesa patrí najmä chemické ošetrenie sadeníc (Varínsky, 2011; Galko et al., 2014) a používanie lapacích kôr (Galko et al., 2012, 2013a, 2014). Nevýhodou chemického ošetrenia je nutnosť jeho opakovania, pre jeho relatívne krátkodobú účinnosť a nežiadúca záťaž životného prostredia (Modlinger et al., 2018). Navyše sa škody vyskytujú častokrát v oblastiach s tretím a vyšším stupňom ochrany prírody, kde sa môžu použiť pesticídy iba na výnimku, čo je problematický a zdĺhavý proces. V týchto oblastiach prichádza do úvahy použitie lapacích kôr (Galko et al., 2012, 2013a), voskovaných sadeníc (Galko et al., 2013c) a tiež využitie biologických metód (Galko et al., 2013a). Patrí sem aj metóda s využitím entomopatogénnych húb, s ktorými bola založená séria niekoľkých experimentov. Cieľom bolo vyselektovať entomopatogénnu hubu a koncentráciu jej konídií, schopnú zlikvidovať hostiteľa (imágo tvrdoňa) v čo najkratšom čase. V tejto práci sú prezentované čiastkové výsledky jedného experimentu.

Metodika

Experiment prebehol v roku 2013. Na základe výsledkov predchádzajúcich experimentov, v ktorých vyšiel ako najúčinnejší kmeň huby *Beauveria bassiana* kultivovaný z uhynutého imága tvrdoňa, odchyteného z prírody (2012), bol tento experiment zameraný na testovanie rozdielnych koncentrácií konídií tejto huby (tab. 1). Použitých bolo 150 ks imág v pomere pohlaví 1:1. Infikovanie imág prebehlo mokrým spôsobom, namočením imág do vodnej suspenzie konídií po dobu 5 sekúnd. Pre narušenie povrchového napätia a lepšie zmáčanie imág, bolo do suspenzie pridané zmáčadlo Tween 80 v koncentrácii 0,05 %. Po infikovaní boli imága umiestnené jednotlivo do Petriho misiek s 2 kusmi navlhčenej buničitej vaty (asi 4 × 4 cm), pre udržanie vlhkosti v Petriho miskách a tiež ako zdroj vody pre tvrdone. Ako zdroj potravy boli použité borovicové konáriky (*Pinus sylvestris*) približne 8 cm dlhé a 0,7 cm hrubé, odobraté z jedného jedinca borovice. Konáriky v Petriho miskách boli vymieňané každých 10 dní. Experiment prebehol v laboratóriu Centra excelentnosti biologických metód ochrany lesa (CEBIMOL) na Stredisku lesníckej ochranárskej služby. Teplota vzduchu sa pohybovala v rozmedzí 18 – 24 °C a pri relatívnej vlhkosti vzduchu 50 % r.v.v. Experiment bol hodnotený v štvordňových intervaloch vizuálnou obhliadkou každého imága. Sledovaná bola mortalita imág a stupeň prerastania hubou podľa päť bodovej stupnice (tab. 2), od živého po hubou plne prerastené imágo (obr. 1). Mortalita neprerastených imág bola hodnotená ich jemným pritlačením pinzetou, na ktoré živé imága reagovali pohybom. Pinzeta bola sterilizovaná po každom hodnotenom imágu.

Tabuľka 1. Dizajn ošetrení imág tvrdoňa v experimente s entomopatogénnymi hubami

Table 1. *Design of pine weevil adults treatment in entomopathogenic fungi experiment*

Ošetrenie	Počet použitých jedincov	
Kontrola	15♂ + 15♀	30
B. bassiana 10^5 konídií/ 1 ml	15♂ + 15♀	30
B. bassiana 10^6 konídií/ 1 ml	15♂ + 15♀	30
B. bassiana 10^7 konídií/ 1 ml	15♂ + 15♀	30
B. bassiana 10^8 konídií/ 1 ml	15♂ + 15♀	30

Tabuľka 2. Stupnica hodnotenia prerastania imág tvrdoňa smrekového hubou

Table 2. *Scale for evaluation of pine weevil adults overgrowth by fungus*

Stupeň prerastania	Stav
1	živé imágo
2	mŕtve imágo, bez prerastania hubou
3	mŕtve imágo, prerastené do 1/3 povrchu tela
4	mŕtve imágo, prerastené do 2/3 povrchu tela
5	mŕtve imágo, prerastené nad 2/3 povrchu tela

Obrázok 1. Stupne prerastania imága tvrdoňa hubou (3. až 5. stupeň) (Foto: Rell)

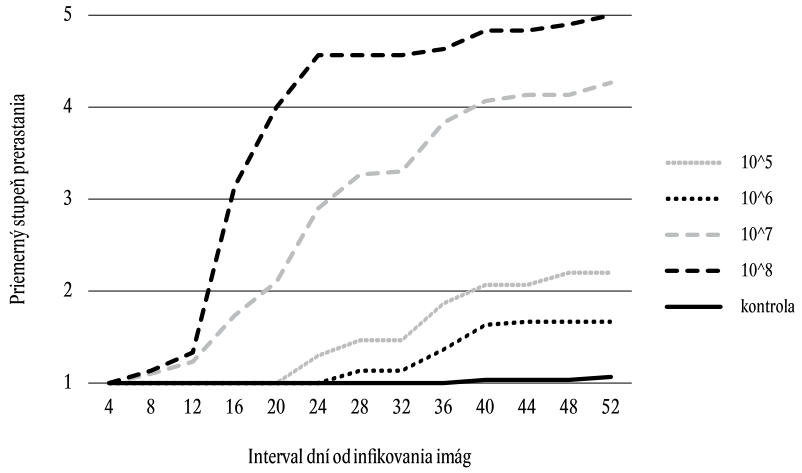
Figure 1. *Degrees of overgrowth of pine weevil adult by fungus (3. to 5. degree) (Photo: Rell)*

Výsledky

Rozdiel v účinnosti použitých koncentrácií konídií sa prejavil pri porovnaní priebehu prerastania imág hubou (obr. 2). V skupinách s vyššou koncentráciou (10^7 a 10^8 konídií/ 1ml.) bola zaznamená mortalita už pri druhom hodnotení (8 dní od infikovania). Pri poslednom hodnotení (52 dní od infikovania) bola zaznamenaná 100 % mortalita v skupine s najvyššou koncentráciou konídií (10^8 konídií/ 1 ml) a k usmrteniu imága došlo priemerne po 18 dňoch. V skupine s koncentráciou 10^7 konídií/ 1 ml

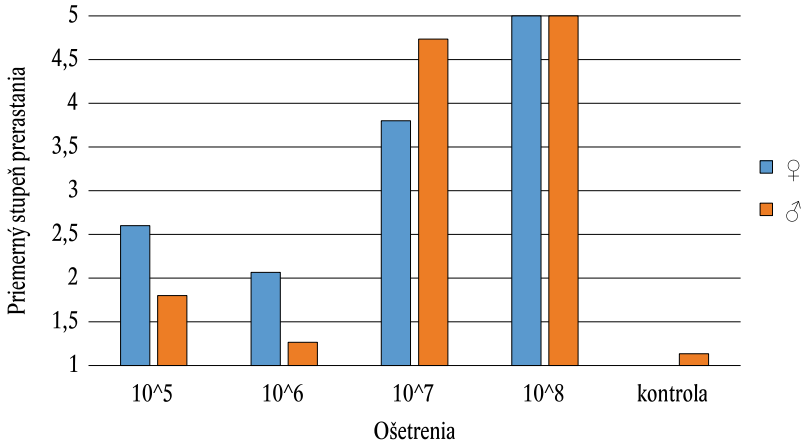
bola zaznamenaná 87 % mortalita a k usmrteniu imága došlo priemerne po 24 dňoch. V skupinách s nižšou koncentráciou bola zaznamenaná 3 až 6-násobne nižšia mortalita ako v skupine s koncentráciou 10^8 konídií/ 1 ml a usmrtenie imága trvalo priemerne 30 až 34 dní od ich infikovania.

Priemerný stupeň prerastania imág použitými koncentráciami, rozdelený podľa pohlavia znázorňuje obrázok 3. V skupinách s nižšou koncentráciou konídií boli náchylnejšie samice, pri koncentrácii 10^7 konídií/ 1 ml je tento výsledok opačný. Pri koncentrácii 10^8 konídií/ 1 ml bol výsledok rovnaký, nakoľko uhynuli všetky imága. Počas experimentu bola mortalita zaznamenaná aj v kontrolnej skupine (2 imága), avšak prítomnosť huby sa na týchto imágach nepotvrdila.



Obrázok 2. Priebeh priemerného stupňa prerastania imág tvrdoňov smrekových infikovaných testovanými koncentráciami konídií huby *B. bassiana*

Figure 2. *Progression of the mean degree of overgrowth of large pine weevil adults infected with tested conidia concentrations of B. bassiana fungus*



Obrázok 3. Priemerný stupeň prerastania imág tvrdoňa smrekového pri rozdielnych koncentráciách konídií huby *B. bassiana* na konci experimentu, rozdelený podľa pohlavia

Figure 3. *Mean degree of overgrowth of H. abietis adults by B. bassiana fungus at different conidia concentrations at the end of the experiment, divided to sexes*

Diskusia a záver

V súčasnosti je na trhu niekoľko prípravkov na báze entomopoatgénnych húb používaných v poľnohospodárstve ako napr. Melocont® a Granmet®, ktoré ako účinnú látku používajú *Beauveria brogiartii* a *Metarhizium anisopliae*. Vo svete už roky prebiehajú experimenty s entomopatogénnymi hubami, ako s potenciálne účinným prostriedkom v boji proti škodám aj v lesníctve. Ansari & Butt (2012) sa zaoberali entomopatogénnymi hubami *Metharizium robertsii*, *M. bruneum* a *B. bassiana* a sledovali ich vplyv na rôzne vývojové štádiá tvrdoňa (larvy, kukly imága). Ich laboratórne experimenty do-

kázali, že všetky spomenuté vývojové štádiá tvrdoňa sú citlivé na hubové patogény a hynú niekoľko dní po inokulácii, pričom larvy a kukly sú náchylnejšie. V tejto práci bolo ako testovacie štádium použité imágo tvrdoňa, ktoré je možné získať omnoho jednoduchšie ako iné vývojové štádiá, odchytom lapacími zariadeniami. Zo štyroch testovaných koncentrácií konídií huby *B. bassiana*, vyšla signifikantne vyššia účinnosť koncentrácií 10^7, 10^8 oproti kontrole, a koncentráciami 10^5, 10^6 konídií. Ansari & Butt (2012) zistili, že aj nízke koncentrácie konídií sú schopné spôsobiť usmrtenie imág tvrdoňa, čo sa potvrdilo aj v tejto práci, avšak v skupinách s nižšou koncentráciou bola zaznamenaná 3 až 6 násobne nižšia mortalita. Doberski (1981) odhadol, že koncentrácia menej ako 100 konídií *M. robertsii* a *B. bassiana* môže spôsobiť infekciu imágu podkôrnika brestového (*Scolytus scolytus*, Fabricius., Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae), kŕmiacom sa na kotúčoch kôry namočených v suspenzii konídií. Podobne sa infikujú aj imága tvrdoňa, kŕmiace sa kôrou ošetrenou *B. bassiana*, ale čas prežitia imág je až 81,8 dní (Wegensteiner & Fuhrer, 1988). V tejto práci bol podobne sledovaný čas prežívania imág po ich infikovaní. V skupinách s nižšou koncentráciou konídií, imága prežívali priemerne 30 až 34 dní od ich infikovania a pri skupinách s vyššou koncentráciou to bolo 18 až 24 dní. Podľa očakávania sa so zvyšujúcou koncentráciou konídií, zvyšovala aj účinnosť ošetrenia. Spôsobené to môže byť tým, že pri nižších koncentráciách vyklíči a úspešne imágo prerastie menší počet konídií a imágo je tak schopné odolávať dlhšiu dobu. Čo sa týka ochrany sadeníc pred žerom tvrdoňa, je potrebné podotknúť, že len 3 imága žerúce na sadenici, ju dokážu za 6 dní okrúžkovať, čo má pre takúto sadenicu fatálne následky (Girling et al., 2010). Rýchlosť akou dokážeme ošetrením eliminovať škodcu zohráva dôležitú úlohu pri znížení, prípadne zabránení škôd, ktoré môže spôsobiť a teda aj pri záchrane novovysadených ihličnatých kultúr.

Výhodou používania entomopatogénnych húb je ekologickosť, sú prirodzenou súčasťou prírodného prostredia a boli pozorované aj na podkôrnych druhoch, najčastejšie na *Ips typographus* (Kirschner, 2001; Wegensteiner, 2004; Wegensteiner et al., 2007, a, b, 2015, a, b) a *Ips sexdentatus* (Draganova et al., 2010, Takov et al., 2012). Nepredstavujú nebezpečie pre vtáky, ryby a cicavce (Zimmermann, 1993, 2007) a nepredstavujú riziko pre ľudí alebo životné prostredie (Strasser et al., 2000; Dabro & Thomas, 2009). Výhodou je tiež ich schopnosť produkovať nové konídiá na uhynutých jedincoch tvrdoňa. Konídiá sú tiež schopné udržať si za priaznivých podmienok (v pňoch, v pôde) klíčivosť aj niekoľko mesiacov (Ansari & Butt, 2012), čo závisí aj od teploty, v ktorej sú „uskladnené". Ansari & Butt (2011) pozorovali klíčivosť konídií *M. anisopliae*, ktoré uskladnili po dobu 4 mesiacov pri teplote 4 a 20 °C. Zistili, že konídiá uskladnené pri nižšej teplote si životnosť udržia lepšie, ako konídiá uskladnené pri vyššej teplote.

V tejto práci bola laboratórne potvrdená účinnosť testovaného kmeňa huby *B. bassiana* izolovaného priamo z uhynutého imága tvrdoňa odchyteného z prírody. Momentálne pracujeme na vývoji a patentovej ochrane nosiča, ktorý by zabezpečil prežívanie konídií a udržanie ich dlhodobej účinnosti aj v terénnych podmienkach.

Poďakovanie

Tento článok vznikol vďaka podpore z Agentúry na podporu výskumu a vývoja na základe zmluvy č. APVV-16-0031 Výskum alternatívnych metód ochrany ihličnatých sadeníc pred hmyzími škodcami a č. APVV-15-0531 Webová GIS aplikácia pre monitoring výskytu škodlivých činiteľov v lesoch Slovenska. Ďalej bol článok podporený projektom „Výskum a vývoj na podporu konkurencieschopnosti slovenského lesníctva – SLOV-LES", projekt financovaný z rozpočtovej kapitoly MPRV SR (prvok 08V0301).

Literatúra

Ansari, M. A., Butt, T. M., 2011: Effects of successive subculturing on stability, virulence, conidial yield, germination and shelf-life of entomopathogenic fungi. Journal of applied microbiology, 110(6): 1460–1469.

Ansari, M. A., Butt, T. M., 2012: Susceptibility of different developmental stages of large pine weevil *Hylobius abietis* (Coleoptera: Curculionidae) to entomopathogenic fungi and effect of fungal infection to adult weevils by formulation and application methods. Journal of Invertebrate Pathology, 111(1): 33–40.

Darbro, J. M., Thomas, M. B., 2009: Spore persistence and likelihood of aeroallergenicity of entomopathogenic fungi used for mosquito control. The American journal of tropical medicine and hygiene, 80(6): 992–997.

Doberski, J. W., 1981: Comparative laboratory studies on three fungal pathogens of the elm bark beetle *Scolytus scolytus*: effect of temperature and humidity on infection by *Beauveria bassiana*, *Metarhizium anisopliae*, and *Paecilomyces farinosus*. Journal of Invertebrate Pathology, 37(2): 195–200.

Draganova, S., Takov, D. And Doychev, D., 2010: Naturally-occurring entomopathogenic fungi on three bark beetle species (Coleoptera: Curculionidae) in Bulgaria. Pesticides and phytomedicine (Pesticidi i fitomedicina) (Belgrade), 25: 59–63.

Eidmann, H. H., 1974: *Hylobius* Schonh. In: Schwenke, W. (ed.). Die Forstschadlinge Europas. 2. Kafer. Paul Parey Hamburg und Berlin, p. 275–293.

Galko, J., Gubka, A., Vakula, J., 2012: Praktické skúsenosti s využitím lapacích kôr na zníženie škôd spôsobených tvrdoňom smrekovým na mladých výsadbách ihličnatých drevín. In: Kunca, A. (ed.): Aktuálne problémy v ochrane lesa 2012, Zvolen, NLC, p. 60–64.

Galko, J. et al., 2013a: Nové metódy ochrany ihličnatých sadeníc pred poškodením tvrdoňom smrekovým. In: Les & Letokruhy, 69(1 – 2): 22–23.

Galko, J., Kunca, A., Vakula, J., Rell, S., Gubka, A., Nikolov, Ch., Zúbrik, M., 2013b: Usmernenie Lesníckej ochranárskej služby ku kontrole, ochrane a obrane sadeníc pred poškodením tvrdoňom smrekovým a lykokazmi rodu *Hylastes*. Zvolen, Národné lesnícke centrum, 21 p. Dostupné na internete: http://www.los.sk

Galko, J., Ondruš, M., Rell, S., Gubka, A., Vakula, J., 2013c: Využitie lapacích kôr pri monitoringu populačnej hustoty tvrdoňa smrekového a lykokazov rodu *Hylastes*. In: Kunca, A. (ed.): Aktuálne problémy v ochrane lesa 2013, zborník referátov z 22. medzinárodnej konferencie konanej 25. – 26. 4. 2013 v Novom Smokovci, Zvolen, NLC, p. 142–145.

Galko, J., Rell, S., Kunca, A., Maľová, M., Nikolov, Ch., Longauerová, V., 2014: Výskum vybraných metód a spôsobov ochrany sadeníc vo výsadbách pred lykokazmi a tvrdoňom smrekovým. In: Kunca, A. (ed.): Aktuálne problémy v ochrane lesa 2014, zborník referátov z 23. medzinárodnej konferencie konanej 23. – 24. 4. 2014 v Kongresovom centre Kúpeľov Nový Smokovec, a. s., Zvolen, Národné lesnícke centrum, p. 85–94.

Girling, R. D., Ennis, D., Dillon, A. B., Griffin, C. T., 2010: The lethal and sub-lethal consequences of entomopathogenic nematode infestation and exposure for adult pine weevils, *Hylobius abietis* (Coleoptera: Curculionidae). Journal of Invertebrate Pathology, 104(3): 195–202.

Kirschner, R., 2001: Diversity of filamentous fungi in bark beetle galleries in central Europe. Trichomycetes and other fungal groups, p. 175–196.

Leather, S. R., Day, K. R., Salisbury, A. N., 1999: The biology and ecology of the large pine weevil, *Hylobius abietis* (Coleoptera: Curculionidae): a problem of dispersal? Bulletin of Entomological Research, 89: 3–16.

Munro, J. W. 1928: The biology and control of *Hylobius abietis* L. Forestry, 2: 31–39.

Nordenhem, H., 1989: Age, sexual development, and seasonal occurence of pine weevil *Hylobius abietis* (L.). Journal of appied entomology. 108(1–5): 260–270.

Nordlander, G., 1987: A method for trapping *Hylobius abietis* (L.) with a standardized bait and ist potential for forecasting seedling. Scandinavian Journal of Forest Research, 2: 199–213.

Örlander, G., Nordlander, G., Wallertz, K., Nordenhem, H., 2000: Feeding in the crowns of Scots pine trees by the pine weevil *Hylobius abietis*. Scandinavian Journal of Forest Research, 15: 194–201.

Strasser, H., Vey, A., Butt, T. M., 2000: Are there any risks in using entomopathogenic fungi for pest control, with particular reference to the bioactive metabolites of *Metarhizium*, *Tolypocladium* and *Beauveria* species? Biocontrol Science and Technology, 10(6): 717–735.

Takov, D., Doychev, D., Linde, A., Draganova, S. A., Pilarska, D. K., 2012: Pathogens of bark beetles (Curculionidae: Scolytinae) and other beetles in Bulgaria. Biologia, 67(5): 966–972.

Varínsky, J., 2011: Používanie prípravkov na ochranu rastlín v lesoch. Zvolen, NLC, 32 p.

Wainhouse, D., Boswell, R., Ashburner, R., 2004: Maturation feeding and reproductive development in adult pine weevil, *Hylobius abietis* (Coleoptera: Curculionidae). Bulletin of Entomological Research, 94: 81–87.

Wegensteiner, R., Fuhrer, E., 1988: Efficacy of *Beauveria bassiana* (Bals.) Vuill. against *Hylobius abietis* L. (Coleoptera: Curculionidae).Entomophaga, 33: 339–349.

Wegensteiner, R., Weiser, J., 2004: Annual variation of pathogen occurrence and pathogen prevalence in *Ips typographus* (Coleoptera, Scolytidae) from the BOKU University Forest Demonstration Centre. Journal of Pest Science, 77(4): 221–228.

Wegensteiner, R., Pernek, M., Weiser, J., 2007a: Occurrence of *Gregarina typographi* (Sporozoa: Gregarinidae) and *Metschnikowia cf. typographi* (Ascomycota: Metschnikowiaceae) in *Ips sexdentatus* (Coleoptera: Scolytidae) from Austria. IOBC-WPRS Bulletin, 30(1): 217.

Wegensteiner, R., Epper, C., Wermelinger, B., 2007b: Untersuchungen über das Auftreten und die Dynamik von Pathogenen bei *Ips typographus* (Coleoptera, Scolytidae) in Befallsherden. Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft, 80: 79–90.

Wegensteiner, R., Wermelinger, B., Herrmann, M., 2015a: Natural enemies of bark beetles: predators, parasitoids, pathogens, and nematodes. Bark Beetles, p. 247–304.

Wegensteiner, R., Tkaczuk, C., Bałazy, S., Griesser, S., Rouffaud, M. A., Stradner, A., Steinwender, B. M., Hager, H., Papierok, B., 2015b: Occurrence of pathogens in populations of *Ips typographus*, *Ips sexdentatus* (Coleoptera, Curculionidae, Scolytinae) and *Hylobius* spp.(Coleoptera, Curculionidae, Curculioninae) from Austria, Poland and France. Acta Protozoologica, 3: 219–232.

Zimmermann, G., 1993: The entomopathogenic fungus *Metarhizium anisopliae* and its potential as a biocontrol agent. Pest Management Science, 37(4): 375–379.

Zimmermann, G., 2007: Review on safety of the entomopathogenic fungi *Beauveria bassiana* and *Beauveria brongniartii*. Biocontrol Science and Technology, 17(6): 553–596.

Adresa:

Ing. Slavomír Rell, PhD., Ing. Juraj Galko, PhD., Ing. Michal Lalík
Národné lesnícke centrum - Lesnícky výskumný ústav Zvolen, Lesnícka ochranárska služba,
Lesnícka 11, SK – 969 01 Banská Štiavnica
e-mail: rell@nlcsk.org

POROVNANIE ODCHYTOV LYKOKAZA SADENICOVÉHO A TVRDOŇOV DO ZEMNÝCH PASCÍ A LAPACÍCH KÔR

Michal Lalík • Juraj Galko • Slavomír Rell • Andrej Kunca • Jaroslav Holuša

Lalík, M., Galko, J., Rell, S., Kunca, A., Holuša, J.: Comparison of pitfall traps and trap barks method in trapping of Hylastes cunicularius and pine weevils. APOL, 2019, vol. 1, no. 1, p. 96–99.

Abstract: In recent years, the problem of young forest stand pests has an increasing trend. It is caused mainly by seedling pests of genus *Hylobius* and *Hylastes*. The study compares two methods of trapping adults of those pests, a pitfall trap, and a trap bark. In capturing genus *Hylobius*, the difference between the two types of traps was not significant, since 1,785 individuals of this genus were captured to pitfall traps with atractant and 1,623 to trap barks. Significant differences occurred in the trapping of species *Hylastes cunicularius*, in which 1 005 individuals were captured to pitfall traps, and only 70 to trap barks. Regarding the ability to capture target species, and costs related, the method of pitfall traps is considered to be more efficient.

Key words: trap bark; pitfall trap; pine weevil; *Hylastes cunicularius;* alpha-pinene

Úvod

Po kalamitách v ihličnatých porastoch ostáva veľké množstvo pňov a koreňov, v ktorých sa môžu vyvíjať rôzne druhy škodcov. Takýmito druhmi sú napríklad rod tvrdoň (*Hylobius*) a lykokaz sadenicový. Larvy sa vyvíjajú pod kôrou koreňov a pňov odumretých ihličnatých stromov. Larvy svojim vývojom neškodia, práve naopak pomáhajú pri rozklade pňov a koreňov. Škodlivé sú však dospelé jedince, ktoré vykonávajú zrelostný a úživný žer na sadeniciach (Zúbrik et al., 2013). Požierajú kôru a lyko, čím narúšajú transport látok v pletivách a dochádza k odumretiu sadeníc. Sadenice majú najväčšiu mortalitu prvý a druhý rok po vysadení alebo dovtedy, pokiaľ kmienok na koreňovom krčku nedosiahne minimálne 1 cm.

Hromadné odchyt tvrdoňov pomocou rôznych techník a atraktantov, ktoré ich priťahujú (pasca, kôra, čerstvé konáre) boli vo veľkej miere využívané v strednej Európe už dlhšiu dobu. Prvýkrát sú spomenuté už v prvej polovici 19. storočia (Ratzeburg, 1839).

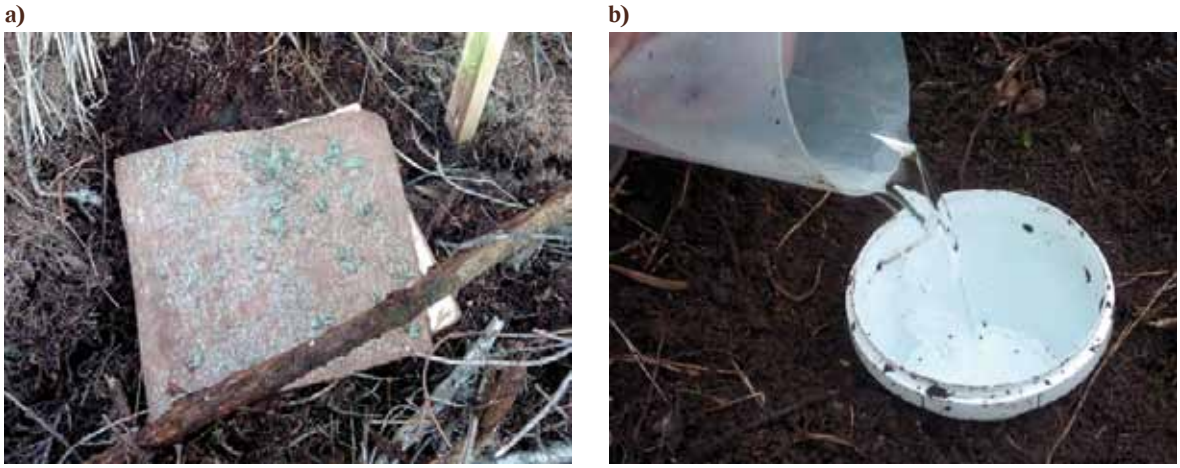
Zníženie pracovného zaťaženia, vyžadované zberom tvrdoňov smrekových z lapacích kôr, sa často používa v kombinácii s rôznymi insekticídmi, najmä po vývoji syntetických pyretroidov. Postupne od tejto metódy opustila väčšina európskych krajín, v súčasnosti používané iba v Poľsku a Rumunsku (Långström & Day, 2004). Hlavným dôvodom, prečo ochrana sadeníc touto metódou klesá, je náročnosťou prípravy lapacích kôr a potrebou ich častej kontroly a výmeny.

Naopak zemné pasce sú vyrobené z plastu a vydržia aj viac sezón. Výsledky ukázali (Lalík et al., 2019), že alfa-pinene v kombinácii s etanolom má silnú atraktivitu na tvrdoňa smrekového, čo bolo očakávané, keďže alfa-pinene je jednou zo zložiek živice ihličnatých stromov. V kombinácií s účinnými návnadami môžu zemné pasce nahradiť tradične používané prostriedky, nie len na monitorovanie populácií škodcov, ale aj to, že ich udržia pod kontrolou.

Cieľ práce bolo otestovať nami navrhnutý atraktant do zemných pascí a dokázanie hromadného odchytu jedincov lykokaza sadenicového a z rodu tvrdoň a v porovnaní s tradičnou metódou odchytu do lapacích kôr a ekonomicky porovnať tieto metódy.

Metodika práce

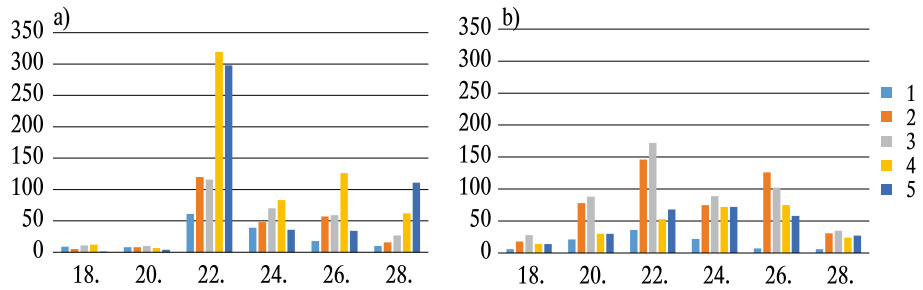
Experiment bol založený na LS Liptovská Teplička (LESY SR, š. p., OZ Liptovský Hrádok) a trval od 16. 4. 2019 do 11. 7. 2019. Zemné pasce boli vyprázdňované v pravidelnom dvojtýždňovom intervale a z lapacích kôr sa imága vyberali každé zväčša 3 – 4 dní, (niekedy bol interval aj dlhší). Pokus bol založený na 5 lokalitách, ktoré boli od seba vzdialené do 500 metrov. Priemerná nadmorská výška bola 1 120 m n. m., zastúpenie drevín 100 % smrek obyčajný. Na jednej výskumnej ploche bolo celkovo umiestnených 10 zemných pascí v jednom rade vzdialenosť medzi pascami 7 metrov a v druhom súbežnom rade boli umiestnené lapacie kôry (obr. 1a) vzdialenosť medzi radmi 7 metrov. Ako zemná pasca boli použité vedierka o objeme 1,2 litra (obr. 1b). Vo vrchnej časti tesne pod vrchnákom bolo navŕtaných 8 dier v pravidelnom rozstupe s priemerom dier 7 mm. Pod vrchnák sme zavesili atraktant, ktorý obsahoval alfa-pinene s etylalkoholom v pomere 1:2 a do vnútra pasce sme naliali 2 dcl propylénglykolu pre rýchle usmrtenie chrobákov a na ich konzerváciu. Lapacie kôry boli vyrobené podľa STN 48 2712 (Galko et al., 2016). Čerstvá smreková kôra sa vyrába s rozmermi približne 50 cm × 25 cm zložená na polovicu alebo zrolovaná po šírke a opatrená čerstvým borovicovým alebo smrekovým výhonom hrubým aspoň 6 mm slúžiacim ako návnada. Pri výrobe lapacej kôry sa používa kôra z čerstvo spíleného smreka (čím je kôra hrubšia, tým je dlhšie obdobie atraktívna pre tvrdone).



Obrázok 1. Lapacia kôra a), zemná pasca b)
Figure 1. *Trap bark a), pitfall trap b)*

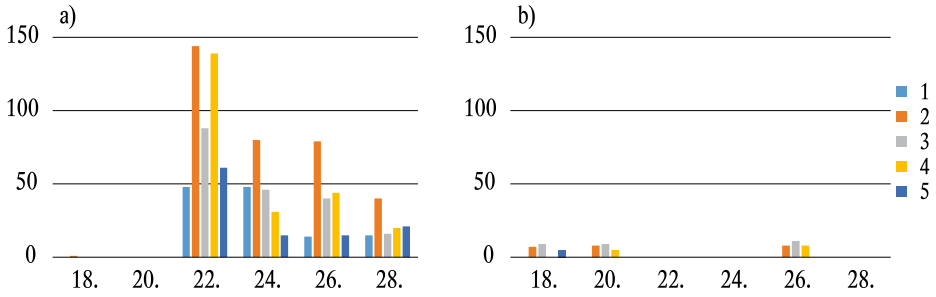
Výsledky

Za pozorované obdobie bolo do zemných pascí odchytených celkovo 1 785 imág rodu tvrdoň (obr. 2a) a do lapacích kôr sa odchytilo 1 623 imág rodu tvrdoň (obr. 2b). Najlepšie odchyty do obidvoch typov návnad sme zaznamenali v priebehu od 20. do 22. týždňa. Na jednotlivých blokoch sa odchyty výrazne líšili.



Obrázok 2. Odchyty tvrdoňov do zemných pascí a) a lapacích kôr b) po jednotlivých blokoch a týždňoch
Figure 2. *Captured pine weevils into a pitfall traps a) and trap barks b) by blocks and weeks*

Do zemných pascí a lapacích kôr boli lákané aj iné druhy hmyzu. So škodlivých druhov hmyzu to boli predovšetkým lykokaz sadenicový. Do zemných pascí sme odchytili celkovo 1 005 kusov (obr. 3a) a do lapacích kôr bolo odchytených 70 kusov lykokaza sadenicoveho (obr. 3b). Pri zbere imág z rodu *Hylastes* nastával problém, že imága boli zavŕtané v kôre a keby sme ich chceli odobrať, museli by sme mechanicky porušiť kôru, čím by sme skrátili jej životnosť.



Obrázok 3. Odchyty lykokaza sadenicového do zemných pascí a) a lapacích kôr b) po jednotlivých blokoch a týždňoch
Figure 3. *Captured Hylastas cunicularius into a pitfall traps a) and trap barks b) by blocks and weeks*

Praktické zhodnotenie

V metóde zemných pascí na odchyt a usmrcovanie dospelých jedincov tvrdoňov a lykokazov vidíme veľký potenciál. Táto metóda má oproti metóde lapacích kôr viacero výhod:

– odstránenie prácnosti výroby lapacích kôr a častej kontroly (2 až 5 dní),
– lapacie kôry treba vymieňať približne každé dva týždne,
– naopak zemné pasce stačí kontrolovať len dvakrát za mesiac a vymieňajú sa v nej iba atraktanty, ktoré sme za celú dobu pokusu vymieňali 1-krát,
– množstvo náplne atraktantu je na 6 – 8 týždňov, až po tomto období je potrebné vymenenie,
– imága, ktoré padnú do zemnej pasce, už nemajú možnosť z nej vyliezť, pretože sa tam nachádza tekutina, ktorá ich usmrtí.

Metóda je pri nízkom počte zemných pascí 20 – 30 ks/ha kontrolná podľa STN 48 2712 (Ochrana lesa proti tvrdoňom a lykokazom na sadeniciach). V prípade, že zvýšime počet zemných pascí aspoň na 50 ks/ha, môžeme ju považovať za ochrannú. Toto tvrdenie si bude však vyžadovať ešte ďalší výskum.

Ekonomické zhodnotenie

Cena jednej zemnej pasce je 0,50 eur ak zemnú pascu vyrábame sami. Pri výrobe v cudzej réžii sa cena pohybuje okolo 2 eur. Cena atraktantu do zemnej pasce cca je 2,50 eur. Počas doby experimentu sme v jednej zemnej pasci použili dva atraktanty. Náklady na jednu zemnú pascu s atraktantami na 12 – 16 týždňov sa teda môžu pohybovať od 5,50 eur do 7 eur.

Cena jednej lapacej kôry okolo 2,30 eur, v tejto cene nie je zahrnutá kontrola. Lapacia kôra si zachová atraktivitu pre dospelé tvrdone a lykokazy 10 – 14 dní v závislosti od počasia. V našom prípade sme lapacie kôry vymieňali každé dva týždne pri výbere zemných pascí. Za celú dobu pokusu sa všetky kôry vymieňali celkom 6-krát.

Celková suma za všetky zemné pasce (50 ks) s atraktantami (100 ks.) bola 275 eur s DPH. Cena za 300 kusov lapacích kôr (50 ks výmena 6-krát) bola 690 eur s DPH. Lokality zo zemnými pascami sme navštívili 7-krát. Naopak lapacie kôry sme vyberali 16 krát. V týchto cenách nie je zahrnutá cena práce pre obslužný personál.

Záver

Metóda odchytu pomocou zemných pascí sa v tomto prípade ukazuje ako lepšia možnosť. Je menej prácna, dokáže odchytiť viac dospelých jedincov z rodu tvrdoň a lykokazov sadenicových a z ekonomického hľadiska je výrazne výhodnejšia.

Poďakovanie

Tento článok vznikol vďaka podpore z Agentúry na podporu výskumu a vývoja na základe zmluvy č. APVV-16-0031 a č. APVV-18-0086, a vďaka podpore projektu „Výskum a vývoj na podporu konkurencieschopnosti slovenského lesníctva - SLOV-LES“, projekt financovaný z rozpočtovej kapitoly MPRV SR (prvok 08V0301).

Literatúra

Galko, J., Vakula, J., Kunca, A., Rell, S., Gubka, A., 2016: Ochrana lesa. Ochrana lesa proti tvrdoňom a lykokazom na sadeniciach. Bratislava, Úrad pre normalizáciu, metrológiu a skúšobníctvo, STN 48 2714, 8 p.

Lalík, M., Holuša, J., Galko, J., Resnerová, K., Kunca, A., Nikolov, C., Mudrončeková, S., Surový, P., 2019: Simple Is Best: Pine twigs are better than artificial lures for trapping of pine weevils in pitfall traps. Forests, 10(8): 642, dostupné na internete: https://doi.org/10.3390/f10080642.

Långström, B., Day, K. R., 2004: Damage, control and management of weevil pests, especially *Hylobius abietis*. In: Lieutier, F., Day, K. R., Battisti, A., Grégoire, J.-C., Evans, H. F. (eds.): Bark and wood boring insects in living trees in Europe: A synthesis. Springer, Dordrecht, The Netherlands, p. 415–444.

Ratzeburg, J. T. C., 1839: Die Forst- Insekten. Erster Teil – Die Käfer. 2. Auflage. Nicolai'sche Buchhandlung, Berlin, 247 p.

Zúbrik, M., Kunca, A., Csóka, G., 2013: Insects and Diseases damaging trees and shrubs of Europe. N.A.P.Edition, 535 p.

Adresa:

Ing. Michal Lalík, prof. Ing. Jaroslav Holuša, Ph.D.
Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Kamýcká 129, CZ – 165 00 Praha 6 – Suchdol

Ing. Michal Lalík, Ing. Juraj Galko, PhD., Ing. Slavomír Rell, PhD., Ing. Andrej Kunca, PhD.
Národné lesnícke centrum - Lesnícky výskumný ústav Zvolen, Lesnícka ochranárska služba, Lesnícka 11, SK – 969 01 Banská Štiavnica
e-mail: michal.lalik@nlcsk.org

ZMENY KLIMATICKÝCH PODMIENOK A NÁRAST VÝSKYTU BIOTICKÝCH ČINITEĽOV V BOROVICOVÝCH PORASTOCH

Roman Leontovyč • Milan Zúbrik • Andrej Kunca • Jozef Vakula

Leontovyč, R., Zúbrik, M., Kunca, A., Vakula, J.: Climatic condition changes and increase of the occurrence of biotic stress agents in pine stands, Slovakia. APOL, 2019, vol. 1, no. 1, p. 100–105.

Abstract: Pine is our second most important economic conifer species; its representation in the Slovak forests exceeds 7%. There has been significant degradation of pine forest recorded after 2011. The most affected areas are regions of Central Slovakia and Zahorie region, where we recorded an annual increase in the volume of incidental felling due to the increase of the incidence of biotic harmful agents, mainly bark beetles, and parasitic wood decaying fungi. In the last years there have been difficulties in determining primary cause of pine stand decline in Zahorie region.

Key words: bark beetles; fungi; pine decline

Odumieranie borovíc na Slovensku a okolitých krajinách

Borovica je našou druhou hospodársky najvýznamnejšou ihličnatou drevinou, jej zastúpenie v lesoch Slovenska presahuje 7 %. Na Záhorí dochádza v období posledných rokov k výraznému chradnutiu borovicových porastov, kde nie je jednoznačne možné stanoviť primárnu príčinu odumierania. Každoročne dochádza k nárastu objemu náhodných ťažieb, najmä následkom kalamitného premnoženia podkôrneho hmyzu. Porasty sú primárne oslabené suchom, vplyvom poklesu hladiny spodnej vody. Oslabenie porastov spôsobuje aj enormný výskyt imela bieleho, kde v niektorých porastoch dosahuje napadnutie korún 40 až 60 % (Leontovyč et al., 2018).

V roku 2019 sme zaznamenali príznaky odumierania porastov so zastúpením borovice lesnej aj v oblasti Spiša. Príznaky sa zaznamenali koncom vegetačného obdobia. V porastoch dochádza k postupnému sčervenaniu jednotlivých borovíc, niekedy sú odumreté aj menšie skupinky stromov. Takéto príznaky zaznamenávame najmä na južných a juhovýchodných expozíciách. V korunovej časti odumretých borovíc sa nachádzali požerky podkôrneho hmyzu. Pod kôrou bola identifikovaná prítomnosť nebezpečných druhov podkôrneho hmyzu – lykožrúta vrcholcového (*Ips acuminatus*) a druhov rodu *Tomicus*. Tieto druhy podkôrneho hmyzu spôsobujú predčasné odumieranie borovice najmä po primárnom oslabení suchom v posledných troch rokoch. Taktiež rok 2019 možno v oblasti Spiša hodnotiť ako výrazne suchý, kedy sa priemerné teploty pohybovali nad dlhodobým normálom. Na vetvách odumretých borovíc bola zistená prítomnosť patogénnej huby *Cenangium ferruginosum*.

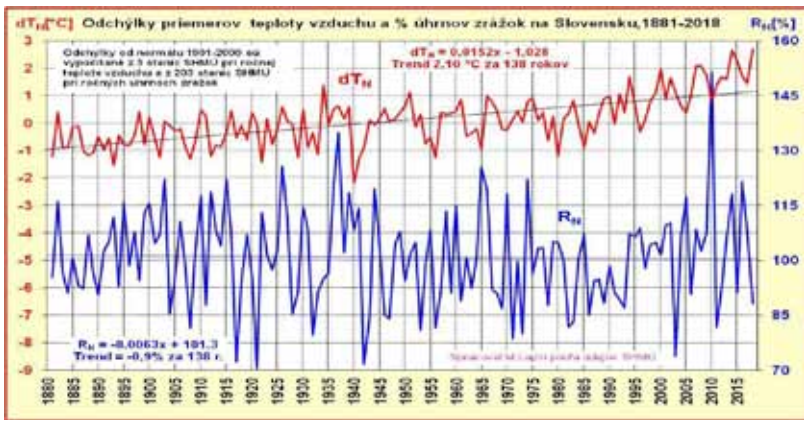
Obdobná situácia je aj v okolitých krajinách kde na prelome tohto tisícročia zaznamenávame zhoršovanie zdravotného stavu borovice čiernej. Po suchom roku 2015 dochádza aj v okolitých krajinách k presychaniu borovicových porastov v dôsledku pôsobenia klimatických faktorov a nárastu pôsobenia hubových patogénov a hmyzích škodcov (Liška et al., 2016).

Stále častejšie striedanie klimatických extrémov posledných rokov, sprevádzaných extrémnymi teplotami a nárastom zrážkových deficitov oslabuje porasty borovice vo viacerých častiach Európy. Následne dochádza k premnoženiu podkôrnikov a postupnému rozpadu porastov. Miestami až kalamitné premnoženie spôsobuje predčasný úhyn stromov a vyvoláva zvýšený výskyt sekundárnych škodcov. Kalamity majú eruptívny charakter, dostavujú sa náhle, bez predchádzajúceho varovania.

Chradnutie porastov so zastúpením borovice sa na Slovensku zaznamenávalo aj v predchádzajúcich desaťročiach. Významné hynutie borovíc spôsobené hubou *Cennangium ferruginosum* je známe zo Slovenska z obdobia rokov 1959 – 1960. V roku 1996 bola na Slovensku zistená M*ycosphaerella pini* anamorfné štádium *Dothistroma pini*, ktorá spôsobuje tzv. červenú sypavku borovíc. Jej výskyt na Slovensku je už trvalý. Výraznejšie škody spôsobuje najmä v lesných škôlkach, vo výsadbách, v mladinách a v plantážach vianočných stromčekov. Po roku 2000 s rôznou intenzitou pretrváva na Slovensku poškodzovanie borovice čiernej hubou pyknidovka beľová *Sphaeropsis sapinea*, ktorá spôsobuje poškodenie práve rašiacich výhonkov. Od začiatku roka 2012 evidujeme rozsiahle poškodenie borovice lesnej a borovice čiernej hubou *Cenangium ferruginosum* a *Gremmeniella abietina* a to predovšetkým v oblasti Štiavnických vrchov, Javoria a Krupinskej planiny V rovnakom období dochádza k napádaniu borovice lesnej aj podkôrnymi druhmi hmyzu, najmä *Tomicus minor, Tomicus piniperda* a *Ips acuminatus,* najmä v oblasti Záhoria. Od tohoto obdobia dochádza k výraznému zhoršovaniu zdravotného stavu, ktoré vyústilo až do kalmitnej situácie, kedy sa v oblasti Záhoria takmer výlučne len náhodné ťažby.

Vplyv klimatický podmienok na rozvoj biotických činiteľov

Všeobecne roky 2014 – 2018 patrili z dlhodobého hľadiska medzi 5 najteplejších od roku 1880. Rok 2019 bude zrejme tretí alebo aj druhý najteplejší (Lapin, 2019). Odchýlky priemerov teploty vzduchu a percent úhrnov zrážok na Slovenku v rokoch 1881 až 2018 sú na obrázku 1.



Obrázok 1. Zmeny ročných priemerov teploty vzduchu a ročných úhrnov zrážok na Slovensku od roku 1881 do roku 2018 (podľa SHMU, Lapin)

Figure 1. *Changes in annual air temperature averages and annual rainfall totals in Slovakia from 1881 to 2018 (by Slovak Hydrometeorological Institute, Lapin)*

Podľa údajov s SHMÚ bol prvý polrok 2019 na Slovensku, okrem niekoľko chladnejších epizód, relatívne veľmi teplý, do konca júna nakoniec prevažne zrážkovo normálny, pričom zrážkovo bohaté boli len mesiace január a máj. Keďže zrážky padali nerovnomerne nedošlo k vyrovnaniu pôdneho deficitu a na viacerých miestach sa vyskytlo prechodné sucho najmä z dôvodu vysokých teplôt.

Celkove možno vegetačné obdobie roku 2019 (IV – IX) hodnotiť ako silne nadnormálne, teda väčšinou veľmi teplé. Pričom bolo 5. až 8. najteplejšie v histórii meteorologických pozorovaní. Zrážkovo bolo vegetačné obdobie 2019 predbežne celkovo v medziach normálu, až slabo nadnormálne, no s veľmi nevyrovnaným časovým priebehom zrážok (veľa zrážok spadlo v máji a miestami aj v septembri, inak bolo prevažne sucho).

Jeseň 2019 (september až november) bola na Slovensku v priemere celkovo teplotne mimoriadne nadnormálna v porovnaní s dlhodobým priemerom 1951 – 1980, v porovnaní s DP 1901 – 2000 bola ešte asi o 0,1 až 0,2 °C teplejšia. Zrážkovo bola jeseň 2019 predbežne celkovo normálna, miestami nadnormálna, navyše s veľmi nevyrovnaným časovým priebehom zrážok (viac zrážok spadlo iba pri krátkotrvajúcich cyklonálnych situáciách). Na zrážky bol bohatý len máj a miestami aj september.

Vývoj zdravotného stavu borovíc na Slovensku v roku 2018

Na Slovensku sa v borovicových porastoch v roku 2018 spracovalo 270 150 m^3 kalamitnej hmoty (tab. 1). V porovnaní s predchádzajúcim rokom došlo k nárastu náhodných ťažieb o 103,8 tis. m^3. Najvýznamnejšou mierou sa na tomto objeme podieľal podkôrny hmyz a abiotické činitele. Už niekoľko rokov po sebe dochádza k nárastu napadnutého borovicového dreva podkôrnym a drevokazným hmyzom.

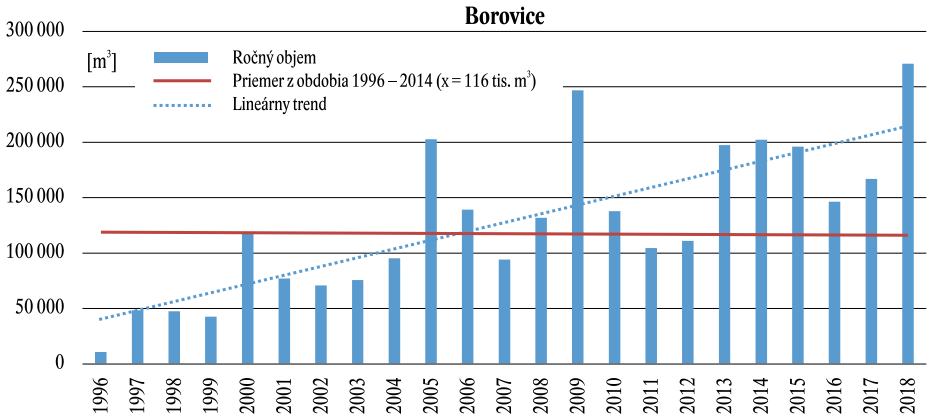
Celkom hmyzí škodcovia napadli v roku 2018 až 161 534 tis. m^3, čo je o 95 tis. m^3 viac ako v roku 2017. Abiotické škodlivé činitele v roku 2017 poškodili 80,8 tis. m^3, v roku 2018 to bolo 102,7 tis. m^3. Medzi najvýznamnejšie druhy podkôrnikov patria: lykožrút vrcholcový (*Ips acuminatus*), lykožrút borovicový (*Ips sexdentatus*), alebo druhy rodu *Tomicus* spp. lykokaz borinový (*Tomicus minor*) a lykokaz borovicový (*Tomicus piniperda*). Tak ako v predchádzajúcich rokoch aj v minul minulom roku dochádza k poklesu náhodných ťažieb pôsobením hubových patogénov. Pokiaľ v roku 2014 bolo vyťažených takmer 11 tis. m^3 dreva napadnutého patogénnymi hubami, v roku 2018 predstavoval objem NT 1,8 tis. m^3. Následkom pôsobenia antropogénnych činiteľov bolo spracovaných 2,8 tis m^3 drevnej hmoty (pokles o 56 %).

Tabuľka 1. Štruktúra NT borovíc podľa hlavných skupín škodlivých činiteľov v roku 2018

Table 1. *Structure of salvage felling by main groups of harmful agents in 2018*

Činitele	Náhodná vykonaná ťažba [m^3]
Abiotické činitele	102 741
Podkôrny a drevokazný hmyz	161 534
Patogénne huby	1 821
Rôzne biotické činitele	1 218
Antropogénne činitele	2 836
Spolu	270 150

Zdravotný stav borovicových porastov sa po roku 2011 neustále zhoršuje (obr. 2), pričom v oblasti Záhoria môžeme hovoriť o kalamitnom stave. Príznaky odumierania zaznamenávame aj v oblastiach Zlatých Moraviec, Trenčína, Rožňavy a pod. Chradnutie borovicových porastov v oblasti Záhoria, je podmienené klimatickými faktormi a následným premnožením podkôrneho hmyzu, druhov poškodzujúcich asimilačné orgány, ako aj hubových patogénov. Nepriaznivá situácia je nielen v oblasti Záhoria, ale aj v iných oblastiach kde dochádza k nárastu odumierania. Po posledných troch suchých rokoch dochádza k nárastu chradnutia a odumierania porastov so zastúpením borovice čiernej v dôsledku fyziologického oslabenia a následného napadnutia hubami *Dothistroma* sp., alebo *Sphaeropsis sapinea*, ktoré poškodzujú najmä konce výhonov, presychanie vetiev, ako aj celých borovíc. Vzhľadom na doterajší priebeh počasia predpokladáme, že v roku 2019 dôjde k opätovnému nárastu objemu náhodných ťažieb v borovicových porastoch, najmä z dôvodu spracovávania podkôrnikovej kalamity.



Obrázok 2. Vývoj objemu vykonanej náhodnej ťažby borovíc na Slovensku v rokoch 1996 až 2018

Figure 2. *Trend of the volume of salvage felling of pine trees in Slovakia in the years 1996 to 2018*

Najvýznamnejšie skupiny biotických činiteľov podieľajúcich sa na hynutí borovíc na Záhorí

Najčastejšie prítomným druhom boli huby rodu *Ophiostoma*, ktorých prítomnosť sa zaznamenala na 51,02 % z obvodu všetkých kmeňov. Veľmi hojné boli tiež druhy *Orthotomicus longicollis*, *Phaenops cyanea* a druhy čeľade Cerambycidae. Len vzácne sa vyskytovali v sledovanej časti kmeňa nebezpečné druhy *Ips sexdentatus*, *Tomicus minor*, *Tomicus piniperda* a *Ips acuminatus*.

V chradnúcich porastoch sa vyskytovali pod kôrou borovíc veľmi často ophiostomatálne huby. Najviac sa nachádzali u stromov kategórie mŕtve stromy. Symptóm sme označili ako „Ophiostoma" pretože predpokladáme, že sa jedná o niektorý druh rodu *Ophiostoma* spp. Celkom bolo na sledovaných lokalitách v roku 2017 analyzovaných 113 stromov (60 v letnom termíne a 53 v jesennom termíne). Priemerne bolo teda na každej lokalite analyzovaných 7,53 stromu. Potvrdila sa prítomnosť všetkých 9 druhov hmyzu a húb v danom území (tab. 2).

Pri analýzach korunových častí živých, odumierajúcich a mŕtvych borovíc sa sporadicky zaznamenali príznaky poškodenia hubami *Gremmeniella abietina* a *Sphaeropsis sapinea*. V korunách borovice lesnej bola izolovaná huba *Cenangium ferruginosum*, jej výskyt nebol taký významný ako prítomnosť ophiostomatálnych húb. Jedná sa o patogénov ktorých aktivita je podmienení fyziologickým oslabením stromov.

Z tabuľky 2 vyplýva, že najfrekventovanejším druhom bol druh *Orthotomicus longicollis*. Vyskytoval sa na 14 lokalitách a teda chýbal len na jednej lokalite. Najmenej častými boli druhy *Ips acuminatus* a *Tomicus minor*. Je to prirodzené nakoľko tieto dva druhy preferujú tenšie časti kmeňov a vyskytujú sa prevažne na hrubších vetvách a v korunách stromov. Vo väčšine prípadov bol výskyt škodcov vyšší pri jesennej kontrole v porovnaní s letnou. Zastúpenie druhov *I. sexdentatus* a *T. piniperda* v sledovanej časti kmeňa bola nízka a mohla súvisieť s priebehom počasia. Extrémne teplé letá a nedostatok disponibilnej spodnej vody stromy veľmi dehydruje a tie hynú následkom sucha ale najmä po napadnutí druhom *I. acuminatus* v korunách.

Tabuľka 2. Výskyt monitorovaných druhov podľa termínu realizácie monitoringu

Table 2. *Occurrence of monitored species according to the date of monitoring*

	N [ks]	*Phaenops cyanea*	*Orthotomicus longicollis*	*Ips sexdentatus*	*Ips acuminatus*	*Tomicus minor*	*Tomicus piniperda*	*Cerambycidae*	*„Ophiostoma"*	*Armillaria* spp.
Leto	60	33,00	32,83	6,00	0,00	0,00	1,67	24,92	63,83	9,83
Jeseň	53	7,36	19,25	0,09	0,09	9,43	3,96	14,72	36,51	1,25
Spolu	113	20,97	26,46	3,23	0,04	4,42	2,74	20,13	51,02	5,85
PLV		13	14	6	1	1	5	13	13	8

PLV – Počet lokalít s výskytom druhu, N – počet stromov.

Proces dehydratácie stromu je v extrémne teplom a suchom prostredí tak rýchly, že veľké druhy podkôrnych škodcov (*Ips sexdentatus* a *Tomicus piniperda*) nestačia zareagovať a obsadiť hynúci strom. Vhodné podmienky pre vývin *I. sexdentatus* a *T. piniperda* trvajú zrejme príliš krátko na to aby ich veľké larvy dokázali dokončiť úspešne svoj vývin. Lyko rýchlo vyschne a znemožní larvám ďalšiu existenciu. Celkom suché drevo a lyko totiž nie je vhodné pre vývin týchto druhov. Túto teóriu je ale potrebné potvrdiť ďalším výskumom.

Druhy *O. longicollis*, *I. acuminatus*, *T. minor* a *T. piniperda* boli hojnejšie v prvej skupine stromov naproti tomu druhy *P. cyanea*, *I. sexdentatus, Cerambycidae,* „*Ophiostoma*" a *Armillaria* spp. boli hojnejšie v druhej skupine stromov (tab. 2).

Typické ohniská podkôrneho hmyzu (akútne odumieranie) boli pozorované predovšetkým v okolí lesných skladov a porastových stien (lykožrút borovicový) a v okolí holín s ponechanými ťažbovými zvyškami to bol lykožrút vrcholcový. V týchto prípadoch sa jednalo o primárne poškodenie porastov podkôrnym hmyzom. V týchto prípadoch došlo k neskorému odvozu napadnutej hmoty alebo k zanedbaniu porastovej hygieny.

Významnú úlohu v chradnutí porastov má imelo. Tento parazit sa vyskytoval na všetkých analyzovaných stromoch. Imelo sa za posledných 20 až 30 rokov stáva významným činiteľom ovplyvňujúci zdravotný stav borovicových porastov na viatych pieskoch Záhoria. Výskyt imela je takmer plošný a závisí aj od veku porastov. Najmä porasty nad 60 rokov boli takmer na všetkých lokalitách napadnuté, pričom priemerná úroveň napadnutia sa pohybovala na úrovni 20 %. Nezriedka sa v porastoch nachádzajú borovice ktorých koruny sú imelom napadnuté na 80 až 90 %.

Záver

V podmienkach Slovenska sa uvedené premnoženie podkôrnych a drevokazných škodcov v borovicových porastoch nevyskytuje často. Podobné odumieranie borovíc bolo zaznamenané na Záhorí naposledy v 70. a 80. rokoch. Vtedy nastala zmena hydrologických podmienok v dôsledku tzv. meliorácií pozemkov. Došlo k zníženiu hladiny podzemnej vody o 1,5 až 3 metre a k následnému odumieraniu predovšetkým starších borovíc (Leontovyč st., 1990). Následkom bolo napadnutie stromov podkôrnym hmyzom, s dominanciou krasoňov (*Phaenops* sp.), ale aj patogénnymi hubami (podpňovka, koreňovka). Kočiová & Toma (1990) poukazujú na vplyv veľkých melioračných úprav v rokoch 1971 – 1975, ktoré mali za následok zníženie hladiny podzemnej vody a narušenie vodného režimu, čo sa prejavilo v rokoch 1976 – 1978 chradnutím a vysychaním borovíc v celej oblasti záhorských pieskov. Po regulácii rieky Moravy a jej prítokov v rokoch 1972 – 1983 došlo najskôr k vysychaniu mäkkých listnáčov a následne aj borovicových porastov.

Odumieranie borovice spôsobené komplexným pôsobením sucha, podkôrneho hmyzu a húb nemožno podceňovať. V roku 2019 sa odumieranie začalo prejavovať aj v oblasti Spiša. Aj keď je borovica pomerne odolná a flexibilná drevina, dlhodobo oslabené stromy, ktoré majú krátke prírastky, preriedené koruny a poškodené korene nedokážu odolávať biotickým škodcom. Priaznivý vplyv počasia, najmä dostatok zrážok, môže posilniť stromy, ktoré by regenerovali a lepšie odolávali škodcom. Na tento fakt sa však v dnešných podmienkach klimatických zmien nedá spoľahnúť a preto je potrebné urobiť v aktívnej ochrane lesa čo možno najviac. Vzhľadom na pretrvávajúce klimatické zmeny bude potrebné pristúpiť k podrobnejšiemu výskumu možností ďalšieho obhospodarovania borovicových porastov na viatych pieskoch Záhoria, prípadne čiastočnej zmene drevinového zloženia lesov v predmetnej oblasti.

Poďakovanie

„Táto práca bola podporovaná Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe Zmluvy č.: APVV-15-0531, APVV-15-0348, APVV-16-0031“. Tento príspevok bol podporený projektom „Výskum a vývoj na podporu konkurencieschopnosti slovenského lesníctva - SLOV-LES“, projekt financovaný z rozpočtovej kapitoly MPRV SR (prvok 08V0301).

Literatúra

Kočiová, M., Toma, P., 1990: Vplyv hydrologických zmien na stav lesov v Záhorskej nížine. In: Varga, L.: Pestovanie lesov v meniacich sa hydrologických podmienkach. Zborník referátov zo seminára, ktorý sa konal v Gabčíkove 9. 10. 1990. Zvolen, Výskumný ústav lesného hospodárstva, p. 161–168.

Leontovyč, R. st., 1990: Súčasné problémy ochrany hospodársky významných lesných drevín v meniacich sa hydrologických podmienkach. In: Varga, L.: Pestovanie lesov v meniacich sa hydrologických podmienkach. Zborník referátov zo seminára, ktorý sa konal v Gabčíkove 9. 10. 1990. Zvolen, Výskumný ústav lesného hospodárstva, p. 136–143.

Leontovyč, R., Zúbrik, M., Kunca, A., Vakula, J., Pajtík, J., Longauerová, V., 2018: Vplyv biotických činiteľov na odumieranie borovicových porastov, návrh opatrení. In: Kunca, A. (ed.): Aktuálne problémy v ochrane lesa 2018: Zborník referátov z 27. ročníka medzinárodnej konferencie, ktorá sa konala 1. a 2. februára 2018 v Novom Smokovci. Zvolen, Národné lesnícke centrum - Lesnícky výskumný ústav Zvolen, s. 85–90.

Liška, J., Knížek, M., Lubojacký, J., Modlinger, R., 2016: Živočišní škůdci v lesích Česka v roce 2015. In: Knížek, M.: Škodliví činitelé v lesích Česka 2015/2016, Zpravodaj ochrany lesa, sv. 19, p. 13–19.

Internetový zdroj: https://milanlapin.estranky.sk/ (dostupné 9.12.2019).

Adresa:

Ing. Roman Leontovyč, PhD., Ing. Milan Zúbrik, PhD., Ing. Jozef Vakula, PhD., Ing. Andrej Kunca, PhD.
Národné lesnícke centrum - Lesnícky výskumný ústav Zvolen, Stredisko Lesníckej ochranárskej služby, Lesnícka 11, SK – 969 23 Banská Štiavnica
e-mail: roman.leontovyc@nlcsk.org; milan.zubrik@nlcsk.org.; jozef.vakula@nlcsk.org; andrej.kunca@nlcsk.org

LESY A LESNÉ HOSPODÁRSTVO NA SLOVENSKU V MENIACICH SA SPOLOČENSKÝCH A EKOLOGICKÝCH PODMIENKACH

Jozef Konôpka

Konôpka, J.: The forests and forestry in Slovakia under changing social and ecological conditions. APOL, 2019, vol. 1, no. 1, p. 106–112.

Abstract

The implementation of the state forestry policy after the change of the political establishment in Slovakia after 1989 is characterized. Main problems that arose due to climate change, lack of funds for realization of protection and management of forests as well as incompetent interference in forest management by nature protection. Proposals are being put forward to take vigorous measures against the spread of bark beetles. Furthermore, the adoption of a fundamental change in the financing of forest management, i.e. equalizing the financing of ecosystem services with wood production role.

Key words: financing in forestry; forest protection; ecosystem services; harmful agents; bark beetles

Úvod

Odbornej, ale aj širokej verejnosti je dobre známe, že lesy na jednej strane zmierňujú negatívne vplyvy klimatickej zmeny na kvalitu života človeka. Na druhej strane v dôsledku nej dochádza k disturbancii lesných ekosystémov. V 80. rokoch minulého storočia sme ako hlavnú príčinu hynutia lesov označovali emisie zo spriemyselňovania krajiny a samozrejme ako aj dôsledok ich diaľkového prenosu zo zahraničia, najmä štátov ležiacich na západ od Slovenska. V podstate sme sa nemýlili, pretože aj v súčasnosti sa ako hlavná príčina klimatickej zmeny označujú emisie. Nejde tu ale už o problém lokálny, či regionálny, ale celosvetový. Takáto je skutočnosť. Otázkou je, čo by sme mali v lesoch za tejto situácie robiť, a to jednak, aby sme prispievali k zmierňovaniu negatívneho vplyvu klimatickej zmeny na kvalitu života človeka, ale zároveň, aby to taktiež bolo v prospech zachovania, ochrany a zveľadenia lesov na Slovensku. Rozum možno zobrať jednak z histórie nakladania s lesmi na Slovensku, ako aj z toho ako sa pristupuje k riešeniu tejto problematiky v zahraničí. Áno, ide o novú situáciu. Ale, ak si myslíme, že v lesoch na území Slovenska nebola aj v minulosti kritická situácia, tak sme na omyle. Žiadalo by si to podrobný rozbor, ale na to nie je priestor. Preto, ako poučenie vyberieme z množstva problémov len niektoré príklady, ktoré tu po zmene spoločenského zriadenia v roku 1989 boli a ako sa riešili.

Pripomeňme si niektoré medzníky

Po roku 1989, keď došlo ku zmene spoločensko-politického zriadenia, išlo o transformačný proces, ktorý prebiehal v celej spoločnosti, ako aj v LH. O tom, ako tento proces realizovať a ako by sa malo s lesmi nakladať, bola veľká variabilita názorov. Požiadavky jednotlivých nárokových skupín boli často protichodné. Takto tomu bolo najmä v prvých rokoch po zmene spoločenského zriadenia (1990, 1991). Vývoj dospel do štádia, keď sa presadila zásada, že treba aspoň všeobecne naformulovať štátnu lesnícku politiku a zabezpečiť jej schválenie tak vo vláde SR, ako aj v NR SR. Snahou bolo pri jej koncipovaní využiť skúsenosti z lesnícky vyspelých štátov západnej Európy, ako aj naše domáce poznatky a skúsenosti, najmä z obdobia po 2. svetovej vojne. Takto, po vzniku samostatnej SR v roku 1993, vláda SR a NR SR schválili novú štátnu lesnícku politiku, konkrétne Zámery stratégie lesníctva a štátnej lesníckej politiky a Zásady štátnej lesníckej politiky.

Ešte pred tým, ako budeme viac hovoriť o týchto dokumentoch, resp. o opatreniach, ktoré sa prijímali na zabezpečenie ich realizácie, pokladáme za potrebné uviesť, že im predchádzalo spracovanie kritickej analýzy vývoja LH a stavu lesov na Slovensku. Ako najzávažnejšie sa identifikovali tieto chyby a nedostatky: Drevinové zloženie na značnej výmere lesného fondu bolo stanovištne nevhodné (smrekové, prípadne borovicové monokultúry). Nízke bolo plošné zastúpenie rubných porastov, znižuje to ťažbové možnosti lesov (vo veku 81 – 120 rokov bolo len 19 % lesov). Výmera máloproduktívnych lesov bola 50 tisíc ha. Na 70 % plochy rubných porastov sa používali ekologicky a produkčne nevhodné holorubné formy. Prirodzene sa obnovovalo len 15 – 20 % lesov, hoci je možné dosiahnuť 50 – 60 %. Straty pri zalesňovaní dosahovali 46 – 67 %. Nedostatočná bola výchova porastov hlavne v mladšom veku. Lesné porasty neúmerne poškodzovala zver a nevhodná mechanizácia. Veľmi zlý bol stav v porastovej hygiene a vo využívaní drevnej suroviny. Nedostatočné bolo sprístupnenie lesných porastov cestnou sieťou. Mnohé lesné komplexy, vrátane lesnej pôdy, poškodili priemyselné imisie. Tieto sa stali trvalým faktorom, ktorý negatívne ovplyvňuje ďalší vývoj a okrem domácich zdrojov sa dostávali vzdušným prúdom zo zdrojov vzdialených stovky a tisícky kilometrov. Preto náprava ekologickej situácie sa mala riešiť v celoeurópskom meradle. Prognózy ďalšieho vývoja rátali s nárastom požiadaviek spoločnosti na plnenie funkcií lesov. Očakávalo sa, že na prvé miesto budú patriť celospoločenské účinky lesa, najmä jeho vodoregulačné, hygienicko-sanitárne a klimaticko-regulačné funkcie. Nakoniec sa navrhovalo zmeniť tradične nezávideniahodné postavenie LH v národohospodárskom komplexe, na ktoré sa toto odvetvie dostalo už v minulosti v dôsledku zúženého hodnotenia jeho prínosov výlučne len v oblasti drevnej produkcie (0,8 % podiel na tvorbe národného dôchodku). Podrobnejšie informácie možno nájsť v Lesníckom časopise: 1990, roč. 36, č. 3, s. 205–210 a 1992, roč. 38, č. 1, s. 59–76, kde sa uvádzajú aj návrhy na riešenie situácie. Zhrnuli sa do dvanástich bodov.

Vráťme sa však k dvom významným dokumentom z roku 1993, a to k Zámerom stratégie lesníctva a štátnej lesníckej politiky a k Zásadám štátnej lesníckej politiky. Prvý dokument, na základe analýzy a zhodnotenia stavu lesov, definoval základný cieľ lesníctva na Slovensku: **zachovanie, ochrana a zveľaďovanie lesov**, čo bolo zároveň základným cieľom štátnej lesníckej politiky. Ďalšou časťou bola ekonomická reforma, ktorá obsahovala prinavracanie vlastníckych a užívacích vzťahov k lesom ich pôvodným vlastníkom (reprivatizácia lesov), riešenie privatizácie v lesníctve (čiže odštátnenie určitých činností a zmien vo vlastníctve základných prostriedkov s rešpektovaním osobitostí LH), organizačné zmeny v lesníctve (ako jeden z predpokladov naplnenia zámerov ekonomickej reformy). Nasledovali zmeny v ekonomike lesníctva, oblasti: organizácia a riadenie lesníctva, pracovníci lesníctva a smery a spôsoby postupného zveľaďovania lesov (ekologizácia lesníctva, koncepcia obhospodarovania lesov do roku 2000, hospodárska úprava lesov, lesnícky výskum, lesnícke činnosti a chránené územia).

V zmysle týchto dokumentov prebiehala transformácia LH na nové politicko-spoločenské pomery. Nebudeme opakovať všetky opatrenia, ktoré sa v tomto období realizovali. Bolo ich veľmi veľa. Treba však pripomenúť, že veľká pozornosť sa venovala vypracovaniu nových právnych noriem a ich realizácii. Išlo tu jednak o usporiadanie vlastníckych a užívacích vzťahov k lesom (v zmysle zákonov č. 229/1991 Zb. a č. 330/1991 Zb.), čiže o reprivatizáciu lesov. Ďalej to boli legislatívne opatrenia, týkajúce sa obhospodarovania lesov, resp. zabezpečovania finančných prostriedkov, na riadne ich obhospodarovanie a rozvoj. Boli to novely zákonov o lesoch (č. 61/1977 Zb., č. 100/1977 Zb., č. 131/1991 Zb.) a o poľovníctve (č. 23/1962 Zb.) a celého radu vykonávacích predpisov k týmto zákonom. Snahou bolo realizovať opatrenia tak, aby nedošlo k veľkým škodám na majetku a aby sa neprerušilo odborné obhospodarovanie lesov.

Druhú skupinu opatrení tvorili zveľaďovacie (podporné) nástroje štátnej lesníckej politiky na zachovanie, ochranu a zveľadenie lesov. Tejto problematike sa venovala osobitná pozornosť, lebo sa správne predpokladalo, že realizáciu zámerov štátnej lesníckej politiky budú limitovať najmä finančné zdroje. Vypracovali sa rozvojové programy (projekty), ktorých súčasťou bolo aj vyčíslenie finančných prostriedkov na realizáciu. Boli to programy (projekty) na zabezpečenie ekologizácie LH, realizáciu nápravných opatrení v lesoch poškodených imisiami, zalesňovanie pozemkov nevhodných na poľnohospodársku výrobu, projekt rozvoja lesníctva, program Drevo – surovina 21. storočia, Plán rozvoja vidieka. Financovanie realizácie týchto programov sa malo zabezpečiť najmä z verejných zdro-

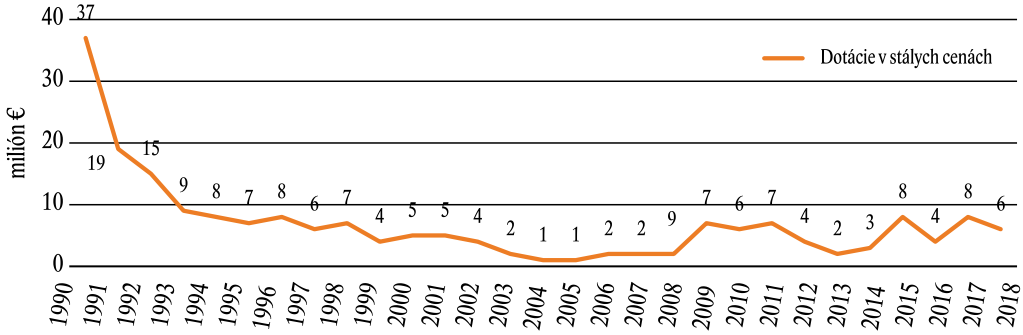
jov. Uvedené návrhy rozvojových programov (projektov) prerokúvala a schvaľovala vláda SR. Treba uviesť, že už v roku 1991 vznikol Štátny fond zveľaďovania lesa SR (ŠFZL SR), prostredníctvom ktorého sa v prvom rade poskytovali finančné prostriedky subjektom obhospodarujúcich lesy v podmienkach, kde nebolo možné pokryť náklady na pestovnú činnosť z príjmov, ktoré mohli získať v rámci lesníckej činnosti. Financovanie nákladov na realizáciu nápravných opatrení v lesoch poškodených imisiami sa požadovalo zo Štátneho fondu životného prostredia SR (ŠFŽP SR). Malo to svoju logiku, lebo nepriaznivú situáciu v lesoch spôsobil najmä priemysel. Išlo tu o verejný záujem, o to, aby sa vytvorili nevyhnutné predpoklady, aby všetky lesy mohli plniť svoje funkcie v prospech celej spoločnosti.

Nedostatok finančných zdrojov na rozvoj lesov a LH bol príčinou toho, že sa schválené opatrenia nerealizovali v plnom rozsahu. Zo ŠFŽP SR, napriek uzneseniam vlády SR a NR SR, sa vyčlenil len zlomok potrebných finančných prostriedkov. Postupne sa rušili pred tým prijaté rozvojové programy, napríklad v roku 1999 sa zastavilo financovanie programu zalesňovania pozemkov nevhodných na poľnohospodársku výrobu. V roku 2002 sa zrušil ŠFZL SR. Zrušila sa výnimka o úľavách v pozemkovej dani, o oslobodení od nej v nevýnosných lesoch (porasty vo veku do prvej prebierky, kategórie lesov ochranných a lesov osobitného určenia). V dôsledku nedostatku finančných prostriedkov postupne dochádzalo k znižovaniu funkčnosti rezortnej vedeckovýskumnej základne, ako aj k zníženiu využívania jej výsledkov v lesníckej praxi. V značnej miere sa redukoval rozsah hospodársko-úpravníckych prác. Zo štátnych zdrojov sa financovali len nevyhnutné práce súvisiace s vypracúvaním lesných hospodárskych plánov. Obdobná situácia bola aj pokiaľ išlo o výchovu a vzdelávanie pracovníkov LH.

Celkove možno povedať, že na konci 90. rokov, resp. začiatkom 21. storočia (do roku 2004), štátna lesnícka politika a jej realizácia už menej nadväzovala na uvedené dokumenty z roku 1993. Bolo tomu tak najmä preto, že došlo k poklesu finančnej podpory z verejných zdrojov. Ďalej preto, že dochádzalo k väčšiemu prispôsobovaniu sa k platným dokumentom a zámerom EÚ. Aj keď príprava na vstup do EÚ začala už skôr, až v roku 1998 sa spracovala Predvstupová stratégia v oblasti LH, ktorá v tejto oblasti tvorila východisko pre rokovanie s EÚ. Konkrétny postup obsahoval Národný program pre prijatie (Acquis communautaire). Začali sa využívať všetky finančné možnosti na zabezpečenie predvstupových aktivít do EÚ (od roku 2000 sa program PHARE rozšíril o ďalšie možnosti financovania zo štrukturálnych fondov (SAPARD, ISPA, Kohézny fond a pod.). Objem finančných prostriedkov z týchto zdrojov však bol len veľmi malý, v dôsledku čoho sa situácia v pozitívnom smere nezmenila. Vývin dospel do štádia, keď počnúc rokom 2004 sa SR stala členskou krajinou EÚ. Nakoniec treba dodať, že na realizáciu štátnej lesníckej politiky mali najnepriaznivejší vplyv zmeny vládnucich štruktúr štátu po voľbách do NR SR. Nové vládnuce štruktúry, ktoré vzišli z volieb, spravidla nielenže menili vedúcich pracovníkov v LH, ale zároveň menili štátnu lesnícku politiku, najmä pokiaľ išlo realizáciu rozvojových programov, resp. podporu z verejných zdrojov. Výrazne sa to začalo prejavovať na Slovensku počnúc rokom 1999, ako aj v ďalších rokoch pred a po vstupe do EÚ.

Týmto by sme túto stať v podstate ukončili, pretože nie je cieľom tohto príspevku podrobne analyzovať vývoj lesov a LH za toto posledné obdobie, t. j. za 30 rokov od zmeny spoločenského zriadenia – to si žiada samostatnú analýzu. Nakoniec, malo by to byť súčasťou nového dokumentu (dokumentov), kde by sa mali stanoviť priority lesníctva do budúcnosti. V tomto príspevku sme skôr chceli poukázať na to, aký bol postup pri spracovaní zámerov pri nakladaní s lesmi v nedávnej minulosti, konkrétne po zmene spoločenského zriadenia v roku 1989, resp. aké opatrenia sa prijímali na to, aby sa prijaté zámery aj realizovali a aká bola skutočnosť.

Ale predsa, ešte aspoň uvedieme, a to podľa údajov z poslednej Zelenej správy, aký bol vývoj podpory LH na Slovensku z verejných zdrojov za roky 1991– 2018 v porovnaní s rokom 1990 (Zelená správa 2019). Ide o 28 rokov, ktoré rozdelíme do troch časových úsekov. Objem dotácii sa hodnotil podľa stálych cien. Rok 1990: 37 mil. eur; roky 1991 – 2000: priemer ročne 8,8 mil. eur, čo je 24 % z roku 1990; roky 2001 – 2010: priemer ročne 3,2 mil. eur, čo je 8,6 % z roku 1990; roky 2011 – 2018: priemer 4,2 mil. eur, čo je 11,4 % z roku 1990. Z uvedeného vidíme, že je tu ťažko hovoriť o verejnom záujme na rozvoji lesov a LH. Takáto nepriaznivá situácia, ak nie horšia, je aj pri porovnaní podpory LH z verejných zdrojov na Slovensku so zahraničím.



Obrázok 1. Vývoj verejných zdrojov v lesnom hospodárstve Slovenskej republiky v stálych cenách
Figure 1. *Development of public resources in the forestry of the Slovak Republic in the stable prices*

Ak ale zhrnieme poznatky z minulosti, počnúc obdobím panovníčky Márie Terézie, možno povedať, že celý vývoj lesov a LH sprevádzali krízové situácie. A tieto sa opakovali. Ďalej, taktiež to, že keď bola krízová situácia, prijímali sa opatrenia na jej riešenie. Po ich prijatí sa situácia obyčajne menila v priaznivejšom smere. S odstupom času sa však kritická situácia znovu opakovala. Obyčajne v dôsledku vplyvu vonkajšieho prostredia. Ale často akoby aj automaticky. Pred tým prijímané opatrenia postupne strácali na význame. A preto bolo treba situáciu vždy nanovo riešiť. Takto to beží od dávna, či to chceme alebo nie. Problémom vždy bolo a aj v súčasnosti je, či sa darilo, resp. či sa nám podarí, verejnosť a najmä vládnuce štruktúry štátu presvedčiť o tom, že lesy môžu trvale, nepretržite a vyrovnane plniť správne chápané požiadavky spoločnosťou len vtedy, ak sa budú dodržiavať základné princípy rozvoja lesov[1], uplatňovať praxou overený mechanizmus riadenia LH a nástroje štátnej lesníckej politiky. Samozrejme, v prvom rade treba správne nadefinovať požiadavky a potreby spoločnosti. Potom vytvárať podmienky na ich realizáciu. Našou povinnosťou je v tomto smere spolupracovať s vládnucimi štruktúrami štátu. Veď štát sa predsa nemôže vyhnúť zodpovednosti za to, ako sa s lesmi, s našim najväčším prírodným bohatstvom, nakladá a ako sa bude s nim nakladať.

Súčasná situácia v lesoch a v lesníctve na Slovensku, problémy a návrhy riešenia

Bližšie sa budeme zaoberať dvomi najzávažnejšími problémami, a to je alarmujúca situácia v ochrane lesov, najmä z dôvodu premnožovanie podkôrneho hmyzu a nerovnoprávnou pozíciou lesníckych verejnoprospešných služieb v porovnaní s produkčnou (výrobnou) funkciou.

Alarmujúca situácia v ochrane lesov, najmä premnožovanie podkôrneho hmyzu

Znovu zopakujeme, že nepriaznivú situáciu v LH zapríčiňuje okrem iných faktorov, hlavne prebiehajúca klimatická zmena. V dôsledku nej stúpla agresivita a frekvencia škodlivých činiteľov. Znížila sa odolnosť lesných porastov proti ich pôsobeniu. Ďalej, že sa podcenila realizácia preventívnych, ochranných a obranných opatrení. Nadvládu nad lesníckou politikou (tak ako v EÚ) získali iné politiky, či nárokové skupiny, v našom prípade najmä ochrana prírody. Do určitej miery nahrávajú tomuto aj úzki špecialisti z niektorých, najmä biologických vedných odborov, ktorí majorizujú parciálne poznatky bez toho, aby do úvahy brali vzájomné súvislosti (je tu absencia celostného prístupu k lesom a k ich funkciám). Prestali sa akceptovať niektoré doterajšie výsledky lesníckej vedy a výskumu a dlhoročné skúsenosti praxe. Presadili sa cudzie vzory. Sú to najmä extrémne ideológie. Dôsledky pre lesy a LH na Slovensku sú katastrofálne.

[1] V Slovenskej lesníckej doktríne z roku 2006 sa uvádzajú tieto: trvalá udržateľnosť, optimálna produkcia a optimálne plnenie mimoprodukčných funkcií lesov, stabilita lesov, ekologizácia, hospodárnosť, či ekonomická efektívnosť.

Problematikou kalamitnej situácie v lesoch SR sa vláda SR zaoberala v roku 2007: Správa o zdravotnom stave lesov a v roku 2008: Informácie o opatreniach na zmiernenie a následné zastavenie podkôrnikovej kalamity v smrečinách na Slovensku. A, konečne, aj v súčasnosti. V roku 2018 MPRV SR prijalo Rozhodnutie č. 2839/2018 – 720, 28. 9. 2018, cieľom ktorého je zabrániť zhoršovaniu zdravotného stavu smrekových a borovicových porastov. Nastal pokrok v riešení tejto problematiky? Ako sa pristúpilo k riešeniu kritickej situácie, pokiaľ ide o hynutie lesov v zahraničí, vrátane ČR? Aj v úvode sme napísali, že rozum v tomto smere treba zobrať aj zo zahraničia.

Prekvapením, aspoň pre tých, ktorí problematike ochrana lesov rozumejú, je, že viacerí lesníci nepokladajú za dôležité realizovať razantné opatrenia proti šíreniu podkôrneho hmyzu. Nechceme nikoho urážať, ale ak niekto absolvoval akúkoľvek lesnícku školu, neučili ho predsa, že pokiaľ ide o lykožrúta smrekového, treba jeho populáciu udržať v základnom stave? Ako sa realizuje kontrola jeho výskytu a preventívna ochrana? A ak sa zvýši jeho výskyt, ako sa realizuje ochrana a obrana, resp. asanácia napadnutých stromov, atď.? Veď je tu analógia napríklad s požiarom. Potom ani tu netreba realizovať opatrenia, aby nedošlo k vzniku požiaru? Ak začne horieť, nezlikvidovať oheň čím skôr, ale rozprávať len o tom ako situáciu riešiť po požiari? Áno, je už neskoro, ale aj keď je tu kalamitný stav, predsa tak isto existujú opatrenia, ktoré treba neodkladne realizovať!

Tak, kde je potom priorita? V splnení hospodárskeho výsledku alebo v riešení krízovej situácie?! Je to normálne, keď štátny podnik Lesy SR odvádzal finančné prostriedky do štátneho rozpočtu na úkor realizácie nevyhnutných ochranných a obranných opatrení proti podkôrnemu hmyzu?

Nerovnoprávna pozícia verejnoprospešných služieb LH a produkčných funkcií lesa

Skutočnosť je, že EÚ nemá spoločnú lesnícku politiku. To, v podstatnej miere, ovplyvnilo a ovplyvňuje aj situáciu v lesníctve v SR. Lesníctvo na Slovensku, tak ako je to vo väčšine štátov EÚ, sa fakticky stalo súčasťou poľnohospodárstva. Aj preto nie je ochota brať do úvahy osobitosti lesníctva, ktoré objektívne existujú aj v porovnaní s poľnohospodárstvom. Lesníctvo, oveľa viac ako poľnohospodárstvo, sa stalo satelitom (rukojemníkom) životného prostredia, najmä ochrany prírody. Poľnohospodárstvo je viac podnikateľským odvetvím, ako LH. Preto aj nástroje štátnej politiky sa zameriavajú najmä na dosiahnutie konkurencieschopnosti, či zabezpečenie zisku, v čo najkratšom čase. Ochrana prírody, zas neberie do úvahy, alebo iba v nedostatočnej miere, skutočnosť, že poslaním LH je plniť produkčné (ekonomické), environmentálne a sociálne potreby spoločnosti. Neberie do úvahy ani to, že lesy sú najvýznamnejšou zložkou prírodného prostredia, nenahraditeľným stabilizátorom rovnováhy krajiny.[2] Taktiež to, že plnia významné sociálne funkcie (poskytujú pracovné príležitosti, hlavne v znevýhodnených oblastiach) a samozrejme, že sú producentom našej najvýznamnejšej (popri potravinách) a trvalo obnoviteľnej suroviny – dreva, ako aj ďalších nedrevných produktov. To sú hlavné problémy, rozpory, či príčiny krízy lesníctva.

V predchádzajúcej kapitole sme uviedli, aká bola a aj je podpora LH z verejných zdrojov. Finančná situácia v lesníctve je kritická. Jednoznačne treba povedať, že je tomu tak preto, lebo sa nám nepodarilo zmeniť doterajšiu monofunkčnú pozíciu odvetvia na polyfunkčnú. Pritom už pred štyridsiatimi rokmi prof. Papánek jasne napísal, že LH sa musí zmeniť na funkčne integrovaného odvetvie. Tu však nejde len o deklaráciu takéhoto poslania lesov a LH, ale aj o praktickú realizáciu takto koncipovanej štátnej lesníckej politiky. Nepomôže nám zmena terminológie, že napríklad nebudeme hovoriť o funkciách lesa, ale o jeho ekosystémových službách. Treba spracovať konkrétny projekt (generel) na začlenenie lesníckych verejnoprospešných služieb do ekonomického mechanizmu LH. Na konkrétnych prí-

[2] Ochraňujú pred povodňami, eróziou pôdy, čistia vody, upevňujú brehy vodných tokov, stabilizujú zvážne územia, spevňujú viate piesky, chránia hornú hranicu lesa, zabraňujú vzniku lavín... Taktiež plnia pre človeka ďalšie dôležité funkcie, ako je produkcia kyslíka, regulácia dusíka, pohlcovanie uhlíka, zachytávanie emisie škodlivých látok, chránia pred žiarením, pôsobia svojou klímou a pozitívne ovplyvňujú ľudskú psychiku.

padoch spustiť jeho overovanie, a potom prikročiť k plošnej realizácii. Nie je pravda, že to nejde v trhovom mechanizme. Práve naopak! Predstavy o trvalo udržateľnom rozvoji lesníctva, o multifunkčnom obhospodarovaní a optimalizácii stavu lesa, by mali byť zo strany LH ponukou pre spoločnosť, resp. pre záujemcov a jednotlivé nárokové skupiny. Ich súčasťou samozrejme musí byť aj finančné vyčíslenie zvýšených nákladov, či ujmy, v porovnaní s bežným obhospodarovaním lesných porastov. Samozrejme, k realizácii môže dôjsť, len ak sa pristúpi k oficiálnej dohode a k vzájomnému plneniu požiadaviek a záväzkov. Ak predsa nikto (ani štát) o takúto lesnícku službu nemá záujem, načo ju niekomu vnucovať. Čiže verejnoprospešnú službu (osobitný režim obhospodarovania lesov, ktorý je nad rámec bežného hospodárenia) potom nerealizovať. To je trhový mechanizmus a nie nezmyselné príkazy, či požiadavky, napríklad nevládnych organizácii ochrany prírody alebo iných subjektov, bez toho, aby realizácia opatrení bola aj finančne zabezpečená. Problematika by sa mala riešiť pri spracovaní programov starostlivosti o lesy, resp. pri ich obnovách.

Čo povedať na záver?

Z uvedeného vyplynulo, že ak chceme súčasnú nepriaznivú situáciu v lesoch a v LH na Slovensku zmeniť, treba prijať a realizovať razantné opatrenia v prvom rade na zastavenie hromadného hynutia lesov. Treba si uvedomiť, že lesy môžu plniť tak produkčné, ako aj mimoprodukčné funkcie len vtedy, ak budú existovať. Preto musíme v prvom rade zabezpečiť ich existenciu a funkčnosť. Nemožno čakať, že príroda sa sama s týmto problémom vysporiada. Na realizáciu opatrení, ale treba finančné prostriedky. Tie nemajú ani vlastníci, ani správcovia lesov skadiaľ zobrať. Tak, ako sme uviedli na začiatku príspevku, rozum nám treba zobrať z doterajšieho vývoja, ako aj zo zahraničia. Vieme, ako sa situácia rieši v ČR v Nemecku. Ale vieme aj to, že EÚ nemá na riešenie lesníckych problémov vo vyspelejších západných štátoch a u nás rovnaký meter. Ozaj sme členmi EÚ len na to, aby sme v lesoch plnili iba ich záujmy? Aby sa mohli chodiť pozerať na to ako vyzerajú lesy zdevastované škodlivými činiteľmi, a potom ponechané na samovývoj? Veď predsa naším záujmom musí byť, tak ako sme to definovali v štátnej lesníckej politike v roku 1993: **lesy zachovať, ochrániť a zveľadiť**. Inými slovami, s lesmi nakladať tak, aby vyvážene plnili všetky funkcie a to, nielen v súčasnosti, ale aj v ďalekej budúcnosti. Situácia nám treba riešiť. Treba sa nám vážne zaoberať tým, aké opatrenia prijať, aby LH mohlo plniť narastajúce nároky spoločnosti na environmentálne a sociálne pôsobenie lesov i na produkciu dreva. Treba nám riešiť strety medzi nárokmi na produkciu dreva s verejnými záujmami na lesoch. Jednoznačne odpovedať na otázku, či samovoľnosť kladných náhodných environmentálnych a sociálnych účinkov združených s trvale udržateľnou produkciou dreva, alebo len samovoľný prírodný vývoj lesov je dostačujúci pre plnenie požiadaviek spoločnosti? Nakoniec aj tým, či lesnícky sektor zbytočne nestráca kapitál i verejné renomé odmietaním „vyjsť z lesa“ a aktívne ex lége byť nenahraditeľnou zložkou hospodárstva (Krečmer, 2018)?

Podľa nášho názoru, samovoľné funkcie lesa, čiže služby lesných ekosystémov, už nestačia kryť potrebu a požiadavky spoločenského záujmu. V rade prípadov sa vyžadujú vklady špecifických prác a teda financie na lesnícke služby riadených funkcií lesa. Náklady na tieto činnosti nemožno hradiť z výrobnej činnosti, čiže z tržieb za drevo. Doposiaľ sme hovorili najmä o službách vodohospodárskych, pôdoochranných, rekreačných i ochrany prírody. **Zrejme veľmi dôležitou, ak nie najdôležitejšou, sa stáva klimatická funkcia lesov, či posilňovanie funkcie lesov ako významného nástroja na zmierňovanie negatívneho vplyvu klimatickej zmeny na človeka.** LH sa, ale nemôže ďalej chovať tak, ako by pre životné prostredie a sociálne potreby nemalo čo poskytnúť. Preto, že nie sme v tomto smere dostatočne aktívni, túto problematiku si do svojich programov, či do svojej činnosti, začínajú vkladať iné sektory. Príkladov by bolo možné uviesť veľmi veľa.

Poďakovanie

Tento článok vznikol aj vďaka riešenia úlohy „Výskum a vývoj na podporu konkurencieschopnosti slovenského lesníctva - SLOV-LES“ finančne podporeného z rozpočtovej kapitoly MPRV SR (prvok 08V0301).

Literatúra

Konôpka, J. et al., 1990: Akčný program lesného hospodárstva SR. Lesnícky časopis, 36(3): 205–210.

Konôpka, J. et al., 1992: Vývoj a súčasný stav lesov a lesného hospodárstva v Slovenskej republike. Lesnícky časopis, 38(1): 59–76.

Krečmer, V., 2018: Bioklimatolog a jeho životní pouť lesnickým výzkumem. Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství, 286 s.

Moravčík, M. et al., 2019: Správa o lesnom hospodárstve v Slovenskej republike za rok 2018. Zelená správa. Bratislava, MPRV SR, Zvolen, NLC, 66 s.

Adresa:

doc. Ing. Jozef Konôpka, CSc.
Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav Zvolen, T. G. Masaryka 2175/22, SK – 960 01 Zvolen
e-mail: jozef.konopka@nlcsk.org

ISSN 2644-6308

OBSAH • CONTENTS

5 | Ochrana lesa na Slovensku v roku 2019 a prognóza na rok 2020 • Forest health in Slovakia in 2019 and prognosis for 2020
Kunca, A., Zúbrik, M., Vakula, J., Galko, J., Gubka, A., Nikolov, Ch., Leontovyč, R., Konôpka, B., Longauerová, V., Rell, S., Lalík, M.

11 | Výskyt lesních škodlivých faktorů na území Česka v roce 2019 • Occurrence of forest damaging agents in Czechia in 2019
Knížek, M., Liška, J., Lorenc, F., Lubojacký, J.

17 | Elektronická evidencia kalamitnej hmoty v zmysle rozhodnutia MPRV SR z roku 2018 • Data collection platform for calamity-wood recording based on a decision issued by the Ministry of Agriculture and Rural Development of the Slovak Republic, 2018
Dubec, M., Kunca, A., Zúbrik, M., Galko, J., Nikolov, Ch.

21 | Listožravé druhy škodcov na Slovensku (v evidencii a v lesných porastoch) a premnoženie mníšky veľkohlavej v roku 2018 – 2019 • Leaf-eating pests in Slovakia (in the records and in forest stands) and outbreak of gypsy moth in 2018 – 2019
Zúbrik, M., Rell, S., Kunca, A., Galko, J., Vakula, J., Leontovyč, R., Gubka, A., Nikolov, Ch., Liška, J.

28 | Praktické využitie dronov v ochrane lesa • Practical use of drones in forest protection
Galko, J., Kunca, A., Nikolov, Ch., Rell, S., Jurovic, M.

34 | Zhodnotenie dopadov sucha v rokoch 2018 a 2019 • Evaluation of drought impacts in 2018 and 2019
Turňa, M., Ivaňáková, G., Krčová, I., Mikulová, K.

40 | Nepôvodné patogénne huby Cryptostroma corticale a Eutypella parasitica na javoroch • Non-indigenous fungi Cryptostroma corticale and Eutypella parasitica on maple tree species
Kunca, A., Zúbrik, M., Leontovyč, R., Longauerová, V.

45 | Výskyt lykožrútov na netypických hostiteľských drevinách • Occurence of the bark beetles on non-typical host trees
Vakula, J., Gubka, A., Galko, J., Zúbrik, M., Kunca, A., Nikolov, Ch.

50 | Lesy a ich ochrana v procese klimatickej zmeny • Forests and forest protection in the process of climate change
Konôpka, B., Konôpka, J., Šebeň, V.

58 | Stav mladých lesných porastov vo Vysokých Tatrách 15 rokov po vetrovej kalamite „Alžbeta“ • Status of young forest stands in the High Tatra Mts. 15 years after the windthrow “Alžbeta”
Šebeň, V., Konôpka, B.

65 | Postdisturbančný vývoj vegetácie vo Vysokých Tatrách po roku 2005 • Postdisturbance development of vegetation in the High Tatras
Homolová, Z., Kyselová, Z., Šoltés, R.

73 | Respirácia mŕtveho dreva – metodický postup a priebežné výsledky • Estimation of deadwood respiration – methodological approach and preliminary results
Fleischer, P., st., Fleischer, P., ml., Slameň, Ľ., Rozkošný, J.

80 | Imelovec európsky a jeho negatívny dopad na zdravotný stav dubových porastov • Yellow mistletoe and its negative impact on healthy status of oak stands
Rozkošný, J., Galko, J., Fleischer, P., st., Fleischer, P., ml., Rell, S., Lalík, M., Konôpková, A., Kurjak, D., Pittner, J., Húdoková, H., Kubov, M.

90 | Čiastkové výsledky laboratórneho testovania huby Beauveria bassiana na imagách tvrdoňa smrekového • Partial results of a laboratory testing of Beauveria bassiana on Hylobius abietis adults
Rell, S., Galko, J., Lalík, M.

96 | Porovnanie odchytov lykokaza sadenicového a tvrdoňov do zemných pascí a lapacích kôr • Comparison of pitfall traps and trap barks method in trapping of Hylastes cunicularius and pine weevils
Lalík, M., Galko, J., Rell, S., Kunca, A., Holuša, J.

100 | Zmeny klimatických podmienok a nárast výskytu biotických činiteľov v borovicových porastoch • Climatic condition changes and increase of the occurrence of biotic stress agents in pine stands
Leontovyč, R., Zúbrik, M., Kunca, A., Vakula, J.

106 | Lesy a lesné hospodárstvo na Slovensku v meniacich sa spoločenských a ekologických podmienkach • The forests and forestry in Slovakia under changing social and ecological conditions
Konôpka, J.

Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav Zvolen
Stredisko lesníckej ochranárskej služby Banská Štiavnica, Lesnícka 11, 969 01 Banská Štiavnica • www.los.sk