

**ŠTÚDIE**  
**O TATRANSKOM NÁRODNOM PARKU**



ŠTÚDIE  
O TATRANSKOM  
NÁRODNOM PARKU

STUDIES  
ON TATRA  
NATIONAL PARK

13 (46)

Zborník vedeckých príspevkov z konferencie k 15. výročiu  
vetrovej kalamity z roku 2004 vo Vysokých Tatrách.

Tento zborník vyšiel s finančnou podporou Agentúry pre podporu vedy a výskumu SR, APVV 17-0644 Uhlíková bilancia diferencovane manažovaných lesných ekosystémov TANAPu po prírodných disturbanciách

## **ŠTÚDIE O TATRANSKOM NÁRODNOM PARKU (13) 46**

Zborník recenzovaných príspevkov z konferencie k 15. výročiu  
vetrovej kalamity z roku 2004 vo Vysokých Tatrách.

---

Zostavovatelia a recenzenti:

Ing. Zuzana Homolová, PhD., Ing. Marián Šturcel, doc. Ing. Peter Fleischer, PhD.,  
prof. Ing. Jaroslav Kmeť, PhD.

I. vydanie v rozsahu strán

Náklad: 100 výtlačkov

Vydavateľ: Technická univerzita vo Zvolene

Rok vydania: 2019

Grafická úprava: Vydavateľstvo Technickej univerzity vo Zvolene

Tlač: Vydavateľstvo Technickej univerzity vo Zvolene

[www.tuzvo.sk](http://www.tuzvo.sk)

Za odbornú úroveň tejto publikácie zodpovedajú autori.

Rukopis neprešiel jazykovou úpravou.

© Technická univerzita vo Zvolene

© Štátne lesy TANAP-u

ISBN 978-80-973295-1-8

EAN 9788097329518

Všetky práva vyhradené. Žiadna časť textu ani ilustrácie nemôžu byť použité na ďalšie šírenie akoukoľvek formou bez predchádzajúceho súhlasu autorov alebo vydavateľa.



## OBSAH

|                                                                                                                                                                 |            |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| <b>VÝVOJ OBNOVY KALAMITISKA VO VYSOKÝCH TATRÁCH<br/>DO ROKU 2019 PODĽA TERESTRICKÉHO MONITORINGU .....</b>                                                      | <b>9</b>   |
| <i>Vladimír Šebeň, Bohdan Konôpka</i>                                                                                                                           |            |
| <b>POSTDISTURBANČNÝ VÝVOJ VEGETÁCIE<br/>VO VYSOKÝCH TATRÁCH</b>                                                                                                 |            |
| <i>Zuzana Homolová, Zuzana Kyselová, Rudolf Šoltés .....</i>                                                                                                    | <b>27</b>  |
| <b>DYNAMIKA VEGETÁCIE V PRÍRODNÝCH SMREKOVÝCH LESOCH<br/>PO POŠKODENÍ PODKÔRNÝM HMYZOM.....</b>                                                                 | <b>39</b>  |
| <i>Martin Kubov, Peter Fleischer</i>                                                                                                                            |            |
| <b>VPLYV DEŠTRUKCIE LESNÉHO EKOSYSTÉMU V ROKU 2004<br/>NA DIVERZITU BRYOFLÓRY V TATRANSKOM NÁRODNOM PARKU .....</b>                                             | <b>55</b>  |
| <i>Rudolf Šoltés</i>                                                                                                                                            |            |
| <b>POSTDISTURBANČNÁ SUKCESIA DROBNÝCH CICAVCOV (RODENTIA,<br/>SORICOMORPHA) V LESNÝCH EKOSYSTÉMOCH VYSOKÝCH TATIER</b>                                          |            |
| <i>Ladislav Hlôška, Gabriela Chovancová, Zuzana Homolová &amp; Barbara Chovancová.....</i>                                                                      | <b>63</b>  |
| <b>PREHEAD VÝSKUMU PODKÔRNEHO HMYZU.....</b>                                                                                                                    | <b>77</b>  |
| <i>Ján Ferenčík</i>                                                                                                                                             |            |
| <b>VLIV DISTURBANCÍ A MANAGEMENTU NA SPOLEČENSTVA<br/>MYKORHIZNÍCH HUB TRVALÝCH PLOCH V TATRÁCH.....</b>                                                        | <b>87</b>  |
| <i>Martina Vašutová, Petra Veselá, Ján Červenka, Magda Edwards-Jonášová,<br/>Peter Fleischer, Pavel Cudlín</i>                                                  |            |
| <b>EKOSYSTÉMOVÁ RESPIRÁCIA A JEJ ZLOŽKY 15 ROKOV<br/>PO POŠKODENÍ LESNÝCH PORASTOV VO VYSOKÝCH TATRÁCH .....</b>                                                | <b>95</b>  |
| <i>Peter Fleischer st., Peter Fleischer ml., Ľuboš Slameň</i>                                                                                                   |            |
| <b>LABORATÓRNE STANOVENIE RESPIRÁCIE DREVOKAZNÝCH<br/>HÚB – METODICKÝ PRÍSTUP A PRIEBEŽNÉ VÝSLEDKY .....</b>                                                    | <b>109</b> |
| <i>Martin Pavlík, Peter Fleischer, Peter Fleischer ml.</i>                                                                                                      |            |
| <b>HODNOTENIE BILANCIE UHLÍKA KALAMITNÝCH PLÔCH<br/>METÓDOU „EDDY COVARIANCE“ – PRINCÍP A PRIEBEŽNÉ VÝSLEDKY .....</b>                                          | <b>121</b> |
| <i>Peter Fleischer ml., Peter Fleischer st.</i>                                                                                                                 |            |
| <b>VÝZNAM PROJEKTU PROTIPOŽIARNEJ OCHRANY LESA<br/>VO VYSOKÝCH TATRÁCH PO VETROVEJ KALAMITE A JEHO<br/>VPLYV NA VÝVOJ POŽIAROVOSTI NA KALAMITNOM ÚZEMÍ.....</b> | <b>139</b> |
| <i>Ivan Chromek, Pavol Hlaváč</i>                                                                                                                               |            |



Vážení čitatelia.

Do rúk sa Vám dostáva zborník príspevkov z konferencie organizovanej pri príležitosti 15. výročia veternej kalamity vo Vysokých Tatrách s názvom Stav a procesy v lesných ekosystémoch po prírodných disturbanciách. Zborník vychádza v rámci edície Štúdie o TANAP-e č.13, ktoré vydávajú Štátne lesy TANAP-u. Publikovaný prehľad vedeckých poznatkov z TANAP-u má dlhú históriu. Zborník prác o TANAP-e, predchodca dnešných Štúdií vychádzal od r. 1953 a do roku 1996, kedy bol premenovaný na Štúdie o TANAP-e a dostal aj nové číslovanie. Pod názvom Zborník prác o TANAP-e bolo vydaných 33 čísel.

Téme príčin, priebehu a možných následkov ekologických zmien, ktoré súviseli s veľkoplošným rozvratom lesných porastov v r. 2004, následným požiarom a expanziou podkôrneho hmyzu sme venovali čísla 10 a 11 Štúdií.

S 15. výročím tatranskej kalamity sme spojili konferenciu organizovanú v rámci projektu Uhlíková bilancia poškodených a následne diferencovane manažovaných smrekových (TatraCarbo), ktorý s podporou Agentúry pre vedu a výskum SR rieši Technická univerzita vo Zvolene spolu so Štátnymi lesmi TANAP-u. Konferencia sa uskutočnila v Tatranskej Lomnici 24. – 25.10.2019, kde bolo prednesených 16 príspevkov, z toho tri zahraničné. Okrem tradičných tém dlhodobého riešenia v rámci tzv. pokalamitného výskumu (sukcesia vegetácie a drobných cicavcov, šírenie podkôrneho hmyzu do okolitých porastov, rastová reakcia drevín na poškodenie), zazneli aj nové témy ako napr. vplyv disturbancií na mykorízne huby, na štruktúru vtáčích spoločenstiev, na veľkoplošnú bilanciu uhlíka pri diferencovanom manažmente, alebo mnoho storočná analýza dynamiky populácií hmyzu potvrdzujúca mimoriadne významné a časté zmeny v charaktere lesnej vegetácie na území, kde sa dnes sústreďuje výskum disturbancií. Je na škodu veci, že nie všetci referujúci poskytli svoje výsledky do tohto čísla Štúdií. Ostáva nám veriť, že pri 20. výročí tatranskej kalamity bude prehľad výskumných poznatkov ešte širší a komplexnejší.

Zostavovatelia a recenzenti



## VÝVOJ OBNOVY KALAMITISKA VO VYSOKÝCH TATRÁCH DO ROKU 2019 PODĽA TERESTRICKÉHO MONITORINGU

*Vladimír Šebeň, Bohdan Konôpka*

### 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 nebývanej 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 zabezpečenie obnovy lesa s diferencovanou vnútornou štruktúrou, ktorý bude dlhodobo bude plniť všetky verejnoprospešné i produkčné funkcie (ŠMELKO in JANKOVIČ et al. 2007).

Monitoring sa vykonával na troch úrovniach. Ako prevádzkovo-operatívny, ktorý realizovali miestni hospodári. Ďalej sa každoročne po dobu niekoľkých rokov od vzniku kalamity realizovalo celoplošné snímkovanie kalamitiska. Ako tretí mal byť nezávislý (vedeckovýskumný) terestrický monitoring. Ten založili pracovníci Národného lesníckeho centra po vypracovaní metodiky počas rokov 2007 a 2008 (KULLA et al. 2007, ŠEBEŇ et al 2011). Terestrické výberové zisťovanie sa zameralo na komplexnejšie sledovanie dôležitých znakov a veličín priamym zisťovaním na trvalo fixovaných výberových monitorovacích plochách (MP). V prvej fáze bol zistený východiskový stav za roky 2007–2008 (ŠEBEŇ 2008, ŠEBEŇ et al. 2009), pričom ďalšie cykly sa navrhovali s odstupom niekoľkých rokov. Na monitorovacích plochách (MP) v hustej sieti 500x500 m na kalamitisku, ale aj na priľahlom nepoškodenom území sa zisťovalo množstvo údajov o stromoch, poraste, obnove, stanovišti či odumretom dreve.

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) a opakovaným zisťovaním (monitoringom) v požadovaných časových odstupoch priebežné sledovanie a zaznamenanie zmien v procese revitalizácie územia ako aj zistenie vplyvu revitalizačných opatrení (kontrola ich účinku). Získajú sa objektívne a relevantné informácie potrebné pre ďalšie plánovanie celého procesu revitalizácie. A to aj pre územie, ktoré nebolo priamo poškodené kalamitou z novembra 2004 (stojace porasty). Monitoring by tak mal prispieť k vyhodnote-

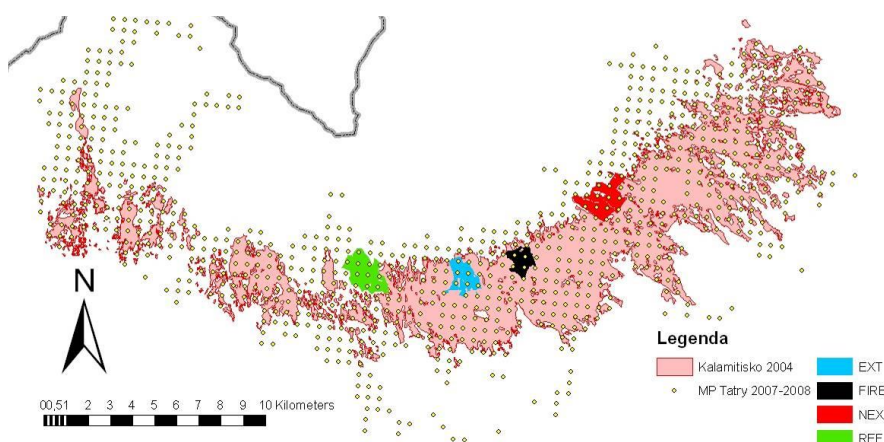
niu hospodárnosti naprojektovanej revitalizácie, ale môže priniesť aj zaujímavé informácie o prípadných príčinách vzniku ďalších poškodení lesného prostredia.

Problémom monitoringu bolo dlhodobé finančné zabezpečenie jeho realizácie, čo sa neudialo. S odstupom niekoľkých rokov po kalamite sa opakované zisťovanie realizovalo iba s finančnou podporou viacerých vedeckých projektov APVV. Až v roku 2019 prispelo na zisťovanie aj MPRV SR prostredníctvom koncepcnej práce. Z viacerých dôvodov sa tak podarilo opakovaný zber v oveľa nižšej intenzite – iba na kalamitisku v sieti 1x1 km, čím sa plne nevyužil potenciál založeného monitoringu.

## MATERIÁL A METODIKA

### Dizajn terestrického monitoringu

Použila sa výberová metóda pravidelne rozmiestnených monitorovacích plôch (MP) v záujmovom území Vysoké Tatry. Sieť MP v rozstupe 0,5x0,5 km vychádzala z dizajnu plôch Národnej inventarizácie a monitoringu lesov (NIML) SR v základnej sieti 4x4 km umiestnenej po celom Slovensku (ŠEBEŇ 2017). Okrem územia priamo poškodeného vetrovou kalamitou sa do výberu dostalo aj vetrom nepoškodené okolie (ŠEBEŇ 2007). Dôvodom rozšírenia bola prognóza postupného sa rozširovania kalamitnej plochy. Vzhľadom na neskorší vývoj poškodenia dospelých smrekových porastov lykožrútom smrekovým až takmer k hornej hranici lesa bola táto prognóza naplnená už počas najbližších 10 rokov. Celková výmera monitorovaného územia tvorila asi 23 000 ha a umiestnilo sa na nej 924 MP (Obrázok 1). Z toho 11 MP bolo zhodných so stredami inventarizačných plôch NIML SR.



**Obr. 1. Rozmiestnenie MP v sieti 500x500m a plôch na sledovanie pokalamitného vývoja pod rôznym manažmentovým režimom (Šebeň et al. 2011)**

Použili sa metodické postupy z monitoringu poškodených lesných ekosystémov zamerané na obnovu podľa jednotnej metodiky (KULLA et al. 2007). Základnou jednotkou bol konštantný kruh s výmerou 500 m<sup>2</sup> pre zisťovanie terénnych, stanovištných a porastových údajov. Všetky sa zisťovali iba pri zakladaní MP (t. j. v rokoch 2007-2008). Stredy kruhových plôch sa v teréne vytýčili zameraním prístrojom GPS Trimble PathFinder a stabilizovali železným kolíkom s dĺžkou 0,5 m s ponechaním časti nad povrchom. Pri opakovanom vyhľadávaní sa

neskôr použil detektor kovov a chýbajúce kolíky sa už umiestňovali pod povrch. Okrem toho sa označila zámera na stred (značka v tvare T) trvalo označená reflexnou farbou, spravidla na dobre viditeľných a trvácich objektoch (napr. balvany, stromové výstavky a pod.). Nevýhoda použitia zámerných bodov na živých stromoch je ich dočasnosť. Klimatické faktory a rast stromov postupne zhoršujú viditeľnosť použitej farby. Ukázalo sa, že trvanlivosť farby je spravidla menej ako 5 rokov a viditeľnosť zámer na väčšiu vzdialenosť (napr. nad 10 m) je tiež limitovaná postupným odrašťaním obnovy na kalamitisku. Miernym prekvapením bola aj určitá dočasnosť stabilizačných kolíkov, pri prvom vyhľadávaní chýbalo 9 % (hoci sa stredu MP jednoznačne identifikovali podľa iných znakov, najmä fotografií), pri nasledujúcom v roku 2016 ďalšie 2 % a v roku 2019 ešte ďalšie 2 % (ŠEBEŇ 2016).

Ako najvhodnejší podklad pre úspešné dohľadávanie stredu MP sa v kombinácii s detektorom kovov ukázali digitálne fotografie. Pri opakovanom zbere z toho istého bodu je výhodou aj jednoduché vizuálne porovnávanie zmien, najmä rastu stromov, ktoré poslúži popri tabuľkových, textových, mapových či grafických výstupoch ako osobitný výsledok. Na MP na kalamitisku, ale aj na prilahlom vetrom nepoškodenom území sa zisťovalo množstvo údajov o stromoch, poraste, obnove lesa, stanovišti či odumretom dreve (ŠEBEŇ et al. 2008; ŠEBEŇ et al. 2009; ŠEBEŇ et al. 2010). Viaceré parametre boli opisné, ale mnohé vyplývali z merania jednotlivých živých a odumretých stromov a jedincov obnovy. MP ako trvale fixované plochy umožňujú sledovať vývoj na úrovni jednotlivo zameraných stromov od 7 cm hrúbky, resp. na jedincoch obnovy, na úrovni obnovných plôch, t. j. satelitov. Živé stromy sa evidovali na variabilnom stromovom kruhu, vytýčenom v závislosti na hustote porastu tak, aby sa na ňom zachytilo 15–25 stromov, konkrétne s veľkosťou od 1 do 10 árov. Špecifikom zisťovania boli satelity (štyri kruhy) zamerané na sledovanie obnovy a odumretého dreva so stredmi vzdialenými 8,0 m od stredu MP na sever, východ, juh a západ. Zaznamenávali sa zvlášť pre jedince náletu s výškou do 0,5 m (1), nárastu s výškou do 1,3 m (2), mladiny s hrúbkou do 7 cm (3) a umelú obnovu bez rozlíšenia veľkosti (4). Variabilné polomery (v rozpätí 0,5 až 3,0 m) sa stanovili tak, aby každý kruh zachytil aspoň 5 – 10 jedincov, inak sa volil maximálny polomer 3 m. Ležiaca hrubina a pne sa evidovali na obnovných satelitoch s polomerom 3 m v zmysle metodiky (KULLA et al. 2007).

## **Postup založenia a opakované zisťovanie**

Počas sezón 2007 (kalamitisko) a 2008 (vetrom nepoškodené okolie) založili pracovníci NLC, najmä z Odboru komplexného zisťovania stavu lesov (OKZSL), 924 MP. Zisťovanie bolo fyzicky aj odborne veľmi náročné, od navigácie, cez zber údajov, meranie, kontroly veľkého množstva údajov. Použila sa pri tom klasická technológia s papierovými zápisníkmi (väčšina MP) ale aj progresívna technológia Field-Map s priamym elektronickým záznamom v teréne (spolu 134 MP). Finančne na práce pri zakladaní prispelo Ministerstvo pôdohospodárstva SR v rámci kontraktových úloh pre NLC z projektov zameraných na revitalizáciu poškodených smrečín. Celková suma bola v konverznom prepočte asi 0,2 mil. €. Na prácach sa vlastnými nákladmi spolupodieľala aj VS ŠL TANAP-u. Na podnet pracovníkov VS ŠL TANAP-u sa základná sieť po prvom cykle zahustila pre plochy na sledovanie rôzneho manažmentu (FLEISCHER 2005) na 250x250 m, čím sa získal štvornásobný počet výberových jednotiek. Počas roka 2009 sa realizoval opakovaný zber údajov v pôvodnej sieti a v roku 2010 nový zber v doplnenej sieti (ŠEBEŇ et al. 2011).

Kontinuita monitoringu v ďalších rokoch však nebola finančne ani projektovo zabezpečená. Vzhľadom na význam založenej siete monitoringu, a najmä očakávané rýchle zmeny prebiehajúce v obnove, pracovníci LVÚ núdzovo a operatívne riešili zber údajov podľa aktuálnych možností z iných prebiehajúcich projektov, ktoré súviseli s pokalamitným výskumom v TANAP-e. V roku 2010, t. j. s odstupom troch rokov, sa s finančným zabezpečením projektu Agentúry pre podporu výskumu a vývoja APVV-0456-07 zopakoval zber údajov zameraných na jedince obnovy v sieti 1x1 km na kalamitisku s celkovým počtom 90 MP (ŠEBEŇ, BOŠEĽA 2011 a, b). Po ďalších šiestich rokoch, tzn. v 2016, sa opäť s podporou ďalšieho projektu APVV 14-0086 podarilo zopakovať zber údajov na 90 MP v sieti 1x1 km na kalamitisku (KONÔPKA, ŠEBEŇ 2018; KONÔPKA et al. 2019). Zisťovanie v roku 2019 bolo financované z koncepcnej práce NLC pre MPRV SR, pričom pri zníženom rozpočte sa práce zabezpečili aj pomocou projektov z Agentúry pre podporu výskumu a vývoja (APVV 14-0086 a APVV 18-0086). Opakované zisťovanie sa teda uskutočnilo v rokoch 2010, 2016 a 2019 s limitovaným rozpočtom. Žiaľ, kvôli obmedzeným prostriedkom z iných projektov sme sa zamerali iba na kalamitisko a sieť 90 MP s rozstupom 1x1 km. Pri opakovanom zisťovaní sa vykonával zber údajov o obnove na variabilných kruhoch. Odumreté drevo sa vzhľadom na náročnosť zisťovania neskôr neevidovalo. Potenciál odumretého dreva v procese revitalizácie však považujeme za dôležitý a je záujem ho zaradiť do evidencie v očakávanom ďalšom cykle (pravdepodobne v roku 2022). Nadväzujúc na pôvodné zatriedňovanie stromov na MP do výškových stupňov sa pri opakovaných zisťovaniach (2016 a 2019) merali presné výšky stromov, čo umožňuje presnejšie stanovenie biomasy a zásoby uhlíka. Namiesto variabilných obnovných kruhov sme sa zamerali na kruhy s rovnakým maximálnym polomerom 3 m. Toto významne zvýšilo prácnosť, ale umožňuje objektívne zhodnotenie diverzity druhov v obnove, ktorá si vyžaduje porovnávanie na rovnakej výmere (s nárastom rozlohy monitorovacej plochy sa zvyšuje počet prítomných druhov). Pri treťom opakovaní zisťovania sa rozšírili štyri rastové stupne o dorast do hrubiny (5), teda jedince ktoré dosiahli prsnú hrúbku 7 a viac cm. Tieto sa už evidovali celoplošne vrátane ich polohopisu na ploche s polomerom 8 m, teda výmerou približne 200 m<sup>2</sup>. Uprednostnili sme technológiu Field-Map, ktorá okrem výhody v elektronickej evidencii priamo v teréne umožnila aj jednoduché zameriavanie polohopisu dorastajúcich stromov.

### **Postup spracovania a vyhodnocovania údajov**

Záznamy z papierových formulárov sa naeditovali v databázovom systéme MsAccess, kompatibilnom s elektronickými záznamami vo Field-Mape. Údaje sa skontrolovali, preverila sa úplnosť a správnosť, ako aj logické súvislosti. Spracovanie sa rovnako uskutočnilo v prostredí Ms Access. Pre každý výberový dizajn sa vytvorili modely na odvodenie parametrov príslušných monitorovaných veličín. Parametrami sú štatistické odhady charakteristík základného súboru pomocou výsledkov uskutočneného výberu, a to: pre kvantitatívne veličiny stredné hodnoty a úhrny, pre kvalitatívne znaky relatívne podiely (ŠMELKO 2008). Výberové chyby sa tu prezentujú so spoľahlivosťou 95 %.

Výsledky sa dajú porovnávať buď na úrovni jednotlivých MP alebo vybraných kategórií. Najčastejšie sa výpočty prezentovali v podobe priemerných údajov pre celé kalamitisko. Ďalej sa dajú 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. Za veľmi jasný a názorný vizuálny výstup vyhodnocovania vývoja na kalamitisku považujeme aj série fotografií snímané z rovnakého miesta v jednotlivých rokoch zisťovania.

## VÝSLEDKY

Zamerali sme sa na najdôležitejšie výsledky reprezentujúce revitalizačný proces, teda obnovu lesov na monitorovanom území. V prvom cykle monitoringu sa zisťovalo široké spektrum zaujímavých údajov, medzi ktoré patrila objektívna kvantifikácia odumretého dreva výberovým spôsobom. Žiaľ, pri opakovaných zisťovaniach sme odumreté drevo kvôli nedostatku financií museli vynechať. Výsledky poskytujú najmä informácie o jedincoch obnovy, teda mladé stromy, ktoré vznikli po kalamite z novembra 2004, alebo tesne pred ňou.

### Počty stromov obnovy na kalamitisku

Už prvé výsledky zisťovania za rok 2007 ukázali bohatý potenciál obnovy na kalamitisku. Necelé tri roky od vzniku kalamity bolo bez obnovy posúdených len 3 % MP (tabuľka 1).

V ďalších rokoch sa už nezaznamenala žiadna MP bez obnovy. Pritom jedince vzniknuté po kalamitnej udalosti alebo tesne pred ňou, sa nachádzali v rôznych rastových stupňoch na dominantnej časti MP. Jedince náletu a nárastu sme zaznamenali na viac ako 90 % územia, mladiny spočiatku na 70 %, neskôr už na 100 % územia. Umelé výsadby sa zistili asi na štvrtine kalamitiska, pričom ich výskyt neskôr narastal takmer na 40% územia. Počty jedincov obnovy boli značne variabilné (obrázok 2). Údaje z monitoringu ukázali, že variabilita počtov jedincov obnovy sa postupne znižovala, zo 135% v roku 2007 na polovicu v roku 2019.

**Tab. 1: Výskyt obnovy na kalamitisku (vyjadrené z podielu MP) podľa rastových stupňov v jednotlivých rokoch monitoringu**

| Rastový stupeň                             | 2007      | 2010      | 2016       | 2019       |
|--------------------------------------------|-----------|-----------|------------|------------|
|                                            | (% )      |           |            |            |
| Prirodzená obnova nálet (výška <0,5 m)     | 93,3 ±5,1 | 93,3 ±5,1 | 87,8 ±6,7  | 90,0 ±6,2  |
| Prirodzená obnova nárast (výška 0,5-1,3 m) | 85,6 ±7,2 | 97,8 ±3,0 | 96,7 ±3,7  | 98,9 ±2,2  |
| Prirodzená obnova mladina (výška > 1,3 m)  | 68,9 ±9,6 | 95,6 ±4,2 | 100,0 ±0,0 | 100,0 ±0,0 |
| Výsadba (kultúra)                          | 21,1 ±8,4 | 32,2 ±9,7 | 38,9 ±10,1 | 31,1 ±9,6  |
| Dorast (hrúbka $d_{1,3}$ nad 7 cm)         | 0         | 0         | 64,4 ±9,9  | 93,3 ±5,1  |
| Spolu                                      | 96,7 ±3,7 | 100       | 100        | 100        |

V roku 2007 bolo v priemere  $12,4 \pm 3,5$  tisíc jedincov na hektár, pričom najzastúpenejšia bola kategória s počtom od 1 po 5 tisíc kusov na hektár, ktorá zaberala asi 1/3 kalamitiska (tabuľka 2). Našli sa aj mladé porasty s viac ako 50 tisíc jedincami na hektár. Priemerný počet jedincov v ďalších rokoch klesal až na priemernú hodnotu  $8,6 \pm 1,3$  tisíc kusov na hektár v roku 2019. Tento pokles spôsobili najmä kompetičné procesy, škodlivé činitele (najmä v podobe ohryzu zverou) a tiež realizované výchovné zásahy. Rozdelenie početnosti jedincov obnovy však bolo výrazne ľavostranné s častým výskytom MP s nižším počtom jedincov do 5 tisíc kusov a menším počtom MP s veľmi vysokým počtom jedincov predstavujúcim viac ako 50 tisíc ks na hektár. Potvrdzujú to hodnoty mediánu, keď v roku 2007 tvoril 5,5 tisíc ks.ha<sup>-1</sup> a v roku 2019 6,9 tisíc ks.ha<sup>-1</sup>.

Postupný pokles jedincov znamená, že kalamitisko bolo lesnými drevinami úspešne pokryté hneď v prvých rokoch po vzniku kalamity a v ďalších rokoch nastal viac presun jedincov do vyšších rastových stupňov (tabuľka 3). Výnimkou bol smrekovec (viď ďalej zastúpenie drevín v obnove), ktorý v prvých rokoch tvorila malý podiel z počtu a neskôr sa jeho počty zvyšovali. V roku 2007 takmer polovicu jedincov tvoril nálet s výškou do 0,5 m, v roku 2010 už 45 % jedincov predstavoval rastový stupeň nárast s výškou od 0,5 do 1,3 m. V roku 2016 už nadpolovičný podiel tvorili jedince mladiny, čo sa takmer nezmenilo ešte aj v roku 2019. Tu sa však na celkovej obnove už významne podieľajú aj najlepšie rastúce jedince tzv. dorasty.

**Tab. 2: Počty jedincov v obnove na kalamitisku podľa tried početnosti v jednotlivých rokoch monitoringu**

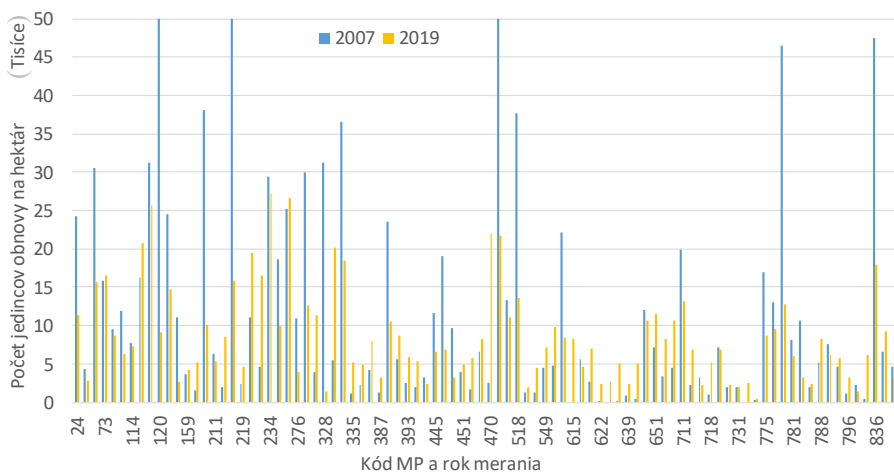
| Kategória počtu (tisíc ks) | 2007                                         | 2010       | 2016      | 2019      | 2007              | 2010       | 2016       | 2019       |
|----------------------------|----------------------------------------------|------------|-----------|-----------|-------------------|------------|------------|------------|
|                            | Priemerný počet (tis. ks. ha <sup>-1</sup> ) |            |           |           | Plošný podiel (%) |            |            |            |
| 0                          | 0,0 ±0,0                                     | 0,0 ±0,0   | 0,0 ±0    | 0,0 ±0    | 3,3 ±3,7          | –          | –          | –          |
| <1,0                       | 0,4 ±0,2                                     | 0,6 ±0,2   | 0,4 ±     | 0,5 ±     | 6,7 ±5,1          | 3,3 ±3,7   | 1,1 ±2,2   | 1,1 ±2,2   |
| 1,0–5,0                    | 2,8 ±0,4                                     | 3,2 ±0,4   | 2,9 ±0,4  | 3,1 ±0,4  | 37,8 ±10,0        | 36,7 ±10,0 | 28,9 ±9,3  | 28,9 ±9,3  |
| 5,01–10,0                  | 7,0 ±0,7                                     | 7,1 ±0,8   | 7,2 ±0,4  | 7,2 ±0,5  | 15,6 ±7,4         | 23,3 ±8,7  | 38,9 ±10,1 | 40,0 ±10,1 |
| 10,01–25,0                 | 16,1 ±2,2                                    | 16,1 ±1,8  | 15,7 ±1,8 | 15,0 ±1,6 | 21,1 ±8,4         | 23,3 ±8,7  | 23,3 ±8,7  | 26,7 ±9,1  |
| 25,01–50,0                 | 34,9 ±4,2                                    | 34,3 ±4,7  | 29,9 ±2,1 | 26,5 ±0,9 | 12,2 ±6,7         | 11,1 ±6,4  | 7,8 ±5,5   | 3,3 ±3,7   |
| >50,0                      | 75,5 ±27,5                                   | 75,6 ±31,1 | –         | –         | 3,3 ±3,7          | 2,2 ±3,0   | –          | –          |
| Spolu                      | 12,4 ±3,5                                    | 12,1 ±3,0  | 9,6 ±1,6  | 8,6 ±1,3  | 100               | 100        | 100        | 100        |
| Medián                     | 5,57                                         | 6,1        | 7,01      | 6,95      | –                 | –          | –          | –          |

**Tab. 3: Priemerné počty jedincov v obnove na kalamitisku podľa rastových stupňov v jednotlivých rokoch monitoringu**

| Rastový stupeň | 2007                                         | 2010      | 2016     | 2019     | 2007               | 2010       | 2016       | 2019       |
|----------------|----------------------------------------------|-----------|----------|----------|--------------------|------------|------------|------------|
|                | Priemerný počet (tis. ks. ha <sup>-1</sup> ) |           |          |          | Podiel z počtu (%) |            |            |            |
| Nálet          | 5,9 ±1,7                                     | 2,9 ±0,7  | 1,5 ±0,4 | 1,1 ±0,3 | 47,5 ±10,3         | 23,9 ±5,1  | 15,1 ±6,7  | 12,8 ±6,2  |
| Nárast         | 4,6 ±1,5                                     | 5,4 ±1,8  | 2,8 ±0,6 | 2,7 ±0,7 | 37,6 ±10,0         | 44,8 ±10,3 | 29,1 ±3,7  | 30,9 ±9,5  |
| Mladina        | 1,7 ±0,8                                     | 3,6 ±1,1  | 5,0 ±1,1 | 4,3 ±0,8 | 13,7 ±9,5          | 29,9 ±4,2  | 52,4 ±10,3 | 50,2 ±10,3 |
| Výsadba        | 0,1 ±0,1                                     | 0,2 ±0,1  | 0,1 ±0,1 | 0,1 ±0,0 | 1,2 ±8,4           | 1,4 ±9,6   | 1,3 ±10,0  | 0,8 ±9,5   |
| Dorast         | 0                                            | 0         | 0,2 ±0,0 | 0,5 ±0,1 | 0                  | 0          | 2,1 ±9,8   | 5,3 ±5,1   |
| Spolu          | 12,4 ±3,5                                    | 12,1 ±3,0 | 9,6 ±1,6 | 8,6 ±1,3 | 100                | 100        | 100        | 100        |

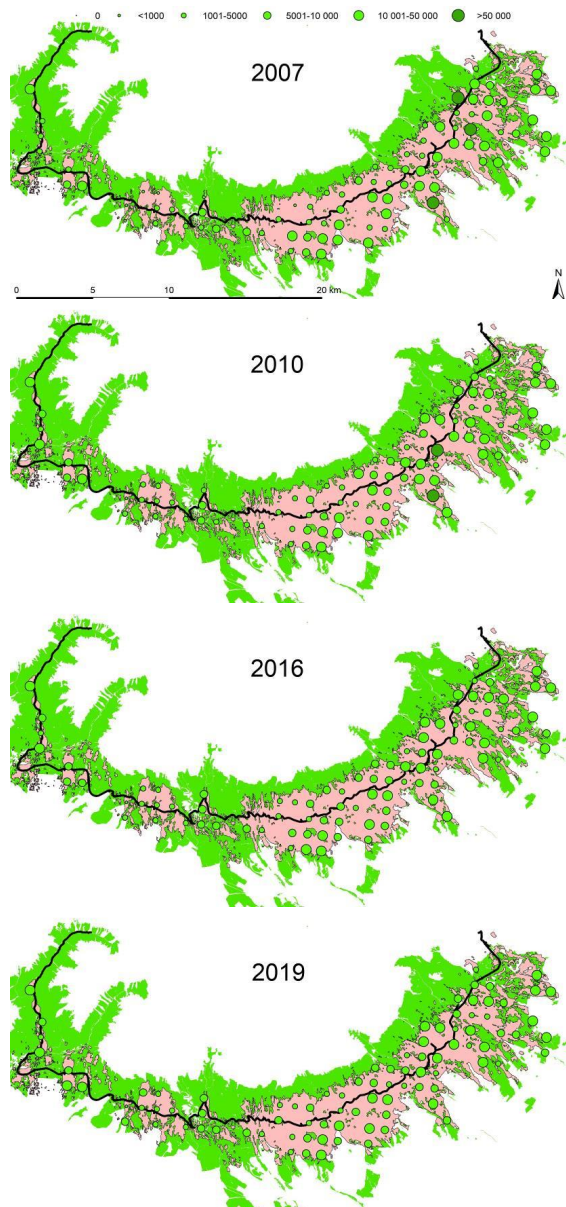
Pri vyhodnocovaní obnovy na základe počtu jedincov je veľmi dôležitá okrem priemernej či celkovej hodnoty aj variabilita jedincov, teda kolísanie počtov medzi jednotlivými MP. Táto variabilita bola naozaj veľmi vysoká, čo obmedzuje zovšeobecnenie zistených výsledkov. Čím je variabilita väčšia, tým je väčšia výberová chyba pri výberovom zisťovaní. Kým v roku 2007 bola celková variabilita počtov medzi MP 135 %, v roku 2010 stúpila na 119 %, v roku 2016 na 82 % a v roku 2019 sa zistila vo výške 71 %. Znamená to, že variabilita počtov stromčekov sa odrastaním stále znižuje. Z hľadiska rôznorodosti a zabránenia vzniku homogénnych porastov je to teda dobrý výsledok. Kalamitisko aktuálne netvorí homogénne porasty s približne rovnakou hustotou, ale naopak z hľadiska počtov stromov porasty veľmi

rôznorodé s počtami od niekoľko tisíc kusov na hektár až po húštiny s počtom dosahujúcim desiatky tisíc jedincov. Samozrejme, dôležitá je aj drevinová štruktúra.



**Obr. 2. Variabilita počtov jedincov obnovy (ks.ha<sup>-1</sup>) na jednotlivých MP v rokoch 2007 a 2019**

Obrázok 3 prezentuje vývoj počtov jedincov obnovy v prepočte na hektár po jednotlivých MP za roky 2007 až 2019. Z výsledkov je zrejماً priestorová variabilita zistených počtov jedincov. Vysoká variabilita predstavuje vedecký problém pri vyhodnocovaní a zovšeobecňovaní výsledkov výberovými metódami, na druhej strane však ide o pozitívny praktický výsledok v tvorbe diferencovaných porastov. Väčšia variabilita lesných komplexov predstavuje ich lepšiu odolnosť voči škodlivým činiteľom, takže znižuje aj riziko vzniku rozsiahlych vetrových disturbancií v budúcnosti.



**Obr. 3. Vývoj počtov stromov v obnove na tatranskom kalamitisku na jednotlivých MP v jednotlivých rokoch monitoringu.**

### **Zastúpenie drevín v obnove na kalamitisku**

V priebehu celého monitoringu počas rokov 2007, 2010, 2016 a 2019 sa v obnove na monitorovacích plochách na kalamitisku identifikovalo spolu 21 druhov drevín. Z toho sa v roku 2007 zaznamenalo 16 druhov, v roku 2010 už 20 druhov, v roku 2016 19 druhov a v roku 2019 znova 20 druhov. Môžeme ich rozdeliť na skupinu najzastúpenejších druhov, ktoré sa vysky-

tovali vo väčších množstvách počas všetkých rokov a to: smrek obyčajný (*Picea abies* (L.) Karst), jarabina vtáčia (*Sorbus aucuparia* L.), breza bradavičnatá (*Betula verrucosa* Ehrh.), vrbá rakyta (*Salix caprea* L.). Ďalšou skupinou boli druhy, ktoré sa vyskytovali často, ale o niečo menších množstvách. Patrili sem dreviny: borovica sosna (*Pinus sylvestris* L.), smrekovec opadavý (*Larix decidua* Mill.), javor horský (*Acer pseudoplatanus* L.), osika (*Populus tremula* L.), jelša sivá (*Alnus incana* L.), jelša lepkavá (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.), jedľa biela (*Abies alba* Mill.) a čremcha (*Padus racemosa*). Poslednou skupinou boli málo zastúpené a zriedkavé druhy, konkrétne tieto: buk lesný (*Fagus sylvatica* L.), brest horský (*Ulmus scabra* Mill.), jaseň štíhly (*Fraxinus excelsior* L.), lipa malolistá (*Tilia cordata* Mill.), breza plstnatá (*Betula pubescens* Ehrh.), vrbá biela (*Salix alba* L.), limba (*Pinus cembra* L.), kosodrevina (*Pinus mugo* Turra) a javor mliečny (*Acer platanoides* L.). Pre lepšiu prehľadnosť sledovania vývoja sme dreviny v tejto práci zoskupili do ôsmich skupín podľa najzastúpenejších: smrek (SM), borovica (BO), breza (BR), jarabina (JB), smrekovec (SC), rakyta (VR), iné dreviny sme zaradili ako ostatné ihličnaté (OI) a ostatné listnaté (OL). Vývoj zastúpenia drevín prezentuje tabuľka 4 (výskyt) a tabuľka 5 (počet a podiel).

**Tab. 4. Výskyt drevín v obnove na kalamitisku v jednotlivých rokoch monitoringu**

| Drevina | 2007       | 2010       | 2016       | 2019       |
|---------|------------|------------|------------|------------|
| (kód)   | Výskyt (%) |            |            |            |
| BO      | 22,2 ±8,5  | 33,3 ±9,7  | 42,2 ±10,2 | 51,1 ±10,3 |
| BR      | 52,2 ±10,3 | 66,7 ±9,7  | 70,0 ±9,5  | 72,2 ±9,2  |
| JB      | 71,1 ±9,3  | 73,3 ±9,1  | 71,1 ±9,3  | 80,0 ±8,2  |
| OL      | 38,9 ±10,1 | 48,9 ±10,3 | 51,1 ±10,3 | 54,4 ±10,3 |
| OI      | 10,0 ±6,2  | 14,4 ±7,2  | 16,7 ±7,6  | 17,8 ±7,8  |
| SC      | 16,7 ±7,6  | 51,1 ±10,3 | 60,0 ±10,1 | 70,0 ±9,5  |
| SM      | 84,4 ±7,4  | 94,4 ±4,7  | 94,4 ±4,7  | 93,3 ±5,1  |
| VR      | 55,6 ±10,3 | 75,6 ±8,8  | 80,0 ±8,2  | 78,9 ±8,4  |

**Tab. 5. Počet a podiel jedincov v obnove na kalamitisku v jednotlivých rokoch monitoringu**

| Drevina | 2007                                         | 2010     | 2016     | 2019     | 2007           | 2010       | 2016       | 2019       |
|---------|----------------------------------------------|----------|----------|----------|----------------|------------|------------|------------|
|         | Priemerný počet (tis. ks. ha <sup>-1</sup> ) |          |          |          | Zastúpenie (%) |            |            |            |
| BO      | 0,3 ±0,2                                     | 0,2 ±0,1 | 0,2 ±0,1 | 0,1 ±0,0 | 2,1 ±8,5       | 1,6 ±9,7   | 1,7 ±10,1  | 1,6 ±10,3  |
| BR      | 1,2 ±0,5                                     | 2,1 ±0,9 | 2,1 ±0,8 | 1,7 ±0,6 | 9,4 ±10,2      | 17,1 ±9,7  | 22,0 ±9,4  | 19,3 ±9,2  |
| JB      | 2,9 ±1,4                                     | 1,8 ±0,7 | 1,6 ±0,7 | 1,4 ±0,6 | 23,7 ±9,3      | 14,8 ±9,1  | 16,2 ±9,3  | 16,2 ±8,2  |
| OL      | 1,4 ±0,9                                     | 1,4 ±1,0 | 1,0 ±0,4 | 1,1 ±0,4 | 11,6 ±10,0     | 11,8 ±10,3 | 10,5 ±10,3 | 12,3 ±10,2 |
| OI      | 0,1 ±0,1                                     | 0,1 ±0,1 | 0,1 ±0,1 | 0,1 ±0,1 | 1,0 ±6,2       | 1,0 ±7,2   | 1,4 ±7,6   | 1,4 ±7,8   |
| SC      | 0,0 ±0,0                                     | 0,3 ±0,1 | 0,4 ±0,1 | 0,4 ±0,1 | 0,4 ±7,6       | 2,9 ±10,3  | 4,5 ±10,0  | 4,8 ±9,4   |
| SM      | 5,4 ±2,1                                     | 4,5 ±1,6 | 2,7 ±0,7 | 2,6 ±0,6 | 43,8 ±10,3     | 36,9 ±10,0 | 28,1 ±4,7  | 29,7 ±5,1  |
| VR      | 1,0 ±0,4                                     | 1,7 ±1,1 | 1,5 ±0,5 | 1,3 ±0,4 | 7,9 ±10,2      | 13,9 ±8,8  | 15,5 ±8,2  | 14,5 ±8,4  |

Určitým prekvapením bolo nízke zastúpenie smrekovca a borovice v prvých rokoch po kalamite, aj vzhľadom na to že v dospelých porastov ktoré prežili kalamitu bol smrekovec dominantný. Hoci zastúpenie borovice z počtov sa veľmi nezmenilo, zastúpenie smrekovca

stúplo približne desaťnásobne! Zastúpenie dominantného smreka postupne medzi rokmi 2007 a 2019 kleslo na asi 30 % z počtov a naopak brezy stúplo na asi 20 % z počtov. Kleslo aj zastúpenie jarabiny z 25 % na 15 %.

### Diverzita drevín v obnove na kalamitisku

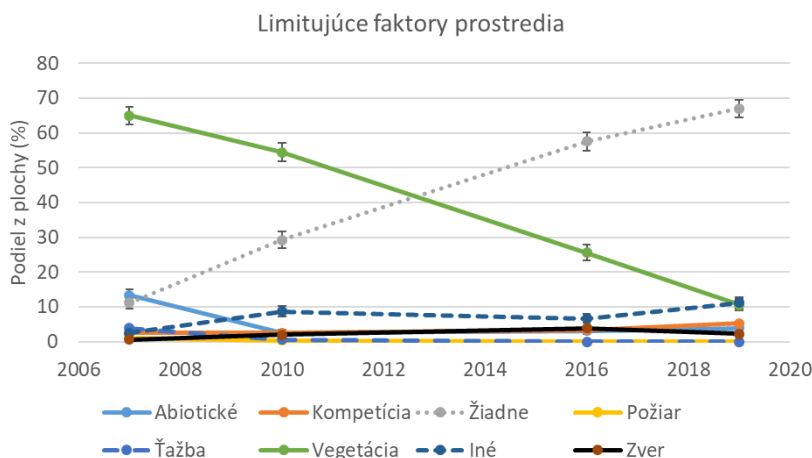
Ako sme už uviedli v predchádzajúcom texte, celkový počet druhov drevín v obnove na kalamitisku bol 21. Pri vyhodnocovaní druhovej diverzity je vždy dôležité vzťahovať ju na konkrétnu plochu (táto predstavuje určité špecifické mikrostanovište či mikrolokalitu). V rámci takýchto mikrolokalít (výmera okolo 200 m<sup>2</sup>) sa zaznamenali pozitívne výsledky drevinovej diverzity. Hoci v prvom roku zisťovania boli na kalamitisku vyrovnané mladé porasty s dvomi, tromi a štyrmi drevinami na 20 % plochy, postupne sa zvyšoval podiel porastov s viacerými drevinami. V roku 2010 už viac ako 60 % plochy tvorili porasty s viac ako s piatimi drevinami na mikrolokalite, v roku 2016 ich už bolo takmer 70 % a v roku 2019 viac ako 85 %. Najviac sa na mikrolokalite zaznamenalo 10 druhov drevín (Tabuľka 6).

**Tab. 6. Diverzita drevín v obnove na MP v jednotlivých rokoch monitoringu**

| Počet druhov drevín na MP | 2007                | 2010      | 2016      | 2019      |
|---------------------------|---------------------|-----------|-----------|-----------|
|                           | Podiel z plochy (%) |           |           |           |
| 0                         | 3,3 ±3,7            | 0         | 0         | 0         |
| 1                         | 4,4 ±4,2            | 0         | 0         | 0         |
| 2                         | 18,9 ±8,0           | 6,7 ±5,1  | 2,2 ±3,0  | 1,1 ±2,2  |
| 3                         | 20,0 ±8,2           | 11,1 ±6,4 | 16,7 ±7,6 | 12,2 ±6,7 |
| 4                         | 21,1 ±8,4           | 22,2 ±8,5 | 13,3 ±7,0 | 11,1 ±6,4 |
| 5                         | 15,6 ±7,4           | 22,2 ±8,5 | 25,6 ±8,9 | 24,4 ±8,8 |
| 6                         | 10,0 ±6,2           | 20,0 ±8,2 | 21,1 ±8,4 | 25,6 ±8,9 |
| 7                         | 6,7 ±5,1            | 8,9 ±5,8  | 8,9 ±5,8  | 13,3 ±7,0 |
| 8                         | 0                   | 7,8 ±5,5  | 8,9 ±5,8  | 5,6 ±4,7  |
| 9                         | 0                   | 0         | 2,2 ±3,0  | 6,7 ±5,1  |
| 10                        | 0                   | 1,1 ±2,2  | 1,1 ±2,2  | 0         |
| Spolu                     | 100                 | 100       | 100       | 100       |

### Identifikované nepriaznivé faktory pôsobiace na obnovu kalamitiska

Na každom obnovnom kruhu sa posudzovali tzv. limitujúce faktory pôsobiace nepriaznivo na vznik a vývoj obnovy. V teréne sa najčastejšie identifikovali žiadne faktory (N), ďalej konkurencia vegetácie (V), abiotické činitele (A), zver (Z) a iné (X). Zriedka sa vyskytol požiar (P), kompetícia materského porastu (K), poškodenie po ťažbe (T). Limitujúce faktory sme vyhodnotili podľa ich plošného podielu. Výsledky sú znázornené na obrázku 4 a vyplývajú z neho jednoznačné trendy pre dve hlavné kategórie.



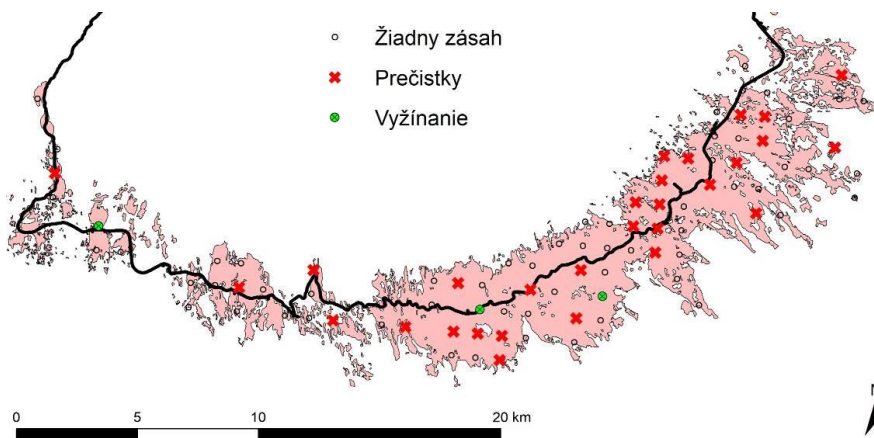
**Obr. 4. Identifikované faktory pôsobiace nepriaznivo na obnovu kalamitiska v jednotlivých rokoch monitoringu**

Kým v roku 2007, teda necelé 3 roky od vzniku vetrovej disturbancie na kalamitisku dominovala ako limitujúci faktor konkurencia nežiaducej vegetácie s celkovým podielom až  $65 \pm 2$  %, v priebehu ďalších 12 rokov klesol jej podiel na  $10 \pm 2$  %. Naopak, žiadne negatívne faktory pôsobiace na obnovu sa v roku 2007 posúdili na  $11 \pm 1$  % plochy kalamitiska, v roku 2019 sa už žiadne nepriaznivé faktory posúdili až na  $67 \pm 2$  % územia s vyrovnaným postupným rastom počas sledovaného obdobia. Pri ostatných faktoroch už boli podiely omnoho nižšie. Na treťom mieste sa s podielom medzi  $2 \pm 1$  % až  $11 \pm 1$  % zistili iné faktory. Tieto iné faktory reprezentovali predovšetkým časti plochy kalamitnej plochy pokryté ponechanými zvyškami dreva (kmene, vývraty, kopy haluziny), menej aj iné obmedzenie (približovacie linky, chodníky, kamene). Ostatné faktory mali menší podiel ako 5 %. Rovnako nízko bola posúdená aj zver. Hoci sa poškodenie raticovou zverou vyskytovalo relatívne často, väčšinou bola poškodená len menšia časť jedincov obnovy – teda nevyskytovali sa sústredené poškodené porasty.

### Zistené pestovné opatrenia pri obnove kalamitiska

V rámci opakovaných meraní sa od roku 2010 evidovali aj vykonané pestovné opatrenia na jednotlivých MP. Zaznamenával sa ochrana sadeníc (predovšetkým individuálna chemická ochrana), vyžínanie a výchovné zásahy – prečistky. Na dominantnej časti kalamitiska v jednotlivých rokoch 2010, 2016 a 2019 sa nezistili žiadne vykonané pestovné opatrenia (obrázok 5). Ich podiel sa pohyboval od  $80 \pm 2$  % po  $82 \pm 2$  %.





**Obr. 5. Pestovné opatrenia zaznamenané na MP v rámci kalamitiska – stav v roku 2019**

Ochrana sadeníc sa zistila iba v roku 2010 a to na  $1 \pm 0,6$  % kalamitiska. S vyžínaním sme sa stretli v roku 2010 na  $15,5 \pm 1,9$  % kalamitiska, avšak v rokoch 2016 a 2019, teda 12 až 15 rokov po kalamite klesol jeho výskyt na  $1 \pm 0,6$  %. Opačný trend sa zistil pri výchovných zásahoch, ako sú plecie ruby a prečistky, ktoré sa identifikovali už v roku 2010, a to na  $2,8 \pm 0,9$  % plochy kalamitiska. V roku 2016 sme ich zaznamenali už na  $15 \pm 2$  % a v roku 2019 na  $17 \pm 2$  % celkovej plochy.

### **Substrát pre vznik a odrastanie jedincov obnovy**

Všeobecne väčšina jedincov drevín vzniká, kľíči a odrástá na minerálnej pôde. Predovšetkým v horských oblastiach sa však za významné médium pre odrastanie smreka považuje odumreté drevo (HOLEKSA 2001). To zvyšuje vlhkosť, vyrovnáva extrémne teploty, zabraňuje rastu buriny a pohybu zveri, čím obmedzuje poškodzovanie mladých stromov. Treba však zdôrazniť že toto platí pre moderové drevo, tzn. vo vyšších stupňoch rozkladu. Teda je to stav, ktorý sa dosiahne po niekoľkých rokoch až desaťročiach od pádu stromu. Preto bol záujem pri monitorovaní stavu obnovy evidovať aj substrát, na ktorom odrastajú stromčeky. Rozlišovali sa 4 kategórie: minerálna pôda, vývraty a koreňové koláče, pne a ležiace hrubé kmene. Výsledky potvrdili jednoznačnú dominanciu výskytu obnovy na minerálnej pôde aj v roku 2010 aj 2019. Viac ako 90% rástlo 15 tokov po vzniku kalamity práve na nej. So zvyšujúcim sa rastovým stupňom podiel jedincov rastúcich na pôde stúpал (tabuľka 7).

Obrázok 6 predstavuje ukážku vývoja vegetácie na MP číslo 622. Táto MP sa nachádzala na území so spracovanou kalamitnou hmotou, na ktorom sa však ponechali značné objemy odumretého dreva (vývraty a tenčína uložená v kopách). Vizualne zjavné sú zmeny v rastúcom poraste v pozadí. Rovnako sú evidentné relatívne malé zmeny v stave mŕtveho dreva, t. j. len pomalého rozkladu uvedených stromových komponentov ponechaných na sledovanom stanovišti.



**Tab. 7. Priemerné počty a podiely jedincov v obnove na kalamitisku podľa substrátu v roku 2010 a 2019**

| Rok         | 2010                        |           | 2019                        |           |           |           |            |
|-------------|-----------------------------|-----------|-----------------------------|-----------|-----------|-----------|------------|
| Substrát    | 1.Nálet                     | 2.Nárust  | 1. Nálet                    | 2. Nárust | 3.Mladina | 5.Dorast  | Spolu      |
|             | (tis. ks.ha <sup>-1</sup> ) |           | (tis. ks.ha <sup>-1</sup> ) |           |           |           |            |
| 1. Pôda     | 2,9 ±0,8                    | 5,4 ±1,8  | 1,1 ±0,3                    | 2,6 ±0,7  | 4,2 ±0,8  | 0,5 ±0,1  | 8,3 ±1,3   |
| 2. Vývraty  | 0,1 ±0,1                    | 0,1 ±0,1  | 0,1 ±0,0                    | 0,1 ±0,0  | 0,1 ±0,0  | 0,0 ±0,0  | 0,3 ±0,1   |
| 3. Ležanina | 0,0 ±0,0                    | –         | 0,0 ±0,0                    | 0,0 ±0,0  | 0,0 ±0,0  | –         | 0,0 ±0,0   |
| 4. Pnc      | 0,0 ±0,0                    | 0,0 ±0,0  | 0,0 ±                       | 0,0 ±     | 0,0 ±     | –         | 0,0 ±0,0   |
|             | Podiel (%)                  |           | Podiel (%)                  |           |           |           |            |
| 1. Pôda     | 94,3 ±0,0                   | 98,0 ±0,0 | 92,5 ±4,7                   | 96,2 ±0,0 | 97,2 ±0,0 | 98,7 ±2,3 | 96,4 ± 3,8 |
| 2. Vývraty  | 4,6 ±9,6                    | 1,8 ±8,2  | 6,7 ±9,2                    | 3,7 ±9,4  | 2,6 ±9,5  | 1,3 ±6,6  | 3,4 ± 3,7  |
| 3. Ležanina | 0,5 ±5,0                    | –         | 0,4 ±3,4                    | 0,1 ±3,1  | 0,2 ±3,0  | –         | 0,2 ± 0,9  |
| 4. Pnc      | 0,6 ±5,0                    | 0,2 ±3,1  | 0,4 ±2,4                    | 0,1 ±2,2  | 0,0 ±2,2  | –         | 0,1 ± 0,6  |

Poznámka: – bez záznamu, 0,0 – záznam s minimálnou hodnotou



**Obr. 6. Ukážky stavu a vývoja vegetácie na kalamitnom území za roky 2007 (vľavo hore), 2010 (vľavo dole), 2016 (vpravo hore) a 2019 (vpravo dole) na MP 622**

## ZHRNUTIE POZNATKOV A ZÁVER

V príspevku sme predstavili vybrané ukazovatele z procesu obnovy tatranského kalamitiska vzniknutého vetrovou disturbanciou z 19. novembra 2004. Použili sme výberovú metódu s priamym meraním jednotlivých jedincov obnovy na MP. Vzhľadom na veľkú va-

riabilitu jedincov obnovy sa použil špeciálne prispôsobený dizajn s takzvanými satelitmi, konkrétne so štyrmi obnovnými kruhmi rozmiestnenými pravidelne 8 m od trvalo stabilizovaného stredu. Sieť monitorovacích plôch s veľkým množstvom zisťovaných údajov v rozstupe 0,5x0,5 km sa založila v rokoch 2007 a 2008. Okrem kalamitiska sa založila z väčšej časti aj v okolitých vetrom nepoškodených porastoch. Aj v nich sa očakávalo rozširovanie kalamitnej plochy v dôsledku rozvratu porastových zvyškov vetrom a podkôrnym hmyzom. Cieľom monitoringu bolo komplexné zistenie stavu poškodeného územia so zameraním na obnovu. Zároveň sa opakovanými zisťovaniami v požadovaných časových odstupoch monitorovali zmeny v procese revitalizácie územia. Rovnako sa zisťoval vplyv lesníckych revitalizačných opatrení, čo by malo prispieť k vyhodnoteniu hospodárnosti naprojektovanej revitalizácie. Monitorovacia sieť umožnila získať mnohé ďalšie zaujímavé informácie z pokalamitného vývoja. Opakované meranie sme realizovali v obmedzenej miere (nedostatok financií), pričom sme sa zamerali na kalamitisko v sieti 1x1 km. Vyhľadávanie stredov MP a zber sa uskutočnil opakovane v rokoch 2010, 2016 a 2019.

Už výsledky prvého cyklu ukázali, že obnova kalamitiska bola vcelku veľmi úspešná od začiatku sledovania, a to predovšetkým zásluhou bohatej prirodzenej obnovy. V roku 2007, teda necelé tri roky od vzniku kalamity bolo bez obnovy posúdených len 3 % MP. Následne sa už bez obnovy nenašla žiadna MP. Jedince vzniknuté po disturbančnej udalosti alebo tesne pred ňou, sa nachádzali v rôznych rastových stupňoch na dominantnej časti MP. Jedince náletu a nárastu sme zaznamenali na viac ako 90 % územia, mladiny spočiatku na 70 %, neskôr už na 100 % územia. Umelé výsadby sa zistili asi na štvrtine kalamitiska, pričom ich výskyt neskôr narastal takmer na 40 % z jej celkovej rozlohy.

Počty jedincov obnovy na kalamitisku boli veľmi variabilné. Vysoká variabilita zhoršuje presnosť vyhodnotenia výberových metód, ale z hľadiska stavu budúcich rôznorodých porastov je veľmi žiaduca. Údaje z monitoringu ukázali, že variabilita počtov jedincov obnovy sa postupne znižovala, zo 135 % v roku 2007 až na polovicu v roku 2019. V roku 2007 sa nachádzala obnova s hustotou nad 5 tisíc ks.ha<sup>-1</sup> na polovici MP, v roku 2019 to bolo na 40 % MP. Obnova na kalamitisku postupne odrastala v hustejších štruktúrach a jedince sa konkurenčne ovplyvňovali, čo je prirodzený rastový proces. Najmä v dôsledku konkurenčného boja poklesli priemerné počty jedincov na kalamitisku z 12,4 ±3,5 tisíc kusov na hektár v roku 2007 na 8,6 ±1,3 tisíc kusov na hektár v 2019. Rozdelenie početnosti jedincov obnovy však bolo výrazne ľavostranné s častým výskytom MP s nižším počtom jedincov do 5 tisíc kusov a menším počtom MP s veľmi vysokým počtom jedincov predstavujúcim viac ako 50 tisíc ks na hektár.

Postupne sme sledovali presun odrastajúcich jedincov z nižších rastových stupňov do vyšších. Kým v roku 2007 takmer polovicu jedincov tvoril nálet s výškou do 0,5 m, v roku 2010 už 45 % jedincov predstavoval nárast s výškou od 0,5 do 1,3 m. V roku 2016 už nadpolovičný podiel tvorili jedince mladiny, čo sa takmer nezmenilo ešte v roku 2019. Tu sa však už na lesnej pokrývke významne podieľajú aj najrýchlejšie rastúce jedince tzv. dorastu, teda tie, ktoré presiahli prsnú hrúbku 7 cm. Na celej ploche kalamitiska mali relatívne malý podiel vysadené jedince. Na celkovom poklese počtov jedincov sa okrem prirodzenej kompetície podieľali už od roku 2007 aj realizované výchovné zásahy v najhustejších porastoch, kde sa prostredníctvom čistiek alebo plečích rubov upravovala ich štruktúra. Včasnými zásahmi sa nielen ovplyvnilo drevinové zloženie odrastajúcich porastov, ale sa aj zvyšovala statická odolnosť voči pôsobeniu abiotických činiteľov, napr. ťažkému snehu, neskôr vetru.

Zastúpenie drevín bolo na kalamitisku početné, zaznamenali sme spolu 21 druhov. Medzi dominantné druhy drevín patrili smrek, breza, jarabina a rakyta. Významný podiel dosiahli aj smrekovec, borovica, javor horský, osika, jelša a jedľa. Prekvapením bolo nízke zastúpenie smrekovca a borovice v prvých rokoch po kalamite. A to najmä vzhľadom na to, že v dospe-  
lých porastov ktoré prežili kalamitu bol smrekovec dominantný. Hoci zastúpenie borovice z počtov sa veľmi nezmenilo, zastúpenie smrekovca stúplo asi desaťnásobne (smrekovec sa bohato zmladil s určitým časovým oneskorením). Zastúpenie dominantného smreka postupne medzi rokmi 2007 a 2019 kleslo na asi 30 % z počtov a naopak zastúpenie brezy stúplo na asi 20 % z počtov. Kleslo aj zastúpenie jarabiny z asi 25 % na 15 %. Pozitívne výsledky sa uká-  
zali pri drevinovej diverzite na úrovni mikrolokality (výmera cca 200 m<sup>2</sup>). Hoci v prvom roku zisťovania boli na kalamitisku vyrovnané mladé porasty s dvomi, tromi a štyrmi drevinami po 20 % plochy, postupne sa zvyšoval podiel porastov s viacerými drevinami. V roku 2010 už viac ako 60 % plochy tvorili porasty s viac ako piatimi drevinami na mikrolokalite, v roku 2016 ich už bolo takmer 70 % a v roku 2019 viac ako 85 %. Najviac sa na mikrolokalite za-  
znamenal desať druhov drevín.

V rámci monitoringu sa evidovali negatívne faktory ovplyvňujúce vznik, vývoj a od-  
rastanie obnovy. Tu sa zaznamenali prevažne pozitívne časové zmeny. Kým necelé tri roky od vzniku vetrovej kalamity na kalamitisku dominovala ako limitujúci faktor konkurencia nežiaducej vegetácie s celkovým podielom až 65 ± 2 %, v priebehu ďalších 12 rokov klesol jej podiel na 10 ± 2 %. Naopak, žiadne negatívne faktory pôsobiace na obnovu sa v roku 2007 posúdili na 11 ± 1 % plochy kalamitiska, v roku 2019 sa už žiadne nepriaznivé faktory posúdili až na 67 ± 2 % územia s vyrovnaným postupným rastom. Ostatné faktory mali malé zastúpe-  
nie, častejšie sa ešte v ostatných rokoch zisťovania asi na desatine MP posudzovali. Iné fakto-  
ry. Tieto reprezentovali predovšetkým časti plochy kalamitnej plochy pokryté ponechanými zvyškami dreva (kmene, vývraty, kopy haluziny), menej aj iné obmedzenie (približovacie lin-  
ky, chodníky, kamene). Ostatné negatívne faktory mali menší podiel ako 5 %. Od roku 2010 sa posudzovali aj vykonané pestovné opatrenia na MP. Najčastejšie sa zaznamenali žiadne vykonané pestovné opatrenia, a to až na 80 % kalamitnej plochy. Mechanická či chemická ochrana sadeníc sa zistila iba v roku 2010 a to na 1 ± 0,6 % kalamitiska. Po piatich rokoch od vzniku kalamity sme identifikovali vyžínanie na 15,5 ± 1,9 % kalamitiska, v nasledujúcich rokoch klesol jeho výskyt na minimum. Opačný trend sa zistil pri výchovných zásahoch, kto-  
ré sa identifikovali v malom počte už v roku 2010. V roku 2016 sme ich našli už na 15 ± 2 % a v roku 2019 na 17 ± 2 % celkovej plochy. V budúcnosti očakávame zvyšovanie plôch s po-  
trebou realizácie výchovných zásahov. Z hľadiska substrátu na ktorom odrastajú stromčeky na kalamitisku vyšiel jednoznačný záver, že 15 rokov po vzniku kalamity absolútna väčšina stromčekov (viac ako 90 %) rástla na minerálnej pôde. V menšom podiele sme zaznamenali od-  
rastanie na vývratoch, najmenej ich bolo na ležanine a pňoch. So zvyšujúcim sa rastovým stupňom bol podiel rastúcich jedincov na minerálnej pôde vyšší. Význam odumretého dreva pri raste obnovy bol do roku 2019 na tatranskom kalamitisku veľmi nízky.

Monitoring podchytil široké spektrum veličín, z ktorých sme v príspevku vybrali z po-  
hľadu stavu lesa len najdôležitejšie. Dôležitá je skutočnosť, že sa založením a stabilizáciou vytvorili všetky predpoklady pre objektívne porovnávanie zmien na úrovni monitorovacích plôch a pri stromoch s hrúbkou nad 7 cm na úrovni jednotlivých stromov. Aktuálne je k dis-  
pozícii 90 MP, pričom pôvodný počet bol až 10-násobne vyšší. Hoci od založenia uplynulo viac ako 10 rokov, stále je tu potenciál pre objektívne zisťovanie zmien aj vo vetrom nepoško-

denom okolí. Vyžaduje si to však získať projekt, úlohu alebo priame zadanie s dostatočnými finančnými prostriedkami. Rovnako dôležité je zabezpečiť kontinuitu meraní na sieti 90 MP.

## PodĎakovanie

Tento článok vznikol vďaka riešeniu cieľov projektov podporených Agentúrou na podporu výskumu a vývoja, konkrétne APVV-14-0086, APVV-18-0086. Údaje boli získané a spracované aj vďaka finančnej podpore projektov z Ministerstva pôdohospodárstva a rozvoja vidieka SR.

Tento článok vznikol aj vďaka podpore v rámci OP Výskum a vývoj pre projekt progresívne technológie, ochrana lesných drevín, juvenilných rastových štádií (ITMS 26220220120) spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.

## LITERATÚRA

- FLEISCHER, P., 2005: Nové výskumné aktivity. Tatry XLIV, 2005, 2. mimoriadne vydanie, s. 27–28
- HOLEKSA J., 2001: Coarse woody debris in a Carpathian subalpine spruce forest. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 120: 256-270.
- JANKOVIČ, J. a kol.: Projekt revitalizácie lesných ekosystémov na území Vysokých Tatier postihnutom veternou kalamitou dňa 19.11 2004. Národné lesnícke centrum Zvolen, 2007, 75 s.
- KONÔPKA, B., ŠEBEŇ, V., 2018: Pokalamitný vývoj lesných porastov na území Vysokých Tatier. Aktuálne problémy v ochrane lesa. NLC-LVÚ, Zvolen, s. 62-67.
- KONÔPKA, B., ŠEBEŇ, V., PAJTIK, 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, 2005, 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. Národné lesnícke centrum Zvolen, jún 2007, 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: NLC Zvolen.: Zborník referátov z 23. medzinárodnej konferencie konanej 23.–24. 4. 2014 v Kongresovom centre Kúpeľov Nový Smokovec, Národné lesnícke centrum, Lesnícky výskumný ústav, s. 25-31.
- ŠEBEŇ, V., 2007: Praktická realizácia terestrickej monitorovacej siete na sledovanie vývoja poškodených lesných ekosystémov po veternej kalamite. Seminár: Pokalamitný výskum v TANAPE. Tatranská Lomnica, 25.10 2007.
- ŠEBEŇ, V., 2016: Stabilizácia inventarizačných a monitorovacích plôch pri zisťovaní stavu lesa a jeho zmien. In: Aktuálne otázky ekonomiky a politiky lesného hospodárstva Slovenskej republiky. Zborník z odborného seminára. Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav Zvolen.
- ŠEBEŇ, V., 2017: Národná inventarizácia a monitoring lesov SR 2015–2016. Informácie, metódy, výsledky. Lesnícke štúdie 65/2017. NLC–LVÚ Zvolen, 256 s.
- ŠEBEŇ, V., BOŠELA, M., 2011a: Obnova lesa v Tatrách na lokalitách so spracovanou a nespracovanou kalamitou. Aktuálne problémy v ochrane lesa 2011. Zborník referátov z medzinárodnej konferencie, ktorá sa konala 28. a 29. apríla 2011 v Novom Smokovci. s. 76–81
- ŠEBEŇ, V., BOŠELA, M., 2011b: Zmeny v obnove lesa na kalamitisku zistené v monitorovacej sieti procesu revitalizácie (2007–2010). In: Tužinský, L., Gregor, J. (eds.): Veterná kalamita a smrekové ekosystémy. Zvolen, Technická univerzita vo Zvolene. 2011, s. 163–172.

- 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., HOMOLOVÁ, Z., FLEISCHER, P., 2011: Vývoj obnovy lesa na plochách pokalamitného výskumu. In: Štúdie o Tatranskom národnom parku, 10 (43). Monografická štúdia o dôsledkoch veternej kalamity z roku 2004 na prírodné prostredie V. Tatier. Tatranská Lomnica, s. 187-199.
- ŠEBEŇ, V., JANKOVIČ, J., KULLA, L., BOŠEĽA, M., 2008: Stav lesa po vetrovej kalamite zistený z terestrickej monitorovacej siete na sledovanie jeho vývoja. III. Seminár 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 TANAPu. 70 rokov TANAP, 2019, 97-112

## **DEVELOPMENT OF FOREST REGENERATION ON WIND DAMAGED AREA IN THE HIGH TATRA MTS. ACCORDING TO TERRESTRIAL MONITORING TILL 2019**

### **Abstract**

The paper presents status and temporal changes in the cover of young forests at the postcalamity area in the High Tatra Mts. between 2007 and 2019, i.e. from three to fifteen years after the wind disturbance. Sample monitoring data from the 90 plots regularly placed in 1x1 km net and permanently stabilized were used. The selection design was aimed at monitoring on forest regeneration using so called satellite subplots. The rich potential of natural recovery has been found. At the same time, there was also a great variability in the numbers of young tree individuals, which worsens the possibilities of generalization of the results, but is positive for differentiation of future forest stands. Spruce has dominated in the tree species composition, birch contribution have been increasing and the proportion of rowan decreasing. Gradually, the conditions for tree growth have been improving and the proportion of stands negatively limited by undesirable (mostly weed) vegetation decreased. Within the forestry measures carried out in the first years prevailed weeding, and currently and also in the future increasing extend of thinning could be expected. The absolute majority of trees grew (15 years after the calamity episode) on the mineral soil. On the other hand, the importance of dead wood as a growth substrate for young trees has not been confirmed. Established monitoring net allows for continuous objective study on forest status and development at the postcalamity area in the High Tatra Mts. in future.

**Keywords:** High Tatra, disaster area, monitoring, regeneration, process of revitalisation, windthrow

### **Adresy autorov:**

Ing. Vladimír Šebeň, PhD.

doc. Dr. Ing. Bohdan Konôpka

Národné lesnícke centrum

Lesnícky výskumný ústav

T. G. Masaryka 22

960 01 Zvolen

e-mail: vladimir.seben@nlcsk.org. bohdan.konopka@nlcsk.org





## POSTDISTURBANČNÝ VÝVOJ VEGETÁCIE VO VYSOKÝCH TATRÁCH

*Zuzana Homolová, Zuzana Kyselová, Rudolf Šoltés*

### ÚVOD A PROBLEMATIKA

V druhej polovici 20. storočia, nastali v Európe rozsiahle zmeny vo využívaní krajiny. Veľmi aktuálnou sa stala problematika modelovania a predpovedania procesov sukcesie. Sukcesia je prírodný proces, v ktorom jedno spoločenstvo živých organizmov na určitom stanovišti nahrádza druhé, až pokým nevznikne rovnováha medzi abiotickými (neživými) zložkami prostredia a spoločenstvom. Spoločenstvá sa môžu vyvíjať postupným nahradzovaním populácií určitých druhov populáciami iných druhov. Tomuto procesu hovoríme ekologická sukcesia. Dochádza k nej buď vtedy, keď sa v prostredí objavia noví kolonizátori, ktorí vytlačujú pôvodné druhy, alebo keď pôvodné druhy zmenia podmienky prostredia natoľko, že sa stanú priaznivejšie pre iné druhy (STORCH, MIHULKA 2000). Sukcesia prebieha cez niekoľko sukcesných štádií, pričom každé sukcesné štádium je členom sukcesnej série. Jednotlivé štádiá sa od seba líšia druhovým zložením, priestorovou štruktúrou a podmienkami prostredia. Sukcesiu sprevádzajú kontinuálne navzájom prepojené stupne, kedy sú v spoločenstve prítomné súčasne druhy štádia minulého a druhy, ktoré sa novo do spoločenstva šíria, a ktoré sú už tu v dôsledku nových podmienok prostredia a sú nositeľmi nového štádia. Sled sukcesných štádií tvorí sukcesný rad, sukcesnú sériu. Postdisturbančný vývoj vegetácie vo Vysokých Tatrách vychádza z teórie konvergenzie, 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 konvergenzie sukcesie vegetácie je založená na klimatickej 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 rozmiestnením rastlín a voľných ník; schopnosťou produkovať a rozširovať semená, konkurenčnými schopnosťami (HEIL & VAN 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).

Každý sukcesný proces má niekoľko štádií: **pionierske** (začiatkové, iniciálne), **ranné**, **stredne vyspelé**, **klimaxové**. Sukcesia začína niekoľkými pionierskymi druhmi a vyznačuje sa malou diverzitou (druhovou rozmanitosťou). Tá kumuluje v stredne vyspelej fáze, kde sa vyskytujú druhy zo všetkých fáz. Diverzita je tu najvyššia. Posledné štádium je klimaxové (klimax). Diverzita opäť klesá, klimaxové druhy vytláčajú ostatné a stávajú sa dominantnými. Klimax ako záverečné štádium sukcesie je určený predovšetkým makroklimatickými podmienkami krajiny a vývojovo vyspelým stavom pôd odpovedajúcim makroklimatickým podmienkam a preto sa označuje ako *klimatický klimax*. V našich geografických a klimatických podmienkach centrálnej časti Vysokých Tatier zonálne smrekové lesy štádium klimaxu nezvyknú dosiahnuť aj kvôli opakujúcim sa disturbanciám.

## 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

Plochy majú rozlohu 400 m<sup>2</sup> (20 x 20m). Fytocenologicky boli analyzované pravidelne, v ročných intervaloch. V rámci fytocenologických plôch sú založené 3 frekvenčné štvorce (1x1 m). Práce boli vykonané klasickými metódami Züriško-Montpelliérskej školy (BRAUN-BLANQUET 1964; WESTHOFF & VAN DEN 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 3m), krovinná E2 (1-3m) 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*. Podľa Züriško-Montpelliárskej školy klasifikujeme spoločenstvá ako asociáciu *Vaccinio myrtilli-Piceetum*, zväz *Vaccinio-Piceion*. 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*.

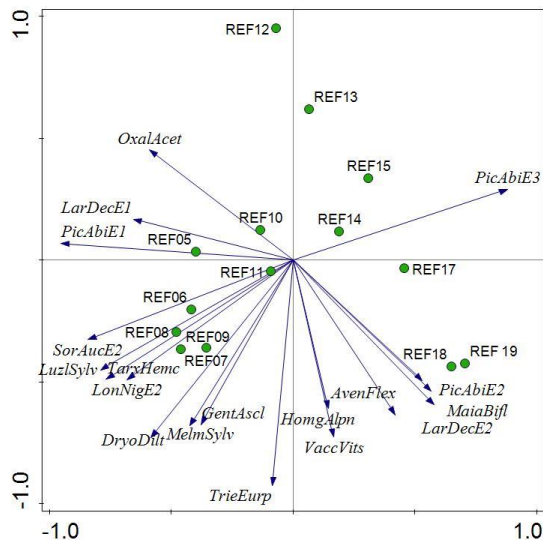
V kalamitnom štádiu slt *Lariceto-Piceetum* predstavujú druhy: *Avenella flexuosa*, *Calamagrostis villosa*, *Vaccinium myrtillus*, *Chamaerion angustifolium*, *Luzula luzuloides*, *Luzula sylvatica*, *Maianthemum bifolium* a *Rubus idaeus* druhy s najvyšším stupňom stálosti.

Počty druhov vo frekvenčných štvorcoch meraných každoročne stúpali na všetkých plochách do roku 2010. Na ploche FIR, NEX a REF dosiahli na základe polynomickej krivky maximum v roku 2010. Na ploche EXT v roku 2012. Celkový nárast počtu jedincov sa premietol aj do zvýšenej produkcie biomasy. Biomasa dominantného druhu *Calamagrostis villosa* kulminovala na plochách EXT (1781,5 kg.ha<sup>-1</sup>), NEX (6971,8 kg.ha<sup>-1</sup>) v roku 2009, na spálenisku v roku 2010 (4023,3 kg.ha<sup>-1</sup>). Nadzemná biomasa druhu *Chamaerion angustifolium* dosahovala maximum na plochách EXT v roku 2009 (2888,9 kg.ha<sup>-1</sup>), na FIR v roku 2010 (6090,0 kg.ha<sup>-1</sup>) a na ploche NEX v 2014 (510,9 kg.ha<sup>-1</sup>) (Obr. 2,4,6,8)

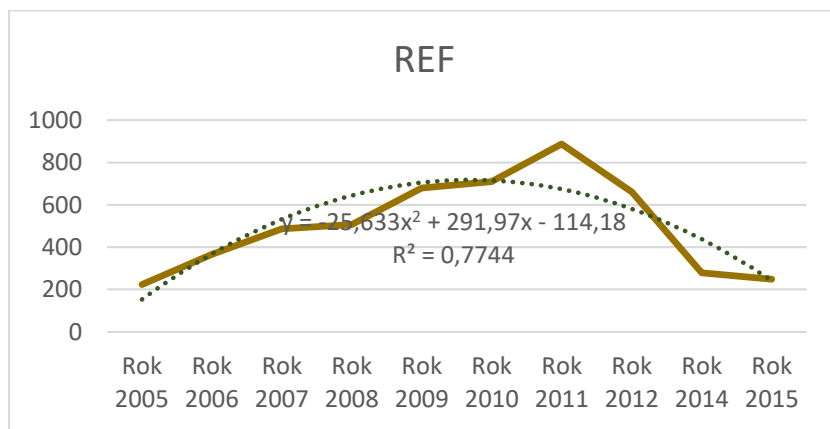
### Referenčná plocha (REF), Smrekovec

Výskumná plocha bola založená v poraste, ktorý nebol zasiahnutý vetrovou kalamitou v roku 2004 (s južnou expozíciou a sklonom 3° v nadmorskej výške 1228 m) 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 vrstve E2 a zároveň nárast zastúpenia acidofilných druhov *Maianthemum bifolium* (15%) a *Homogyne alpina* (25%) Obr. 1. Zmeny vegetácie, ktoré sme na ploche sledovali do roku 2013 prebiehali najpomalšie a môžeme považovať medzi fluktuácie.



Obr. 1. PCA, biplot, vzťah medzi vybranými rastlinnými druhmi na lokalite REF v rokoch 2005–2019



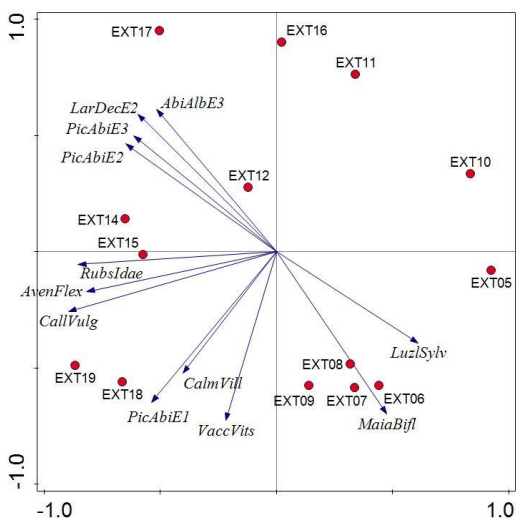
Obr. 2. Zmeny počtov druhov na ploche REF v rokoch 2005–2015

### Plocha s vyvezenými vývratmi (EXT), Danielov dom

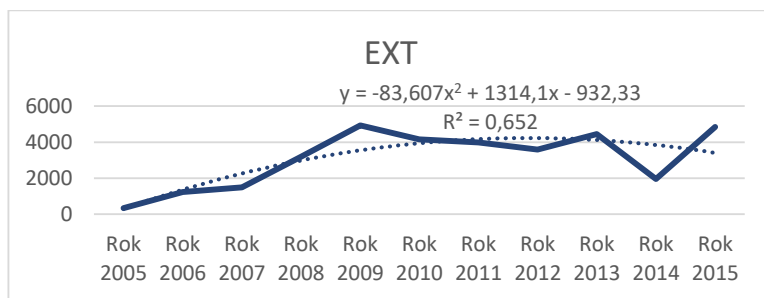
Porast, v ktorom sa drevná hmota po kalamite spracovala tradičnými lesníckymi spôsobmi. Plocha s južnou expozíciou, sklon svahu je 5°, nadmorská výška 1065 m.

Významnú zložku v počiatkových štádiách sukcesie (2005–2006) tvorili druhy *Vaccinium myrtillus*, *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 dominantne 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 vegetatívne mu 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 myrtillus*, *Homogyne alpina*, *Vaccinium vitis-idaea* dosiahli hodnoty z roku 2014 (obr. 3).



Obr. 3. PCA, biplot, vzťah medzi vybranými rastlinnými druhmi na lokalite EXT v rokoch 2005–2019



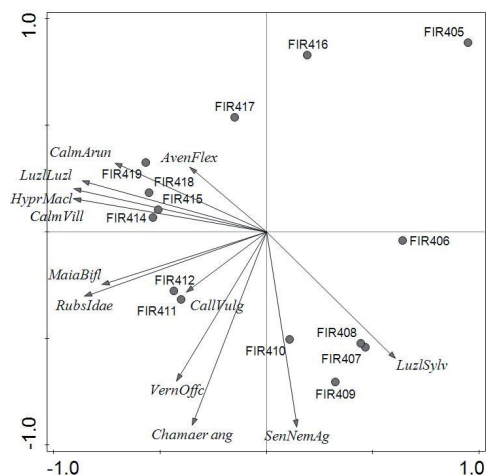
Obr. 4. Zmeny počtov druhov na ploche EXT v rokoch 2005–2015

### Plocha s vyvezenými vývratkami na spálenisku (FIR), Tatranské Zruby

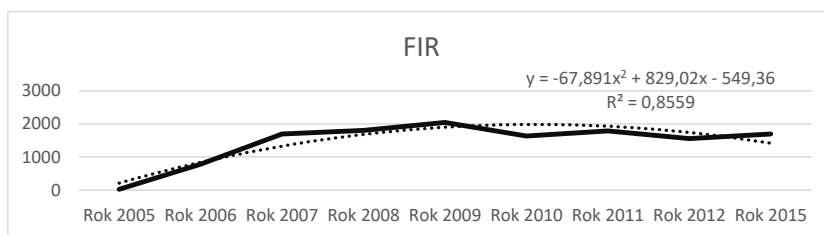
Plocha sa nachádza na juho- až juhovýchodnej expozícii na svahu so sklonom 7°, v nadmorskej výške 1196 m a bola založená na substráte, ktorý bol v rôznej miere spálený.

Na častiach ktoré boli viac prehorené a nezachovali sa na nich podzemky trávy *Calamagrostis villosa* 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 dominantným 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 (Obr. 5).



Obr. 5. PCA, biplot, vzťah medzi vybranými rastlinnými druhmi na lokalite FIR v rokoch 2005–2019



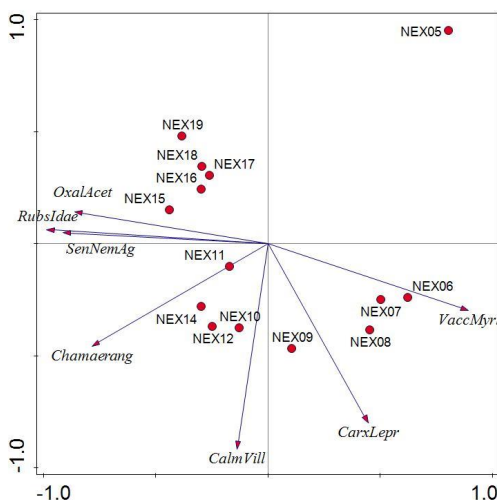
Obr. 6. Zmeny počtov druhov na ploche FIR v rokoch 2005–2015

### Plocha s ponechanými vývratmi (NEX), Jamy

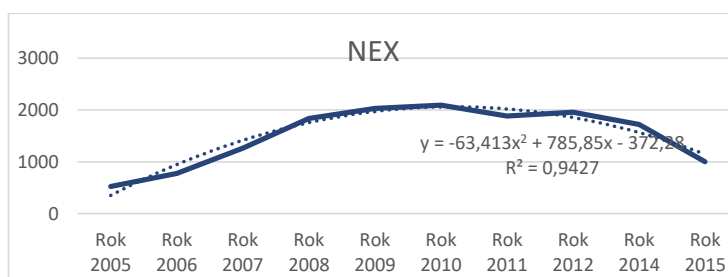
Porast ponechaný na samovývoj, nespracovaná vetrová kalamita. Plocha sa nachádza na svahu so sklonom 10° s južnou expozíciou v nadmorskej výške 1196 m.

Na ploche ponechanej na samovývoj prebiehala sukcesia 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 *Maianthemum bifolium*, *Luzula sylvatica*. V rokoch 2007 – 2008 bol na ploche dominantný druh

*Calamagrostis villosa* a v roku 2007 bol spoludominantný 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. Druhovú aj plošnú zastúpenie ostatných drevín je chudobnejšie ako na spracovanej ploche, resp. ploche po požiari.



Obr. 7. PCA, biplot, vzťah medzi vybranými rastlinnými druhmi na lokalite NEX v rokoch 2005–2019



Obr. 8. Zmeny počtov druhov na ploche NEX v rokoch 2005–2015

## ZÁVER A DISKUSIA

V práci prinášame výsledky sledovania postdisturbančného vývoja vegetácie na plochách s rôznym manažmentom v priebehu rokov 2005–2019.

Na ploche referenčného lesa sme sledovali krátkodobý proces zmien zastúpenia a pokryvnosti druhov – fluktuáciu. V roku 2014 nastal náhly rozpad spoločenstva. HANAJÍK (2010) uvádza, že katastrofický rozpad je typický a prirodzený len pre niektoré typy fytoocenózy, v našich podmienkach napr. pre horské smrečiny v 6. lesnom vegetačnom stupni. Na nami sledovaných výskumných plochách sme identifikovali proces rozpadu lesného eko-

sysťemu, jeho postupnú obnovu prostredníctvom prirodzenej obnovy jeho zložiek, vekovú a výškovú diferenciaciu, autoreguláciu a zapojenie odumretej dendromasy do kolobehu živín a procesov, ktoré patria medzi základné vlastnosti lesných spoločenstiev. Determinovali sme základné štruktúrne 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. 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 extrémny a zmeny v distribúcii zrážok sú jedným z najfrekvencovanejších 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.

## Podakovanie

Práca vznikla s finančnou podporou Štátnych lesov TANAP-u a bola spolufinancovaná Agentúrou APVV projekt č. 17-0644 . Za pomoc pri práci v teréne ďakujeme Jane Černickej, Zuzane Spitzkopfovej a Lucii Čekovskej.

## LITERATÚRA

- BARKMAN, J. J., DOING, H. & SEGAL, S., 1964: Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. *Acta Bot. Neerl.* 13:349-419.
- BRAUN-BLANQUET, J., 1964: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Ed. 3. – Springer-Verlag, Wien, New York, pp. 865
- 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. – Theory and prediction THEORY AND PREDICTION. Eds. D.C. GLENN-LEWIN, R.K. PEET&T.T. VEBLEN, Chapman& Hall London, pp.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., DITMAROVÁ, L., 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), p. 584-588
- LEŠTIANSKA & STŘELCOVÁ 2011: Vplyv klimatických a pôdných faktorov na zmeny obvodu kmeňa klonov smreka obyčajného (*Picea abies* (L.) KARST) *Salaš, P. (ed): „Rostliny v podmínkách měnícího se klimatu“. Lednice 20.- 21. 10. 2011, Úroda, vědecká příloha, 2011, s. 316 – 329, ISSN 0139-6013*
- LI, X. & WILSON S.D. 1998: Facilitation among woody plants establishing in an old field. *Ecology* 79, 8, pp2694-2705.
- MARHOLD, K., HINDÁK, F., (eds.), 1998: Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska. Veda, Bratislava, 687 s.
- PRACH, K., 1990: Dominant species exchange and the rate of succession. *Preslia* 62: 199–204.
- PRACH, K. & PYŠEK, P. 2001: USING SPONTAGENEOUS SUCCESSION FOR RESTORATION OF HUMAN-DISTURBED HABITANTS: EXPERIENCE FROM CENTRAL EUROPE. *ECOLOGICAL ENGINEERING* 17. PP 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 pp.
- VANPEENE-BRUHIER, S., 1998: Transformations des paysages et dynamique de la biodiversité végétale. Thèse, Université de Savoie, Grenoble, 296 pp.
- 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 DEN MAAREL, E., 1978: The Braun-Blanquet approach. In: WHITTAKER, R. H. (ed.): Classification of plant communities, pp. 289–399. W Junk, The Hague.

## POSTDISTURBANCE DEVELOPMENT OF VEGETATION IN THE HIGH TATRAS

### 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. (FEL-DEMEYER – 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 2011 ecological 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

#### Adresa autorov:

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

RNDr. Zuzana Kyselová, PhD  
Výskumná stanica a Múzeum ŠL TANAP-u  
059 60 Tatranská Lomnica

Doc. RNDr. Rudolf Šoltés, CSc.  
Podtatranská 19  
058 01 Poprad  
email: rudolf.soltes@gmail.com



## Obrazová 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**



## DYNAMIKA VEGETÁCIE V PRÍRODNÝCH SMREKOVÝCH LESOCH PO POŠKODENÍ PODKÔRNYM HMYZOM

*Martin Kubov, Peter Fleischer*

### ÚVOD

Ekosystém lesa predstavuje zložitý komplex biotických a abiotických komponentov, ktoré navzájom veľmi úzko súvisia. Ich vzájomné interakcie vytvárajú úžasnú premenlivosť a dynamiku neustálych zmien. Zmeny ekosystému majú rôznu intenzitu a dĺžku trvania t.j. od niekoľkých mesiacov (v rámci jedného vegetačného obdobia), cez desiatky (obnova vegetácie na pôde) až po stovky resp. tisíce rokov (vývoj vegetácie na novovzniknutom substráte). Spoločným znakom daných zmien je, že sa nedajú zastaviť a prebiehajú neustále. Dynamika vegetácie je teda právom považovaná za jeden z najznámejších prírodných úkazov (UJHÁZY et KRIŽOVÁ 2011). V posledných desaťročiach sa v slovenskej prírode udialo viacero podstatných zmien, ktoré významným spôsobom ovplyvnili stav lesných ekosystémov. Pôsobenie imisií, zmeny klímy prejavujúce sa v podobe vetrových smrští, povodní, resp. období sucha, ako aj ďalšie škodlivé činitele spôsobujú zníženie ekologickej stability lesných ekosystémov. Smrekové porasty v dôsledku týchto stresových faktorov oslabujú svoje obranné mechanizmy, a tým sa stávajú náchylnými na poškodenie. Smrek ako drevina s plytkým koreňovým systémom je od určitého veku poškodzovaná vetrom, čím dochádza k vzniku vývrátov a zlomov. Na čerstvých vývratoch a zlomoch vznikajú vhodné podmienky pre gradáciu podkôrneho hmyzu z čeľade Curculionidae. Gradácia je následne umocnená vhodnými klimatickými podmienkami po veľkoplošnom poškodení – disturbancii (sucho, resp. nárast teploty vzduchu), čo v konečnom dôsledku môže vytvoriť viac generácií za rok. Po spotrebovaní dostupného zdroja potravy (zlomy) gradačná fáza pokračuje a nové ohniská podkôrneho hmyzu vznikajú aj v nepoškodených (stojacích) smrekových porastoch. Komplexné pôsobenie týchto faktorov spôsobuje dlhodobu nepriaznivý stav smrekových ekosystémov, ktorý vedie k plošnému rozpadu smrekových porastov, čo môžeme pozorovať v mnohých oblastiach sveta (UNIYAL et UNIYAL 2009). Výnimku nepredstavujú ani prírodné smrekové lesy Tatranského národného parku. Lesné porasty sú vzhľadom na svoju rozlohu a schopnosť dlhodobu viazať uhlík považované za najvýznamnejšie depónium uhlíka. V poslednej dobe sme však zaznamenali narastajúcu frekvenciu a intenzitu disturbancií, ktorá sa stáva rizikom pre akumuláciu uhlíka, pretože významné oslabuje sekvestračný potenciál lesov. Pôdna respirácia, ktorá je považovaná za hlavný tok uhlíka medzi terestrickými ekosystémami a atmosférou môže po disturbancii spravidla narastať alebo klesať, ale až po istom čase dochádza k jej stabilizácii a obnove ako pred narušením (FLEISCHER et al. 2015).

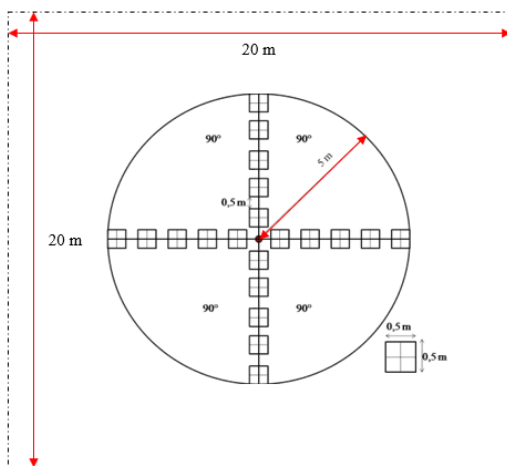
Cieľom príspevku je analýza fenologického vývoja vegetácie a sezónnej asimilácie uhlíka vo vzťahu k stanovištným pomerom (nadmorská výška, teplota a vlhkosť pôdy) ako aj k stavu lesa. Výskum realizujeme na výškovom tranzekte, v rámci ktorého sme zriadili výskumné plochy lokalizované v prírodnom smrekovom poraste s rozdielnou štruktúrou (sta-

vom), ktorá je odrazom prírodných disturbancií (podkôrny hmyz). Charakterizujeme aktuálny stav a sezónnu dynamiku vegetácie, ako aj jej vzťah k pôdnej respirácii, ktorá je významným zdrojom uhlíka pre lesný ekosystém.

## METODIKA

### Analýza fytocenóz

Analýza fytocenóz prebiehala na vymedzených plochách, pričom ich výber a lokalizácia vychádzala z predošlých výskumov v kalamitných oblastiach TANAP-u (FLEISCHER 2011; FLEISCHER et HOMOLOVÁ 2011). Predovšetkým sme sa snažili dodržať podmienku, aby plocha každého fytocenologického záznamu bola stanovištna a floristicky jednotná (KRÍŽOVÁ et NIČ 2001). Fytocenózy boli skúmané na 6 výskumných plochách (pracovné označenie – VP 1100 Z („zelený les“), VP 1100 S („suchý les“); VP 1200 Z, VP 1200 S, VP 1400 Z a VP 1400 S) s tým, že na každej z nich boli realizované fytocenologické záznamy, každý na ploche s rozlohou minimálneho areálu 400 m<sup>2</sup>. V stredovej časti každej VP sa nachádzala kruhová skusná plocha s polomerom 5 m. V rámci skusnej plochy sa systematicky rozmiestnilo 20 mikroplôšiek v 4 základných smeroch (lúčovito od stredu plochy pod 90° uhlom) (Obr. 1). Veľkosť mikroplôšok predstavovala štvorec s rozmermi 0,5 x 0,5 metra. Pre dôkladné sčítanie vegetácie sme ho v určitých častiach rozdelil na štvrtiny. Dostatočný počet plôšok bol zabezpečený použitím mobilného rámu, ktorý sme v pravidelných rozostupoch (0,5 m) inštalovali v 4 základných smeroch na miesta v rámci skusnej plochy. Jednotlivým taxónom boli priradené hodnoty zjemnenej verzie kombinovanej stupnice abundancie a dominancie v zmysle Braun-Blanqueta v súlade s metodikou Zürišsko-Montpelierskej školy (BRANUN-BLANQUET 1964; ZLATNÍK 1976). Sledované a vyhodnocované boli vybrané kvalitatívne znaky fytocenóz ako napr. floristická skladba a vertikálna štruktúra (etážovitosť) ako aj niektoré kvantitatívne znaky, napr. dominancia (pokryvnosť). Rastlinné taxóny boli určené podľa DOSTÁL (1989) a ich názvy sú uvedené v zmysle MARHOLD et HINDÁK (1998).



Obr. 1. Schéma rozmiestnenia plôšok (*sampling*) v rámci každej výskumnej plochy

## Klimatické merania

Klimatické údaje boli získavané priamo na pozorovaných výskumných plochách pomocou tzv. „smart senzorov“. Teplota vzduchu a globálne žiarenie boli zaznamenávané pomocou datalogera (HOBO, Vaisala, Hygroclip) s radiačným štítom, ktorý bol umiestnený na stojane v štandardnej výške 0,5 m a 2 m nad povrchom pôdy. Zrážkové úhrny boli merané pomocou súboru preklápacích ombrometrov Davis a Young s rozlíšením 0,2 mm, pravidelne rozmiestnených na každej výskumnej ploche. Pri každom meraní pôdnej respirácie meriame okamžitú teplotu pôdy zapichovacím teplomerom (LabThermo IP65, TFA, Germany) v hĺbke 4 cm podľa odporúčania PAVELKU (2009).

## Fenologické pozorovania

Fenologické pozorovania prebiehali od začiatku vegetácie na jar 2016 v pravidelných týždenných intervaloch. Metodika pozorovaní vychádzala z Metodického predpisu pre fenologické pozorovanie, štandardne používaného v rámci fenologického monitoringu SHMÚ (BRASLAVSKÁ et KAMENSKÝ 1996). Sezónnu dynamiku rastlinných spoločenstiev sme charakterizovali podľa rozvoja generatívnych fenofáz, najmä podľa fenofázy kvitnutia. Vychádzali sme zo skutočnosti, že kvitnutie najlepšie vyjadruje vnútorné, biologické vlastnosti rastlín a najcitlivejšie odráža aj vplyv klimatických faktorov (SCHIEBER 2001). Z tohto dôvodu sme podľa metodiky (BOTTLÍKOVÁ 1975) vytvorili tzv. krivky kvitnutia, ktoré znázorňujú počet kvitnúcich druhov v čase ich optimálneho kvitnutia. Za optimum kvitnutia sa považuje všeobecné kvitnutie (z celkovej populácie kvitne viac ako 50 % jedincov). Krivka kvitnutia reprezentuje celú VP (VP S + VP Z), tzn., že u druhov, ktoré sa vyskytovali v oboch spoločenstvách sme brali do úvahy vyššiu pokrývnosť. Počet kvitnúcich druhov v jednotlivých etapách vegetačnej periódy sa značí na osi y v príslušnom grafe spolu s dominanciou kvitnúcich druhov. Na rozdiel od fenologických spektier sú v krivkách kvitnutia započítané aj druhy s dominanciou nižšou ako 1% (za predpokladu, že kvitnú). Krivky kvitnutia nevjadujú teda iba počet kvitnúcich druhov, ale aj to, či sa kvitnúce druhy vyskytujú hojne alebo riedko.

## Meranie pôdnej respirácie

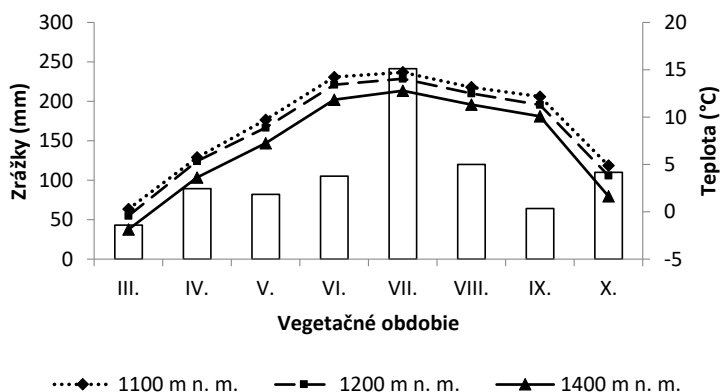
Pôdnu respiráciu sme stanovili v spolupráci s pracovníkmi Výskumnej stanice a Múzea TANAPu. Používali sme prístroj EGM4 (PP Systems, USA), ktorý svojou konštrukciou patrí medzi uzatvorené gazometrické systémy. Prenosné meracie zariadenie sa skladá z transparentnej meracej PVC komory ( $h = 15$  cm,  $d = 15$  cm) a opticko-elektronickej analytickej jednotky. Pre meranie respirácie sme komoru zatemnili niekoľkými vrstvami Al fólie. Samotné meranie trvalo 2 min. Vzorka vzduchu je z komory pumpovaná do samotného IRGA analyzátoru. Prístroj automaticky prepočítava zmenu koncentrácie  $\text{CO}_2$  ( $\text{ppm min}^{-1}$ ) na látkové množstvo ( $\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ hod}^{-1}$ ) v závislosti na aktuálnom tlaku, teplote a vlhkosti vzduchu. Na každej výskumnej ploche bolo umiestnených 15 meracích bodov v pravidelnom spone 3x3 m. Merací bod bol fixovaný plechovým valcom s identickým priemerom ako pôdorys komory (15 cm). Plechový valec vysoký 8-10 cm bol vložený do pôdy tak, aby horná hrana lícovala s povrchom pôdy. Pri každom meraní sa na hodnotenom bode merala teplota pôdy vpichovacím

teplomerom v 4 cm (Lab RThermometer LT101, TFA, DE) a objemová vlhkosť pôdy v % (sonda ML2x a logger HH2, Delta Devices, UK).

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

### Klimatická charakteristika fytocenóz

Sezónny rytmus študovaných fytocenóz je značne ovplyvnený priebehom počasia, hlavne teplotou a množstvom zrážok. Teplota vzduchu (1100 m n.m.) počas vegetačného obdobia (III.–X.) v roku 2016 bola v priemere o 0,212 °C nad dlhodobým priemerom DP<sub>(1951-1980)</sub> (KO-LEKTÍV 1991). Teplotné pomery sa v jednotlivých nadmorských výškach líšia len minimálne. V nadmorskej výške 1100 m n.m. bola priemerná teplota vzduchu 9,4 °C, čo je o 2,3 °C viac ako v nadmorskej výške 1400 m n.m. V nadmorskej výške 1200 m n.m. sa teplota vzduchu nezaznamenáva, z tohto dôvodu uvádzame interpolované hodnoty. Priemerná (interpolovaná) teplota vzduchu v danej nadmorskej výške bola 8,6 °C. Počas vegetačného obdobia (III.–X.) sme v úhrne zrážok zaznamenali minimálne rozdiely, z tohto dôvodu uvádzame úhrn zrážok z lokality v nadmorskej výške v 1100 m n.m. Priemerne najviac zrážok padá v mesiacoch júl až august (241,2, resp. 119,8 mm), zatiaľ čo najmenej padlo v marci a máji (43, resp. 82,2 mm). Priemerný úhrn zrážok počas vegetačného obdobia (III.–X.) predstavuje 106,9 mm.



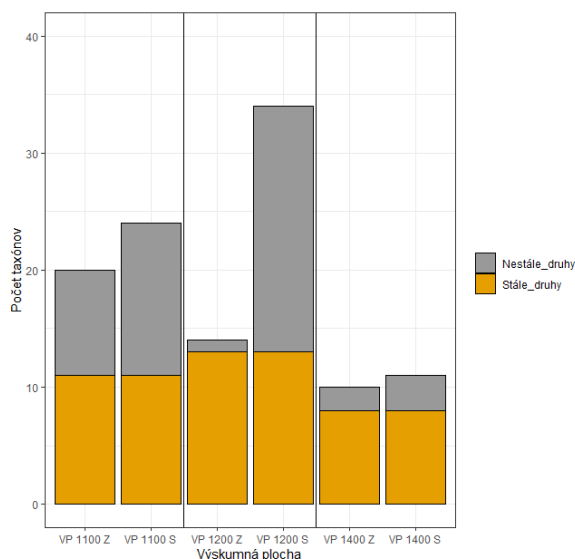
Obr. 2. Klimadiagram, znázorňujúci teplotu vzduchu v jednotlivých VP a množstvo zrážok v nadmorskej výške 1100 m n.m.

### Fytocenologická charakteristika fytocenóz

Druhovo najbohatšie spektrum sme zistili vo fytocenózach v nadmorskej výške 1100 m n.m (Obr. 3). Okrem spoločných druhov (tzv. stále druhy), ktorých bolo 11 sme na VP Z zaznamenali 9 a na VP S 13 ďalších druhov (tzv. nestále druhy). Najväčší počet taxónov (48) sme zaznamenali v spoločenstvách v nadmorskej výške 1200 m n.m., z čoho cca 70 % sa vyskytovalo len na VP S. Za najchudobnejšie spoločenstvá považujeme tie, ktoré sa vyskytujú v najvyšších nadmorských výškach (1400 m n.m.), kde sme zaznamenali len 2 (VP Z), resp. 3 (VP S) nestále druhy. V rámci analýzy výškového transektu sme v jednotlivých nadmorských



výškach zaznamenali aj také stále druhy, ktoré sa vyskytovali na každej VP, ide o *Calamagrostis villosa*, *Luzula luzuloides*, *Chamerion angustifolium*, *Oxalis acetosella*, *Vaccinium myrtillus* a drevinu *Picea abies*. Z obr. 3 je jasne vidieť, že druhovo bohatšie bylinné spoločenstvá sa vyskytujú na miestach bez stromovej zložky (VP S). Usudzujeme, že poškodený lesný porast výrazne vplýva na zloženie a štruktúru fytocenóz. Najvýraznejšie sa to prejavilo na plochách VP 1100 S a VP 1200 S, kde v určitých častiach územia poškodené porasty úplne absentujú a vyskytujú sa tu len polomy. Vzniká tak špecifická mikroklima prostredia (napr. znižuje sa vlhkosť vzduchu, znižujúca sa pôdna kyslosť, zvyšuje sa oslnenie, narastajú extrémne v dennom chode teploty a vlhkosti atď.), čo aj podľa PYŠEK (1992) vedie k nárastu vegetácie, ktorá je schopná rýchleho šírenia. Predovšetkým ide o druhy, ktoré sú relatívne vysoké, čo v konkurenčnom boji o svetlo znamená značnú výhodu. Dokazuje to aj konkurenčný boj trávovitých druhov (*Avenella flexuosa*, *Luzula luzuloides*) vo vzťahu k pôvodným lesným druhom ako *Oxalis acetosella* a *Vaccinium myrtillus*, ktoré sa vyskytovali len v malej miere a boli vytláčané k porastovej stene.

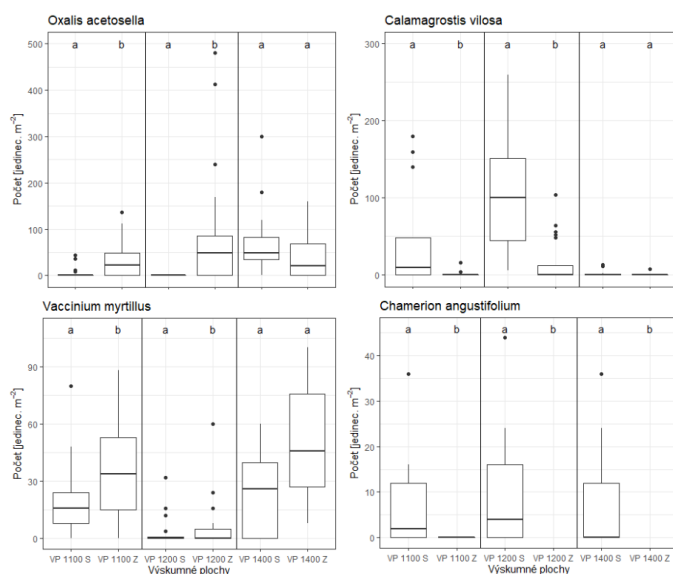


Obr. 3. Počet rastlinných taxónov v študovaných výskumných plochách

### Denzita populácie vybraných taxónov na výskumných plochách

Denzitu populácie vybraných (stálych) taxónov sme sledovali počas poslednej májovej pentády (27.5.). V štatistickej analýze porovnávame len vybrané stále (spoločné) taxóny, ktoré sme v rámci mikroplôšiek zaznamenali na konkrétnom type lesa, resp. v konkrétnej nadmorskej výške (Obr. 4). V porastoch (VP Z) slt *Lariceto-Piceetum* prevažoval smrek (*Picea abies*) s prímiesou smrekovca (*Larix decidua*). V podraсте dominovala najmä pôvodná lesná vegetácia tvorená stálymi acidofilnými druhmi (napr. *Vaccinium myrtillus* a *Oxalis acetosella*). Tieto porasty (hlavne VP 1100 Z a VP 1400 Z) sa vyznačovali vysokým zápojom s vysokou intercepciou. Podľa FLEISCHER et KOREŇ (2009) sa na pôdu v porastoch dostane menej ako 50 % zrážok, no napriek tomu sa stále vyznačuje priaznivou vlhkosťou. Pravdepodobne

je to spôsobené mikroklimou zapojených porastov (vysoká relatívna vlhkosť vzduchu, tlmená radiácia a obmedzené prúdenie vzduchu). KRIŽOVÁ et al. (2011) konštatuje, že konkurenčné vzťahy sú v porastoch slt *Lariceto-Piceetum* vyrovnané a pokiaľ nedôjde k náhlym disturbanciám existujúcich porastov alebo zmenám faktorov prostredia, zloženie a denzita bylinnej synúzie si zachová súčasný (stály) charakter. To korešponduje aj s našim zistením, keďže v poškodených porastov (VP S) sme zaznamenali signifikantne nižšie hodnoty ( $p < 0,05$ ) denzity stálych acidofilných druhov. Na VP S dominovali typické trávovité, resp. rúbaňové druhy (napr. *Calamagrostis villosa*, resp. *Chamerion angustifolium*), čo sa v konečnom dôsledku odrazilo aj na hodnotách ich denzity. PYŠEK (1993) sa vo svojej práci zameriava na *Calamagrostis villosa*, druh, ktorého expanziu výrazne ovplyvňuje svetlo. V porovnaní populácií z imisnej holiny, rúbaniska a plôch s materským porastom smreka zistil signifikantné rozdiely v denzite a nadzemnej biomase v populáciách pod zápojom smreka (výrazne nižšie hodnoty).

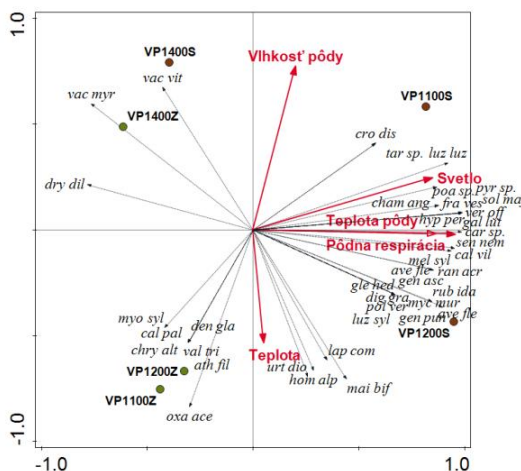


Obr. 4. Priemerná denzita (ks.m<sup>-2</sup>) vybraných taxónov

### Vzt'ah vybraných faktorov ku charakteru fytocenózy

Ordinačná analýza spolu s Monte Carlo permutačným testom preukázali, že nami stanovené faktory (teplota pôdy, vlhkosť pôdy, teplota, svetlo, pôdna respirácia) vysvetľujú cca 26 % z celkovej variability. Významný faktor ( $p < 0,05$ ) predstavuje jedine pôdna respirácia, ktorá ovplyvňuje celkové druhové zloženie (59,1 % z vysvetľujúcej variability). Nevýznamná je aj premenná, ktorá s pôdnou respiráciou priamo súvisí – teplota pôdy (10,3 % z vysvetľujúcej variability). Nevýznamnými premennými, medzi ktorými sme zaznamenali negatívne korelácie boli – ekologický faktor teplota (10,3 % vysvetľujúcej variability) a vlhkosť pôdy (12,7 % vysvetľujúcej variability).



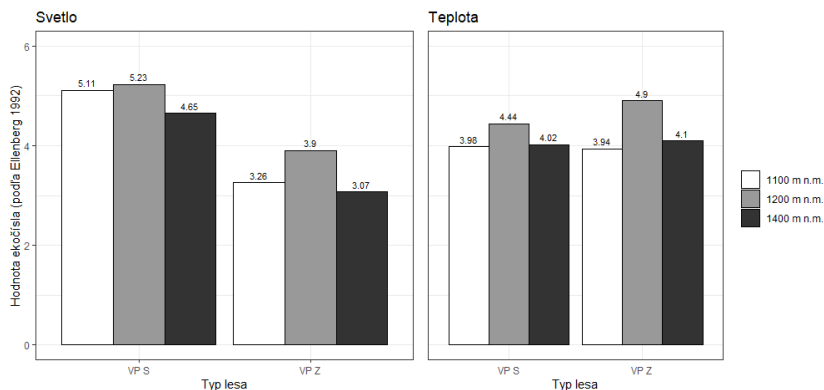


**Obr. 5. Ordinačný graf priamej gradientovej analýzy RDA medzi environmentálnymi premennými a vybranými rastlinnými druhmi**

Korelačná analýza pri tom ukázala, že sledované faktory (vlhkosť pôdy a teplota) spolu nesúvisia. Sú to teda dva nezávisle fungujúce faktory, tzn. čím viac stúpa teplota v poraste, tým viac klesá pôdna vlhkosť. Avšak s narastajúcim svetlom v poškodených porastoch (VP 1100 S, resp. VP 1200 S) sa priamo úmerne zvyšuje teplota pôdy, čím stúpa aj počet druhov (diverzita) a to sa odráža aj na zvyšujúcich sa hodnotách pôdnej respirácie. V daných typoch fytocenóz prevládajú hlavne lesostepné, svetlomilné až suchomilné druhy. Z tohto dôvodu sa prikláňame ku konštatovaniu SCHULZE et al. (2014), ktorý poukazuje na nárast biodiverzity s čiastočným až úplným otvorením zápoja. Fytocenózy na plochách VP 1100 Z a VP 1200 Z sú tvorené typickými lesnými druhmi, medzi ktorými sme zaznamenali aj ojedinelý výskyt vlhkomilných druhov (napr. *Chrysosplenium alternifolium* a *Caltha palustris*), ktoré sa vyskytovali najmä v okolí bystriny. Plochy v najvyšších častiach skúmaného územia (VP 1400) sú druhovo podobné a oproti ostatným plochám výrazne chudobnejšie a zároveň vlhkejšie.

Vzťah bylinnej synúzie k vybraným ekologickým faktorom (teplota a svetlo) sme sa snažili zohľadniť pomocou tzv. ekologických čísel (ELLENBERG et al. 1992), pretože dané ekoindexy zohľadňujú pokryvnosť každého taxónu vo fytocenózach. KRIŽOVÁ et NIČ (2000) uvádzajú, že signifikantný rozdiel medzi spoločenstvami predstavuje hodnotu nad 0,5. Vzájomným porovnaním ekologických čísel sme zistili, že výrazne vyššie rozdiely zaznamenávame na VP 1200. Tieto plochy sa vyskytujú v tzv. stredných častiach svahu, ktoré sú vo všeobecnosti najviac osvetlené a zároveň intenzívne prehrievané, čo sa v konečnom dôsledku odrazilo aj na zložení bylinnej synúzie (druhy polosvetlomilné až svetlomilné, resp. druhy, ktoré sú indikátory mierneho tepla). Na VP S sa na určitých častiach nachádzajú stále stojace polomy, ktoré mohli čiastočne ovplyvniť výskyt polotieňomilných druhov, oproti tomu, porast na VP Z bol redší s výskytom porastových medzier, ktoré podmienili prienik svetlomilných druhov aj do týchto častí, čo sa následne odrazilo aj na ich pokryvnosti a výslednom ekologickom čísle (Obr. 6). Predpokladáme, že táto skutočnosť zapríčinila, že rozdiely medzi plochami boli tak markantné. GLONČÁK (2009), MÁLIŠ et al. (2010), HOMOLOVÁ et al. (2011), MICHALOVÁ (2015) resp. HOMOLOVÁ et al. (2015) taktiež poukazujú na vzťah

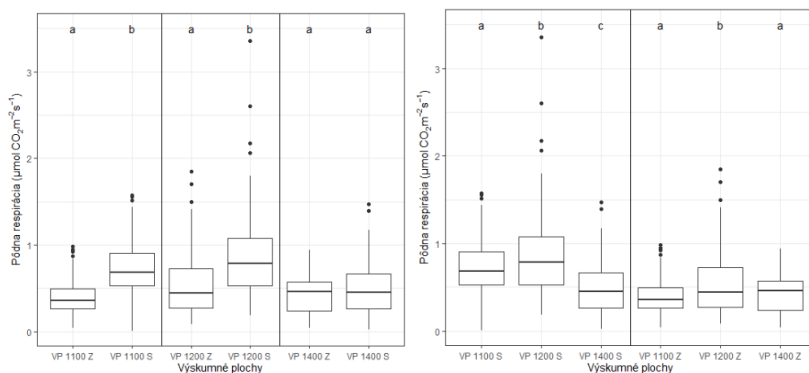
hy medzi určitými druhmi rastlín a intenzitou svetla. Relatívne vyššie hodnoty pokrývnosti svetlomilných druhov (napr. *Rubus idaeus*, *Chamerion angustifolium*, resp. *Calamagrostis villosa*) zaznamenali na miestach, kde sú hodnoty priameho svetla vyššie (kalamitou poškodené porasty).



Obr. 6. Priemerné hodnoty ekočísel pre vybrané faktory na študovaných plochách

### Pôdna respirácia v rámci meniacich sa podmienok prostredia

Merania pôdnej respirácie potvrdili podobne ako v prípade MÄDER et al. (1993) značnú časovú variabilitu s výrazným vzrastajúcim charakterom takmer na všetkých študovaných fytocenózach. Pôdna respirácia stúpa s rozvojom vegetácie kontinuálne počas celého vegetačného obdobia. Vo všeobecnosti môžeme konštatovať, že pôdna respirácia dosahovala priemerne vyššie hodnoty na plochách, ktoré boli poškodené podkôrnym hmyzom (VP S), ako na plochách v zdravom zelenom lese (VP Z). V rámci vertikálneho transektu sme priemerne najvyššie hodnoty pôdnej respirácie ( $p < 0,05$ ) zaznamenali na VP 1200 (Obr. 7). Tieto časti svahu dosahujú najvyššiu druhovú bohatosť (VP S), keď profitujú z podmienok špecifickej mikroklimy – absencia suchých stromov (VP S), porasty s nízkym stupňom zápoja (VP Z), čo znamená, že teplota pôdy je nepatrne vyššia oproti ostatných fytocenózam v iných nadmorských výškach (1100, resp. 1400 m n.m.). To vo všeobecnosti korešponduje aj s MAYER et al. (2014), ktorý konštatuje, že nárast pôdnej respirácie je podmienený rozvojom biomasy.



Obr. 7. Krabicové grafy pôdnej respirácie v rámci vertikálneho transektu a konkrétneho typu lesa

## Faktory ovplyvňujúce pôdnu respiráciu – teplota a vlhkosť pôdy

Väčšina autorov poukazuje na skutočnosť, že teplota pôdy zohráva významnú úlohu vo veľkosti respirácie (FANG et MONCRIEF 2001; KAMALIT et al., 2007) a to aj napriek, že v skutočnosti vysvetľuje len časť variability hodnôt pôdnej respirácie vo fytocenóze (SCOTT et al., 2003). V našom prípade sme pri faktore teplota pôdy vo väčšine prípadov dosahovali len stredné hodnoty koeficientov determinácie (Tab. 1). Z tohto dôvodu sme teda predpokladali výraznejší vplyv druhého sledovaného faktora – pôdnej vlhkosti. Pri korelačných analýzach medzi vlhkosťou a respiráciou pôdy sme však zaznamenali len nízky stupeň korelačného koeficientu, čo znamená, že išlo o slabú závislosť. To je v rozpore s mnohými autormi, ktorí zistili významné vzťah medzi pôdnou vlhkosťou a pôdnou respiráciou (TANG et al., 2006; ZHOU et al., 2009; SUSSELA et al., 2012; COOK et ORCHARD 2008; HURSH 2015). Na nízku závislosť respirácie od vlhkosti pôdy vplýva aj fakt, že hodnoty vlhkosti boli počas celého sledovaného obdobia v optimálnom rozpätí. Nevyskytli sa ani extrémne vysoké, ani nízke hodnoty. Obyčajne sa vplyv vlhkosti prejaví až po prekročení hraničných hodnôt (FLEISCHER 2016).

**Tab. 1 Hodnoty koeficientov determinácie (r) pre teplotu a vlhkosť pôdy ( $p > 0,05$ )**

| Faktor        | Plocha    |           |           |           |           |           |
|---------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
|               | VP 1100 S | VP 1100 Z | VP 1200 S | VP 1200 Z | VP 1400 S | VP 1400 Z |
| Pôdna teplota | r = 0,48  | r = 0,43  | r = 0,37  | r = 0,63  | r = 0,19  | r = 0,43  |
| Pôdna vlhkosť | r = 0,02  | r = 0,04  | r = 0,02  | r = 0,07  | r = 0,16  | r = 0,11  |

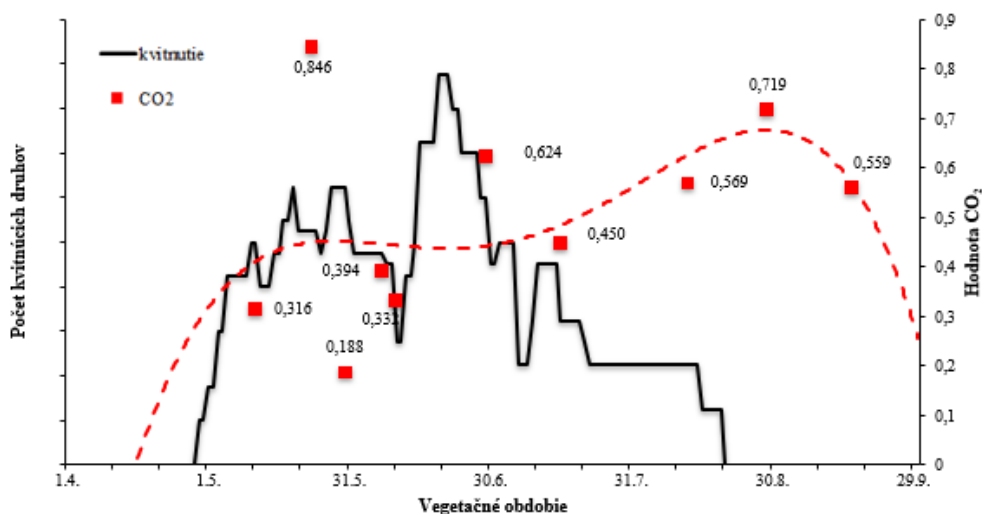
## Pôdna respirácia vo vzťahu k fenológii kvitnutia

Na výškovom tranzekte 1100 m n.m. – 1200 m n.m. – 1400 m n.m. je sezónny rytmus spoločenstva výrazne ovplyvnený nielen priebehom teploty, ale aj množstvom zrážok. Už od začiatku vegetačného obdobia klimatické faktory podmieňovali výskyt, rozvoj a kvitnutie bylinných taxónov. Prvé mesiace roka sa vyznačovali výrazne chladným počasím (Obr. 2), čo zapríčinilo neskorý rozvoj skorých jarných druhov. Kvitnutie nastalo po výraznom predĺžovaní dňa, zvýšenej priemernej teplote a v období bez zrážok (predpokladáme, že pôda bola dostatočne zásobená jarnou vlhkosťou). Prvé kvitnúce druhy (*Crocus discolor*, *Solldanella major*, *Oxalis acetosella* a *Vaccinium myrtillus*) sme na VP 1100 zaznamenali v poslednej aprílovej, resp. prvej májovej pentáde. Pri analýze kvitnutia sledovaných druhov na pozorovacích plochách bol zistený priemerný rozdiel 2,6 dní v nástupe tejto fenofázy medzi VP 1100 a VP 1200. Rozdiel v nástupe kvitnutia medzi VP 1100 a VP 1200 sa u druhov plného leta (napr. *Ranunculus acris*, *Veronica officinalis*, *Luzula luzuloides* a pod.) priemerne zvýšil na 3 dni. Je všeobecne známe, že so stúpajúcou nadmorskou výškou klesá teplota prostredia. Samotná teplota výrazne ovplyvňuje fenologickú aktivitu rastlín (teda aj kvitnutie), pretože patrí medzi faktory, ktoré ho môžu výrazne urýchliť, spomaliť, prípadne úplne zastaviť (BOTTLÍKOVÁ 1975). Kvitnutie vo fytocenózach na VP 1200 bolo opätovne ovplyvnené priebehom počasia pred, ako aj na začiatku rozvoja vegetácie (skoro jarné druhy), resp. počas hlavného rozvoja vegetácie (letné a jesenné druhy). Podobný trend bol zistený aj u kvitnúcich druhov vyskytujúcich sa v najvyšších častiach sledovaného územia (1400 m n.m.). Tie začali fenologickú fázu kvitnutie v priemerne o 5,75 dní neskoršie ako na ploche VP 1200.

## VP 1100

Pri analýze VP 1100 sme vytvorili krivku kvitnutia z 22 taxónov, ktoré spolu kvitli 112 dní. Do krivky kvitnutia sme započítali aj 3 kvitnúce druhy z E2 (*Rubus ideaus*, *Sambucus racemosa* a *Sorbus aucuparia*). Rozpätie pokryvnosti zaznamenaných druhov sa pohybovalo od hodnoty r (0,1%) do 4 (50 – 75%). Ako je z obr. 8 vidieť, spoločenstvo má dvojvrcholový charakter krivky kvitnutia, v ktorom dominujú hemikryptoфіty. Prvý vrcholový bod krivky kvitnutia sa vyskytoval v poslednej dekáde mája, keď začali kvitnúť hlavne skoré jarné až jarné druhy (*Soldanella major*, *Fragaria vesca*, *Oxalis acetosella*, *Maianthemum bifolium* a pod.). Hlavný vrchol krivky kvitnutia vytvárajú druhy skorého a plného leta (*Calamagrostis villosa*, *Luzula luzuloides*, *Melandrium sylvestre* a pod.) s maximálnym rozvojom v polovici júna. Ku koncu leta čiastočne usychajú alebo ostávajú zelené až do zimného obdobia. Majú kratší čas vegetatívneho rozvoja s dlhším vynúteným zimným pokojom.

Respirácia pôdy znázornená s polynomičným trendom 4. stupňa (červená prerušovaná čiara) vykazuje plynule vzrastajúcu tendenciu od začiatku vegetačného obdobia. Kulminácia pôdnej respirácie je na konci augusta, keď už väčšina kvitnúcich druhov úplne odkvitla, prípadne ešte odkvítá



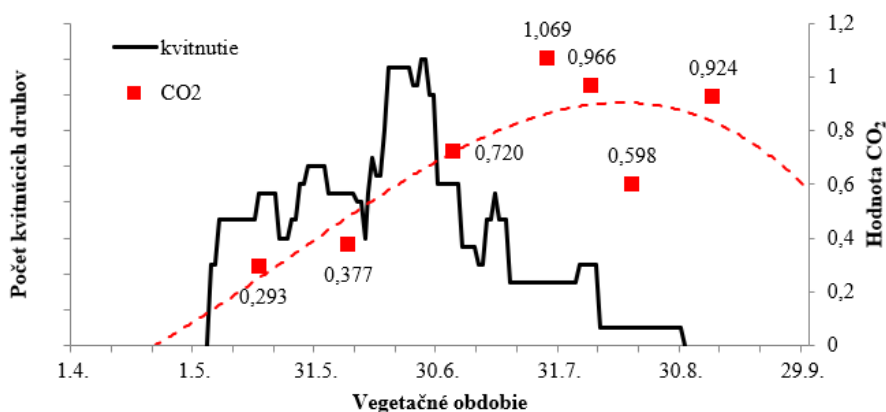
Obr. 8. Dynamika kvitnutia vo vzťahu k pôdnej respirácii na VP 1200

## VP 1200

Krivka kvitnutia pre VP 1200 bola vytvorená z 26 taxónov, ktoré spolu kvitli 117 dní (Obr. 9). Do krivky kvitnutia sa opätovne započítali aj kvitnúce druhy v rámci E2. Rozpätie hodnôt pokryvnosti dosahovalo r (0,1%) až 4 (50 – 75%). Fenologický rytmus spoločenstva je charakteristický jednovrcholovou krivkou s maximom rozvoja v plnom lete. Charakter fenologického vývoja ostáva podobne ako vo VP 1100 zachovaný s vrcholovým bodom v júni a s následným poklesom ku koncu augusta. Ťažisko kvitnutia ostáva nezmenené, kvitnú hlavne jarné a letné druhy. Jesenné druhy ako *Senecio nemorensis*, *Chamerion angustifolium*,

resp. *Gentiana asclepiadea* dosahujú výrazne nižšiu pokrývnosť ako druhy v jarom, resp. v letnom období.

Respirácia pôdy znázornená s polynomickým trendom 3. stupňa (červená prerušovaná čiara) vykazuje plynule vzrastajúcu tendenciu od začiatku vegetačného obdobia. Kulminácia pôdnej respirácie je na konci júla, keď už väčšina jarých a letných druhov úplne odkvitla, prípadne ešte odkvítá.

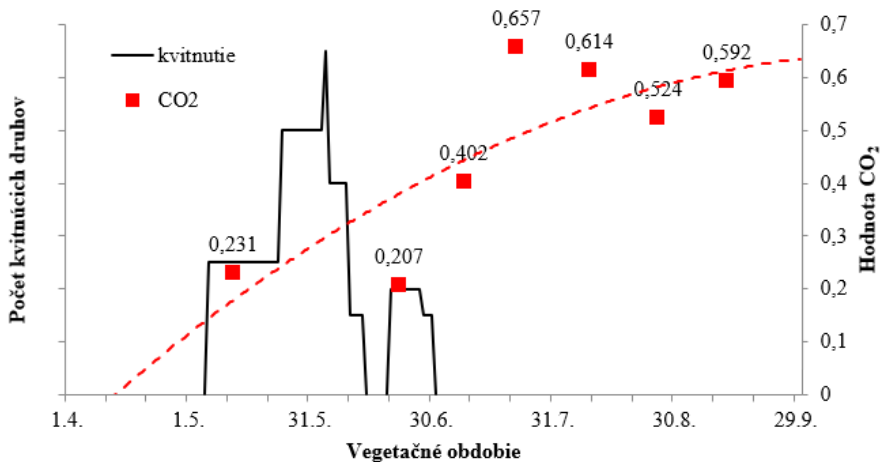


Obr. 9. Dynamika kvitnutia vo vzťahu k pôdnej respirácii na VP 1200

## VP 1400

Na ploche VP 1400 sme zaznamenali väčší počet druhov, ktoré v spoločenstve dosahujú len vegetatívnu fenofázu (napr. *Chamerion angustifolium*), tieto druhy nie sú v krivke kvitnutia zahrnuté. Plocha VP 1400 vykazuje najnižší počet kvitnúcich druhov (6) s najkratšou dobou kvitnutia (56 dní). Rozpätie pokrývnosti dosahovalo hodnoty od r (0,1%) do 3 (37 – 50 %). Z obr. 10 je zrejmé, že kvitnutie trvá veľmi krátko, spoločenstvo má dvojvrcholový charakter, medzi ktorým sa vyskytuje obdobie bez kvitnutia vegetácie. Prvý, výraznejší vrchol kvitnutia dosahujú jaré až skoré letné druhy s vysokou pokrývnosťou (*Oxalis acetosella*, *Vaccinium myrtillus* a *Vaccinium vitis-idaea*). Medzi druhy s najnižšou dominanciou, ale s generatívnym rozvojom patril hlavne *Myosotis sylvatica*, ktorý spolu s *Calamagrostis villosa*, *Luzula luzuloides* vytvárali druhý vrchol krivky kvitnutia.

Respirácia pôdy znázornená s polynomickým trendom 2. stupňa (červená prerušovaná čiara) má plynule vzrastajúcu tendenciu. Koncom júla a začiatkom augusta sme zaznamenali kulmináciu pôdnej respirácie. V tomto období už väčšina druhov odkvitla, to však neznamená, že sa zastavil ich ďalší fenologický, resp. fyziologický vývoj (tvorba semien, plodov a pod.)



Obr. 10. Dynamika kvitnutia vo vzťahu k pôdnej respirácii na VP 1400

## ZÁVER

V predkladanom príspevku poukazujeme na potrebu prehľadného poznatkov o stave a vývoji lesnej (sukcesnej) vegetácie v podmienkach TANAP-u, ako aj uhlíkovej bilancii (pôdna respirácia), ktorá je výnimočná hlavne z globálneho hľadiska, pretože aj malá zmena respirácie môže významne spomaliť alebo urýchliť narastanie atmosférického CO<sub>2</sub> a tým ovplyvniť účinky klimatickej zmeny.

Vývoj vegetácie a hodnotenie pôdnej respirácie sme sledovali v oblastiach postihnutých podkôrníkovou kalamitou (VP S) a v nepoškodených porastoch (VP Z). Získané výsledky potvrdili rozdiely medzi pozorovanými ekosystémami na úrovni VP, ako aj nadmorskej výšky. Druhovovo najbohatšie spektrum bolo zistené na ploche VP 1200 S, kde sme zaznamenali 34 rastlinných taxónov, z čoho až 13 taxónov bolo spoločných s VP 1200 Z. Medzi najchudobnejšie spoločenstvá patrili VP 1400 Z, resp. VP 1400 S, kde sme zaznamenali len 10, resp. 11 rastlinných taxónov, z čoho bolo až 80 % druhov spoločných. Odozvu rastlinných spoločenstiev na faktory prostredia (svetlo a teplota) sme určovali na základe Ellenbergových ekočísol a spolu s ďalšími aktívnymi faktormi (teplota, vlhkosť a respirácia pôdy) sme ich analyzovali v štatistickom prostredí. Najpriaznivejšie svetelné podmienky boli vo všeobecnosti na plochách VP S. Porasty poškodené podkôrníkom dosahovali nízky stupeň zápoja, ktorý v určitých častiach úplne absentoval. To sa výrazne odzrkadlilo na výskyte rúbaňových a svetlomilných druhov, ktoré na plochách VP S dosahovali najvyššie hodnoty denzity a pokryvnosti. Pri druhom faktore (teplota) sme zaznamenal vyššie hodnoty na plochách VP Z, kde je mikroklima vegetácie ovplyvňovaná porastom s vyšším stupňom zápoja. Dominantné postavenie tu mala pôvodná lesná vegetácia (prevažne acidofilné druhy), čo potvrdili aj hodnoty denzity. Aj napriek krátkemu fenologickému pozorovaniu (jedno vegetačné obdobie), naše výsledky potvrdili variabilitu v nástupe kvitnutia v rámci výškového transektu. Na druhej strane sa zistili minimálne rozdiely v nástupe kvitnutia v rámci konkrétnej nadmorskej výšky spôsobené vplyvom rozdielnych mikroklimatických podmienok (fytocenózy na VP Z oproti VP S). Kvitnutie malo vo všeobecnosti kontinuálny charakter, najskôr začali kvitnúť jarné druhy

a až po ich odkvitnutí začali kvitnúť letné a neskoro letné druhy. Ako prvé sme kvitnutie sledovali vo fytocenózach na VP situovaných v najnižších nadmorských výškach (1100 m n.m.). V priemere o 3 dni neskôr začalo kvitnutie na VP v 1200 m n. m. a o 5,75 dní začala sledovaná fenofáza aj vo fytocenózach na nadmorskej výške 1400 m n.m. Odlišný rozvoj kvitnúcich taxónov zapríčinil, že dĺžka kvitnutia bola najdlhšie pozorovaná na VP 1200 (117 dní) a najkratšie vo fytocenózach na VP 1400 (56 dní).

Pôdna respirácia vykazovala počas celého vegetačného obdobia výraznú variabilitu na každej hodnotenej VP. Najväčšiu priemernú respiráciu  $\text{CO}_2$  sme zaznamenali vo fytocenózach v nadmorských výškach 1200 m n.m. ( $0,536 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  pri VP Z a  $0,883 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  pre VP S), zatiaľ čo priemerne najnižšie hodnoty respirácie dosahovali plochy v 1400 m n. m. ( $0,465 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  pre VP Z, resp.  $0,487 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ). Analýza pôdnej respirácie vo fytocenózach po disturbancii (VP 1100 S a VP 1200 S) odhalila významnú skutočnosť – hodnoty pôdnej respirácie boli výrazne vyššie ( $p < 0,05$ ) v porovnaní s fytocenózami v nepoškodenom (zelenom) lese (VP Z). Z toho vyplýva, že poškodené (rozpadajúce) smrekové porasty v dôsledku špeciálnej mikroklimy (prehrievanie pôdy, zvýšená mineralizácia, vyššia emisia  $\text{CO}_2$ , ako aj štruktúra a zloženie vegetácie) prevyšujú pôdnu respiráciu v nepoškodených, stále stojacich zelených lesoch.

## Pod'akovanie

Výskum bol realizovaný s podporou projektu VEGA 2/0120/17 a finalizovaný v rámci projektu APVV-17-0644.

## LITERATÚRA

- BOTTLÍKOVÁ, A., 1975: Fenologická charakteristika vybraných fytocenóz Liptovskej kotliny. VEDA. Biologické práce, č. XXI/6. s. 81.
- BRASLAVSKÁ, O., KAMENSKÝ, L., 1996: Fenologické pozorovanie lesných rastlín. Metodický predpis. SHMÚ, Bratislava, s. 22.
- BRAUN-BLANQUET, J., 1964: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Edition. Springer, Wien, New York, p. 866.
- COOK, F.J., ORCHARD, V., 2008: Relationships between soil respiration and soil moisture. Soil Biology and Biochemistry, 40(5), p. 1013 – 1018.
- DOSTÁL, J., 1989: Nová květena ČSSR 1–2. Academia Praha, s. 1548.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DULL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULISSEN, D., 1992: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropas. Scripta Geobotanica 18, Verlag Erich Goltze KG, Göttingen, p. 258.
- FANG, G., MONCRIEF, J.B., 2001: The dependence of soil  $\text{CO}_2$  efflux on temperature. Soil Biology and Biochemistry, 33(2), p. 155 – 165.
- FLEISCHER, P., 2011: Pokalamitný výskum vo Vysokých Tatrách – ciele, metódy a charakteristika lokalít. Štúdie o Tatranskom národnom parku, 10 (43), s. 7 – 12.
- FLEISCHER, P., 2016: Ekosystémová výmena  $\text{CO}_2$  v smrekových ekosystémoch po prírodných disturbanciách: dizertačná práca. Zvolen: Technická Univerzita vo Zvolene.
- FLEISCHER, P., FLEISCHER, P., HOMOLOVÁ, Z., 2015: Uhlíková bilancia sukcesných ekosystémov na manažovaných lokalitách desať rokov po vetrovej kalamite. Štúdie o Tatranskom národnom parku, 11 (44), s. 125 – 134.



- FLEISCHER, P., HOMOLOVÁ, Z., 2011: Long-term ecological research in larch-spruce forest community after natural disturbances in the Tatra Mts. *Forestry Journal*, 57(4), p. 237 – 250.
- FLEISCHER, P., KOREŇ, M., 2009: Selected forest soil properties after the 2004 windfall in the Tatra Mts. In PRIBULOVÁ, A., BIČAROVÁ, S. (eds.), *Stará Lesná. Sustainable Development and Bioclimate*, p. 77 – 78.
- GLONČÁK, P., 2009: Vplyv svetelných podmienok na variabilitu a diverzitu prízemnej vegetácie prírodných horských smrečín. *Acta Facultatis Forestalis*, 1, s. 69 – 83.
- HOMOLOVÁ, Z., KYSELOVÁ, Z., ŠOLTĚS, R., 2015: Dynamika vegetácie na kalamitných plochách v spoločenstve *Lariceto-Piceetum*. Štúdie o Tatranskom národnom parku, 11 (44), s. 23 – 27.
- HOMOLOVÁ, Z., ŠOLTĚS, R., KYSELOVÁ, Z., ŠKOLEK, J., 2011: Iniciálne štádia sukcesie na kalamitných plochách s rôznym typom manažovania v Tatranskom národnom parku. Štúdie o Tatranskom národnom parku, 10 (43), s. 145 – 155.
- HURSH, A., 2015: The Sensitivity of Soil Respiration To Soil Temperature, Moisture, and Carbon Supply At the Global Scale: Theses, Dissertations, Professional Papers. Missoula: University of Montana, p. 66.
- KAMALIT, K., RAJESH, J., MIDMORE, D.J., 2007: Impact of temperature and defoliation (simulated grazing) on soil respiration of pasture grass (*Cenchrus ciliaris* L.) in a controlled experiment. *Journal of Agricultural, Food, and Environmental Sciences*, 1 (1), p. 1 – 9.
- KOLEKTÍV, 1991: Zborník prác Slovenského hydrometeorologického ústavu. Klimatické pomery Slovenska. Vybrané charakteristiky 33/1. Vydavateľstvo ALFA, Bratislava 1.vydanie. ISBN 80-05-00888-0.
- KRIŽOVÁ, E., CHOVANCOVÁ, G., HOMOLOVÁ, Z., 2011: Produkcia biomasy a konkurenčné vzťahy vybraných druhov na monitorovaných plochách vo Vysokých Tatrách. Štúdie o Tatranskom národnom parku, 10(43), s. 157 – 168.
- KRIŽOVÁ, E., NIČ, J., 2000: Fytocenológia a lesnícka typológia. Návod na cvičenia. Technická univerzita Zvolen, Zvolen, s. 203. ISBN 80-228-1108-4.
- MÁLIŠ, F., ŠEBEŇ, V., MALOVÁ, M., 2010: Vzťah dominantných druhov prízemnej vegetácie ku porastovým a stanovištným charakteristikám na území postihnutom veternou kalamitou vo Vysokých Tatrách. In Výskum smrečín destabilizovaných škodlivými činiteľmi. Zvolen: Národné lesnícke centrum, s. 339. ISBN: 978-80-8093- 124-7.
- MARHOLD, K., HINDÁK, F., 1998: Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska. VEDA, Bratislava, s. 687.
- MAYER, M., MATTHEWS, B., SCHINDLBACHER, A., KATZENSTEINER, K., 2014: Soil CO<sub>2</sub> efflux from mountainous windthrow areas: dynamic over 12 years post-disturbance. *Biogeosciences*, 11: 6081 – 6093.
- MÄDER, P., NOWACK, K., ALFÖLDI, T., 1993: Literaturstudie zur Wahl der Methode für die Schätzung der mikrobiellen Biomasse, der Bodenatmung und des Zelluloseabbaus. Ausgeführt im Auftrag der Arbeitsgruppe Bodenbiologie der Bodenschutzfachstelle der Kantone Aargau, Bern und Solothurn, Oberwill, p. 147.
- MICHALOVÁ, Z., 2015: Vegetácia a prirodzené zmladenie na kalamitných plochách. Štúdie o Tatranskom národnom parku, 11 (44), s. 220 – 228.
- PAVELKA, M., 2009: Pudni respirace jako zdroj CO<sub>2</sub> v ekosystému: dizertačná práca. Brno: Mendelova zemědělská a lesnícka univerzita, s. 98.
- PYŠEK, P., 1992: Dominant species Exchange during succession in reclaimed habitats. A case study from areas deforested due to air-pollution. *Forest Ecology and Management*, 54, p. 27– 44.
- PYŠEK, P., 1993: What we know about *Calamagrostis villosa* ? A review of the species behaviour in secondary habitats. *Preslia*, 65, p. 1 – 20.



- SCOTT-DENTON, L.E., SPARKS, K.L., MONSON, R.K., 2003: Spatial and temporal controls of soil respiration rate in a high-elevation, subalpine forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 35, p. 525 – 534.
- SCHIEBER, B., 2001: Sezónna dynamika rastlinných spoločenstiev v podmienkach Ekologického experimentálneho stacionára Kremnické vrchy: dizertačná práca. Ústav ekológie lesa, s. 124.
- SCHULZE, E.D., BOURIAUD, L., BUSSLER, H., GOSSNER, M., WALENTOWSKI, H., HESSEN-MÖLLER, D., BOURIAUD, O., GADOW, K., 2014: Opinion Paper: Forest management and biodiversity. *Web Ecology*, 14, p. 3 – 10.
- SUSSELA, V.A., CONANT, R.T., WALLENSTEIN, M.D., DUKES, J.S., 2012: Effect of soil moisture on the temperature sensitivity of heterotrophic respiration vary seasonally in an old field climate change experiment. *Global Change Biology*, 18, p. 336 – 348.
- TANG, X.L., ZHOU, G.L., LIU, S.G., ZHANG, D.Q., LIU, S.Z., LI, J., ZHOU, C.Y., 2006: Dependence of Soil Respiration on Soil Temperature and Soil Moisture in Successional Forests in Southern China. *Journal of Integrative Plant Biology*, 48(6), p. 654 – 663.
- UJHÁZY, K., KRIŽOVÁ, E., 2011: Formy zmien vegetácie prírodných lesných ekosystémov. In: JASÍK, M., POLÁK, P. (eds.), 2011. *Pralesy Slovenska*. FSC Slovensko, Banská Bystrica, s. 19 – 24.
- UNIYAL, S.K., UNIYAL, A., 2009: Climate Change and Large-Scale Degradation of Spruce: Common Pattern across the Globe. *Climate Research*, 38, p. 261 – 263.
- ZHOU, T., SHI, P., HUI, D., LUO, Y., 2009: Global pattern of temperature sensitivity of soil heterotrophic respiration (Q<sub>10</sub>) and its implications for carbon-climate feedback. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 114(2), p. 1 – 9.
- ZLATNÍK, A., 1976: *Lesnická fytoecologie*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, s. 495.

## SÚHRN

V predkladanej práci sa zaoberáme stavom vybraných typov fytoecenóz (slt *Lariceto- Piceetum*) po veľkoplošnom poškodení (disturbancii). Tento hodnotíme cez analýzu vplyvu vybraných meteorologických faktorov ako sú pôdna teplota (°C), pôdna vlhkosť (%), ako aj cez bioindikáciu charakteristiku fytoecenóz (podľa ELLENBERG 1992) prostredníctvom vybraných ekologických faktorov (svetlo a teplota). Pôdnu respiráciu ( $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ), ktorá je odrazom stavu fytoecenózy, vyhodnocujeme pomocou uzatvoreného gazometrického systému (PP Systems, USA). Stav fytoecenóz determinujeme na základe série výskumných plôch (VP) vyskytujúcich sa v rozdielnych nadmorských výškach (1100 m n.m., 1200 m n.m. a 1400 m n.m.) a v rôznom type lesa – suchý stojaci les (S), resp. zelený stojaci les (Z).

Kým na VP 1100 S sme zaznamenali o 30,76% vyššiu druhovú bohatosť ako na VP 1100 Z, v sledovaných fytoecenózach v 1200 m n. m. to bolo 33,33%. Fytoecenózy v najvyšších častiach územia (VP 1400 S resp. VP 1400 Z) dosahovali takmer vyrovnanú druhovú bohatosť s minimálnymi zmenami v druhovom zložení. Výsledky štatistických analýz (RDA s Monte Carlo permutačným testom) poukazujú na skutočnosť, že celkové druhové zloženie významne ovplyvňuje pôdnu respiráciu (59,1% z vysvetľujúcej variability,  $p < 0,05$ ), zatiaľ čo zvyšné faktory (teplota pôdy s ekologickým faktorom svetlo) spolu len korelujú (bez signifikantnej významnosti). Pri analýze ekologických faktorov (svetlo a teplota) sme významné hodnoty (rozdiel medzi hodnotami  $> 0,5$ ) zistili vo fytoecenózach na VP 1200 S, resp. VP 1200 Z. Dané fytoecenózy zaznamenali aj priemerne najvyššie a zároveň výrazne signifikantné hodnoty  $< 0,05$  pôdnej respirácie oproti ostatným fytoecenózam na výskumných plochách.

Fenologické pozorovania, vykonávané počas celého vegetačného obdobia, umožnili sledovať sezónnu dynamiku fytoecenóz, ktorú vyjadrujeme pomocou kriviek kvitnutia. Tieto veľmi dobre vyjadrujú vnútorné, biologické vlastnosti rastlín a zároveň citlivo odrážajú vplyv klimatických faktorov.

# VEGETATION DYNAMICS OF NATURAL SPRUCE FOREST DAMAGED BY BARK BEETLES

## Abstract

We have analyzed status of selected forest phytocenosis (gft *Lariceto-Piceetum*) following large-scale forest disturbances and impact of key meteorological factors such as soil temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ) and soil moisture (%). Bioindication characteristics is also analyzed through selected environmental factors – light and temperature (according to ELLENBERG 1992). Soil respiration ( $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) reflects the status of phytocenosis, so we used closed chamber gasometric system (PP Systems, USA). The phytocenosis were studied on permanent plots (VP) which were established and analyzed on vertical gradients (1100 m a.s.l., 1200 m a.s.l., 1400 m a.s.l.) as well as different type of forest – a) forest unaffected by the windthrow, but intensively damaged by bark beetles (S); b) unaffected mature spruce forest (Z).

Results confirmed that implications of large-scale forest disturbance significantly affected the composition, structure, and density of vegetation (each VP S). We recorded about 30.76% higher species richness at the locality VP 1100 S compared to the locality VP 1100 Z. Slightly higher values of species richness (33.33%) was found between localities VP 1200 S and VP 1200 Z. Research plots situated on the 1400 m a.s.l. were very similar in species composition – minimum difference was observed. The results of basic statistical analyses (RDA with Monte Carlo permutation tests) indicated that species composition influences the soil respiration significantly (59.1% from explanatory variability,  $p < 0.05$ ). On the other hand, we found close correlation between soil temperature and light (without significant influence). The analyzes of environmental factors (light and temperature) show difference (difference between values  $> 0.5$ ) in phytocenosis on 1200 m a.s.l. At this locality we recorded the highest and statistically significant values (Tukey's test on R,  $p < 0.05$ ) of soil respiration compared to other phytocenosis.

Phenological observations were done during the whole growing season. On the basis of the dates of plant flowering we created the curves of flowering. Curves represent inner biological characteristics of plants very appropriate and also reflect the impact of climatic factors very sensitively.

**Keywords:** *Lariceto-Piceetum*, disturbances, wind, bark beetle, soil respiration, phenology, flowering

## Adresy autorov:

Ing. et Ing. Martin Kubov, PhD.  
Katedra integrovanej ochrany lesa a krajiny  
Lesnícka fakulta, Technická univerzita vo Zvolene  
T. G. Masaryka 24  
960 01 Zvolen  
Oddelenie dynamiky lesných ekosystémov  
Ústav ekológie lesa SAV  
L. Štúra 2  
960 53 Zvolen  
email: mkubov5@gmail.com

doc. Ing. Peter Fleischer, PhD..  
Katedra integrovanej ochrany lesa a krajiny  
Lesnícka fakulta, Technická univerzita vo Zvolene  
T. G. Masaryka 24  
960 01 Zvolen  
Výskumná stanica a Múzeum ŠL TANAP-u  
059 60 Tatranská Lomnica  
email: p.fleischersr@gmail.com

## VPLYV DEŠTRUKCIE LESNÉHO EKOSYSTÉMU V ROKU 2004 NA DIVERZITU BRYOFLÓRY V TATRANSKOM NÁRODNOM PARKU

*Rudolf Šoltés*

### ÚVOD

Prepadový vietor 19. 11. 2004 vytvoril vo Vysokých Tatrách 12000 ha polomov a vývratov, vývoj lesných ekosystémov sa výrazne narušil. Následne požiar v auguste 2005 opäť zasiahol do sukcesie lesnej vegetácie na ploche 250 ha.

Lesy predstavujú vhodný ekosystém pre machorasty, pretože im poskytuje ochranu a relatívne konštantnú úroveň humidity. Vo všeobecnosti diverzita machorastov v lesnom ekosystéme sa zvyšuje s úrovňou humidity, vekom porastu a chránením pred vetrom. Väčšina druhov machorastov má širokú toleranciu voči teplote, čo súvisí so vzťahom machorastov k vlhkosti, pretože machorasty v suchom stave lepšie znášajú teplotné extrémy. Z toho dôvodu vlhkosť ovzdušia je pre machorasty oveľa dôležitejší klimatický parameter ako teplota (GIGNAC 2001). Merania preukázali, že vlhkosť ovzdušia na referenčnej ploche je podstatne vyššia ako na kalamitnej ploche (MIŠÍKOVÁ et al. 2007).

### METÓDY

Zmeny diverzity machorastov odvodzujeme zo známeho zastúpenia machorastov na forofytoch, ktoré podľahli deštrukcii vetrovou kalamitou dňa 19. 11. 2004 a zo zaznamenaného floristického zloženia ekosystémov, ktoré boli udalosťou úplne, alebo čiastočne deštruované. Pri hodnotení zmien diverzity machorastov sme brali do úvahy aj abiotické, resp. klimatické faktory. Poškodený lesný ekosystém uvoľňuje do okolitého prostredia viac tepla ako nepoškodený. Predpokladáme, že teplo uvoľnené z povrchu kalamitných plôch v synergickom účinku s globálnym otepľovaním ovplyvnilo predovšetkým diverzitu glaciálnych reliktoz machorastov, ktorých stanovišťa sú mimoriadne zraniteľné, pretože majú minimálny distribučný potenciál a minimálne kompetičné schopnosti. Predpokladáme synergický efekt uvoľneného tepla a globálneho otepľovania a hypotetickú možnosť akcelerácie sukcesie z podnetu nadbytočného tepla produkovaného v ekosystéme.

Kategórie IUCN (Medzinárodná únia na ochranu prírody a prírodných zdrojov) sú podľa MIŠÍKOVÁ et al. (2019), nomenklatúra machov je podľa HILL et al. (2006), pečeňoviek podľa KUČERA et al. (2012).

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

Rozpadom ekosystému bezprostredne po vetrovej udalosti a deštrukciou forofytov vetrová kalamita spôsobila výrazný pokles diverzity machorastov. Ďalší pokles diverzity machorastov môže súvisieť s otepľovanie klímy vo vysokohorskom prostredí v synergickom účinku s uvoľneným teplom, ktoré by sa v zdravom poraste spotrebovalo na transpiračné ochladzovanie.

### Pokles diverzity deštrukciou ekosystémov

V lesnom podraсте pod clonou stromov prevažuje difúzne svetlo. Nadmerným osvetlením spôsobeným deštrukciou zápoja dochádza k narušeniu svetelného režimu. Priame osvetlenie



Obr. 1. *Plagiomnium affine*



Obr. 2. *Hylocomium splendens*

skiofilných machorastov spôsobuje rozklad chlorofylu v chloroplastoch a vedie k ústupu machorastov z niky po disturbancii. Už v roku 2005 sme na plochách s vyvezenými vývratmi zaznamenali masívny ústup machorastov, ktoré štandardne tvoria súčasť podraсту lesného ekosystému, kde vytvárajú rozsiahle koberce – *Plagiomnium affine* (Obr. 1), *Dicranum scoparium*, *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens* (Obr. 2), *Ptilium crista-castrensis* (Obr. 3), *Polytrichastrum formosum* (Obr. 4), (HOMOLOVÁ et al. 2016). Na požiarisku tieto machorasty chýbali úplne.



Obr. 3. *Ptilium crista-castrensis*



Obr. 4. *Polytrichastrum formosum*



Závažnejšie straty na genofonde sú späté s deštrukciou európsky významných biotopov. V PR (prírodnej rezervácii) Machy pri Podbanskom sme zaznamenali v lesnej enkláve spoločenstvo *Caricetum goodenowii* (N 49°07,950'; E 19°54,533') s ohrozeným druhom (endangered, EN) *Meesia triquetra* (Obr. 5), (ŠOLTÉS 2000). Dňa 19. 11. 2004 došlo k deštrukcii ekosystému a v roku 2006 sa už mach nepodarilo potvrdiť. Machorast *Meesia triquetra* patrí medzi vzácne a ohrozené druhy slovenskej bryoflóry. Historické údaje o výskyte sú iba zo severných oblastí Slovenska, predovšetkým z regiónu Oravy a z podtatranskej oblasti. V zaznamenaných lokalitách sú populácie slabé, zistený je postupný ústup, zánik druhu sme zaznamenali z 10 lokalít, na príčine je nielen prirodzená sukcesia, ale aj deštrukcia lokalít. Počas mapovania biotopov Slovenska sa podarilo zaznamenať niekoľko nových lokalít, v súčasnosti mach evidujeme na Slovensku na 9 lokalitách (ŠOLTÉS 2014).

V dolnej časti Mengusovskej doliny vo Vysokých Tatrách v nadm. v. 1284 m (N 49°07,773'; E 20°04,482') sme zaznamenali vzácny typ podmáčanej smrečiny s prítomnosťou



Obr. 5. *Meesia triquetra*



Obr. 6. *Pseudobryum cinclidioides*

pozoruhodných druhov (*Carex echinata*, *Carex nigra*, *Eriophorum angustifolium*, *Sphagnum magellanicum* a iné) (ŠOLTÉS 1989). Porasty podľahli deštrukcii v novembri 2004, fytocenologické zápisy boli zahrnuté do syntézy mokradi Slovenska (KUČERA 2019).

*Pseudobryum cinclidioides* (Obr. 6), je hodnotený ako kriticky ohrozený druh (critically endangered, CR), je to glaciálny relikť. Na Slovensku je mimoriadne vzácny, revízia lokalít potvrdila výskyt len v PR Bahno v Bukovských vrchoch, na ostatných publikovaných lokalitách sme mach nemohli potvrdiť, alebo lokality boli publikované na základe chybnnej determinácie. V septembri 2001 sme *Pseudobryum cinclidioides* zaznamenali v NPR Uhlišchatká (ŠOLTÉS et al. 2002), mach tu rástol na ploche asi 40 m<sup>2</sup> (N 49°06,517'; E 20°06,016'), 1095 m n. m. Vytváral mohutné trsy v iniciálnom spoločenstve zväzu *Sphagno recurvi-Caricion canescentis*. Vetrovou kalamitou 19. 11. 2004 bol vegetačný kryt stanovišťa machu poškodený, narušený bol aj vodný režim, v roku 2008 mach na stanovišti prežíval v značne redukovanej populácii. ŠMARDÁ (1954) zbieral *Pseudobryum cinclidioides* v rezervácii Bor pri Podspádoch, 950 m n. m. Správne determinovaná položka je uložená v herbári Moravského múzea v Brne. Napriek intenzívnemu pátraniu (2005 – 2008) sme mach na lokalite nemohli opätovne potvrdiť.

## Pokles diverzity deštrukciou forofytov

Diverzita epifytických druhov machorastov závisí predovšetkým na druhu forofytu. Niektoré druhy, napr. ihličnaté dreviny a z listnatých drevín *Betula carpatica*, *Salix* sp. majú borku kyslú, iné druhy, napr. *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior* majú borku bohatú na bázy. Dôležitú úlohu má tiež štruktúra borky a jej vlhkosťná kapacita. Vzhľadom na koreňový systém listnate dreviny sú odolnejšie voči vetru, napriek tomu k určitej deštrukcii forofytov v spracovávanom území došlo. V intravilánoch tatranských osád a pozdĺž cesty Slobody počas kalamity došlo k deštrukcii nasledovných forofytov: *Abies alba*, *Acer pseudoplatanus*, *Betula carpatica*, *Pinus sylvestris*, *Populus tremula*, *Salix caprea*, *Sorbus aucuparia*, *Tilia cordata*. Epifytické machorasty sú dôležitým zdrojom diverzity machorastov. Na borke zmienených forofytov došlo k zániku lokalít nasledovných druhov machorastov: *Antitrichia curtipendula* (near threatened, NT), *Bryum capillare*, *Frullania dilatata*, *Leucodon sciuroides* (Obr. 7), *Porella platyphylla*, *Pseudeskeella nervosa*, *Pterigynandrum filiforme*, *Pyloisia polyantha*.



**Obr. 7.** *Leucodon sciuroides* ↑



**Obr. 8.** *Oreas martiana* →

## Pokles diverzity lokálnou klimatickou zmenou

Veľkoplošné odstránenie vegetácie je spojené s uvoľňovaním veľkého množstva tepla. Podľa KRAVČÍKA et al. (2007) na odlesnených kalamitných plochách sa mení na teplo 60-70% príkonu slnečného žiarenia. Nie je to zanedbateľná energia, podľa uvedených autorov (l. c., p. 31) teplo uvoľnené z 10 km<sup>2</sup> odvodnenej krajiny je porovnateľné s inštalovaným výkonom všetkých elektrární v SR. Predpokladáme synergický efekt uvoľneného tepla a globálneho otepľovania. S touto energiou sa musí ekosystém vysporiadať, ovplyvnené sú príslušné vertikálne a horizontálne ekosystémy. Množstvo uvoľneného tepla bude kvantifikované v osobitnej štúdii.

Na Huncovskom štíte sme 7. 6. 1999 v nadm. v. 2240m zistili nový druh pre celé Karpaty, glaciálny relikv *Oreas martiana* (Obr. 8), (N 49°11,830'; E 20°13,692') (PILOUS & ŠOLTÉS 2000) a v Malej Studenej doline 7. 8. 2003 v nadm. v. 2000m druhú lokalitu (N

49°11,383'; E 20°11,917') (ŠOLTÉS & MAČÁKOVÁ 2005). Lokalitu v M. St. doline sme v roku 2011 nemohli potvrdiť.

13. 9. 1999 sme zbierali v Tatrách na Veľkej Svišťovke v nadm. v. 1725 m n. m. (N 49° 12,416'; E 20° 14,150'), v spoločenstve *Oxyrio digynae-Saxifragetum carpaticeae* mach *Oreoweisia torquescens* (PILOUS & ŠOLTÉS 2001). Je to prvý karpatský zber. MIŠÍKOVÁ et al. (2019) druh *Oreoweisia torquescens* v celoslovenskej kategorizácii ohrozenosti hodnotili ako „CR“ (Critically Endangered). Lokalitu na Veľkej Svišťovke sme v roku 2011 nemohli potvrdiť.

V prípade druhov *Oreas martiana* a *Oreoweisia torquescens* boli machy na lokalitách zaznamenané 5 rokov pred kalamitou, položky sú deponované v herbári Múzea TANAP-u. Prítomnosť zaniknutých lokalít ďalších hodnotených glaciálnych reliktoz machorastov (*Aulacomnium turgidum*, *Cinclidium stygium*) bola zaznamenaná v širšom časovom horizonte a kauzálny vzťah k deštruktívnej udalosti v novembri 2004 je menej výrazný.

*Aulacomnium turgidum* je glaciálny relikť, z desiatich lokalít sa recentne podarilo potvrdiť jedinu na Veľkej Svišťovke 30. 6. 2005. Mach sme už nezaznamenali na publikovaných lokalitách Javorinská Široká (PILOUS 1956), Poľský hrebeň (ŠMARD 1948) a Huncovský štít (GYÖRFFY 1925). Príbuzný druh *Aulacomnium palustre* sa v Tatrách často vyskytuje vo var. *imbricatum*, ktorý je často zamieňaný s *Aulacomnium turgidum*. Viaceré herbárové zbery sa ukázali ako chybné determinované, ústup druhu sme hodnotili len na lokalitách preukázane správne determinovaných.

*Cinclidium stygium* sa na Slovensku už nepodarilo potvrdiť na žiadnej publikovanej lokalite. V poslednom Červenom zozname (MIŠÍKOVÁ et al. 2019) je hodnotený ako (RE/VA), to znamená na území Slovenska zaniknutý. Je pravdepodobné, že na zániku tatranských lokalít (Ždiarska vidla) má podiel teplo.

Záverom treba pripomenúť optimistické slová, ktoré vyslovil Nick Hodgest (1996) z Európskeho výboru pre ochranu bryoflóry: “Takmer všetky machorasty, ktoré sme v Británii považovali za vyhynuté, sa podarilo potvrdiť”.

## ZÁVER

Priame dopady na diverzitu machorastov sú späté s deštrukciou stromového poschodia a priamym osvetlením skiofilných machorastov, ktorý spôsobil rozklad chlorofylu v chloroplastoch, čo spôsobilo ústup druhov ako *Plagiomnium affine*, *Dicranum scoparium*, *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens*, *Ptilium crista-castrensis*, *Polytrichastrum formosum*. Významné straty na genofonde sú späté s deštrukciou európsky významných biotopov, v PR Machy pri Podbánskom došlo v lesnej enkláve k deštrukcii *Caricetum goodenowii* s ohrozeným druhom *Meesia triquetra*. V dolnej časti Mengusovskej doliny vo Vysokých Tatrách v nadm. v. 1284 m sa vyvinul osobitný typ podmäčanej smrečiny, skôr ako boli objasné syngenetické vzťahy, došlo k deštrukcii biotopu vetrovou kalamitou.

V intravilánoch tatranských osád a pozdĺž cesty Slobody došlo k poškodeniu a strate viacerých forofytov, so stratou forofytov je spätý ústup viacerých druhov epifytov, *Antitrichia curtipendula*, *Bryum capillare*, *Frullania dilatata*, *Pylaisia polyantha*, *Leucodon sciurioides*, *Porella platyphylla*, *Pseudoleskeella nervosa*, *Pterigynandrum filiforme*.

Veľkoplošné odstránenie vegetácie je spojené s uvoľňovaním veľkého množstva tepla, uvoľnená energia je porovnateľná s inštalovaným výkonom všetkých elektrární v SR. S touto

energiou musíme uvažovať pri hodnotení vplyvu odlesnenia na diverzitu bryoflóry v príslušných vertikálnych a horizontálnych ekosystémoch. Ako indikátory boli využité glaciálne relikty machorastov, ktorých stanovišťa sú mimoriadne zraniteľné, majú minimálny distribučný potenciál a minimálne kompetičné schopnosti. Z tohto pohľadu je potrebné hodnotiť ústup druhov ako *Aulacomnium turgidum*, *Cinclidium stygium*, *Oreas martiana*, *Oreoweisia torquescens*.

## PodĎakovanie

Výskum bol čiastočne podporený grantom VEGA 2/7070/27 „Bryocenózy Slovenska – aktuálny stav a ohrozenie“ a čiastočne projektom švajčiarskeho finančného mechanizmu 1551/2012 „Rozvoj ochrany prírody a chránených území v slovenských Karpatoch“.

## LITERATÚRA

- GIGNAC, L. D., 2001: New frontiers in Bryology and Lichenology. *The Bryologist*, 110(2): 410-420.
- GYÖRFFY, I., 1925. Bryologische Beiträge zur Flora der Hohen Tatra. XIII. *Mitt. Magyar Bot. Lap.*, 1925, 23: 81-86.
- HILL, M. O., BELL, N., BRUGEMANN-NANNENGA, M. A., BRUGUÉS, M., CANO M., ENROTH, J., FLATBERG, K. I., FRAHM, J. P., GALLEGU, M. T., GARILETTI, R., GUERRA, J., HEDENÄS, L., HOLYAK, D., HYVONEN, J., IGNATOV, M. S., LARA, E., MAZIMPAKA, V., MUÑOZ, J., SÖDERSTRÖM, L., 2006: Bryological Monograph. An annotated checklist of the mosses of Europe and Macaronesia. *J. Bryol.*, 28: 198–267.
- HODGETS, N., 1996: Threatened Bryophytes in Europe. *Annales Inst. Univ. Nac. Autón., México. Ser. Bot.* 67(1): 183-200.
- HOMOLOVÁ, Z., ŠOLTÉS, R., KYSELOVÁ, Z., ŠKOLEK, J., 2016: The use of canonical analysis and factor analysis for identification of successional trajectories on disaster area in the Tatra, Slovakia. *Thaiszia*, 26: 139-152.
- KRAVČÍK, M., POKORNÝ, J., KOHUTÍAR, J., KOVÁČ, M., TÓTH, E., 2007: Voda pre ozdravenie klímy – Nová vodná paradigma. *MVO Ľudia a voda*.
- KUČERA P. 2019: Syntaxonomical classification of wet woodlands with *Picea abies* in Slovakia. *Ukrainian Botanical Journal*, 76(4): 316–343.
- KUČERA, J., VÁŇA, J., HRADÍLEK, Z., 2012: Bryophyte flora of the Czech Republic: updated checklist and Red List and a brief analysis. *Preslia*, 84: 813–850.
- MIŠÍKOVÁ, N., ŠKVARENINA, J., FLEISCHER, P., 2007: Zmeny porastovej mikroklimy na kalamitnej ploche požiariska v TANAPe. Pokalamitný výskum v TANAPe, zborník príspevkov, Tatranská Lomnica.
- MIŠÍKOVÁ, K., GODOVIČOVÁ, K., ŠIRKA, P., ŠOLTÉS, R., 2019: Checklist and Red List of mosses (Bryophyta) of Slovakia. *Biologia*, <https://doi.org/10.2478/s11756-019-00349-1>.
- PILOUS, Z., 1956. Fragmenta bryologica 1-10, – 7. *Aulacomnium turgidum* (Hart.) C. Hart. v Tatrách. *Preslia*, 28: 262-272.
- PILOUS, Z., ŠOLTÉS, R., 2000: *Oreas martiana*, new species to the Carpathians' bryoflora (The High Tatra Mountains, Slovakia). *Biologia*, 55(4): 375-379.
- PILOUS, Z., ŠOLTÉS, R., 2001: *Oreoweisia torquescens*, a new species to the bryophyte flora of the Carpathians (The High Tatra Mts, Slovakia). *Biologia*, 56(1): 29-31.
- ŠMARDÁ, J., 1948. Mechy Slovenska. *Čas. Zem. Mor. Mus.*, 32: 1-75.
- ŠMARDÁ, J., 1954: Druhý doplněk k Mechům Slovenska. *Biologia*, 9/1: 102-127.
- ŠOLTÉS R., 1989: Ekologicko-syntaxonomické hodnotenie bryocenóz Vysokých a Belianskych Tatier. *Biologické práce SAV*, pp. 144



- ŠOLTÉS, R., 2000: Rare glacial moss relic species *Meesia triquetra* in the Nature Reserve Machy (The Tatra Mts., Slovakia). *Oecologia Montana*, 9: 50.
- ŠOLTÉS, R., 2014. Vybraná skupina glaciálnych reliktov v bryoflóre Slovenska: habilitačná práca. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene. Fakulta ekológie a environmentalistiky. 265 pp. 3 prílohy.
- ŠOLTÉS, R., DITĚ, D., PUKAJOVÁ D., 2002: A new locality of glacial relic moss species *Pseudobryum cindlioides* in the Tatra Mts., Slovakia. *Thaiszia* 12: 167 – 171.
- ŠOLTÉS, R., MAČÁKOVÁ, M., 2005: The second record of *Oreas martiana* (Bryophyta) in the Carpathians (The Tatra Mts., Slovakia). *Thaiszia – J. Bot.*, Vol. 15: 31-34.

## SÚHRN

Práca hodnotí zmeny diverzity machorastov, ktoré nastali po vetrovej kalamite v novembri 2004, posudzuje priame dopady na diverzitu machorastov späté s deštrukciou lesného ekosystému (ústup *Plagiomnium affine*, *Dicranum scoparium*, *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens*, *Ptilium crista-castrensis*, *Polytrichastrum formosum*) a s deštrukciou forofytov (ústup *Antitrichia curtipendula*, *Bryum capillare*, *Frullania dilatata*, *Pylaisia polyantha*, *Leucodon sciuroides*, *Porella platyphylla*, *Pseudoleskeella nervosa*, *Pterigynandrum filiforme*). Práca odhaduje vplyv deštrukcie európsky významných biotopov na machorasty. V štúdií je formulovaná pracovná hypotéza o synergickom účinku globálneho otepľovania a uvoľneného tepla spôsobeného odlesnením na diverzitu machorastov, ako indikátory vplyvu tepla boli vybrané glaciálne relikty machorastov, ktoré majú minimálny distribučný potenciál a ktorých stanovišťa sú mimoriadne zraniteľné.

## THE IMPACT OF FOREST ECOSYSTEM DESTRUCTION IN 2004 ON THE BRYOPHYTE DIVERSITY IN THE TATRA NATIONAL PARK

### Abstract

The paper evaluates changes in bryophyte diversity occurred after the wind disaster in November 2004, assesses the direct impacts on bryophyte diversity associated with forest ecosystem destruction (retreat of *Plagiomnium affine*, *Dicranum scoparium*, *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens*, *Ptilium crista-castrensis*, *Polytrichastrum formosum*) and with the loss of forophytes (retreat of *Antitrichia curtipendula*, *Bryum capillare*, *Frullania dilatata*, *Pylaisia polyantha*, *Leucodon sciuroides*, *Porella platyphylla*, *Pseudoleskeella nervosa*, *Pterigynandrum filiforme*). The paper also estimates the impact of destruction of Habitats of European Importance on bryophytes. The study formulates a working hypothesis on the synergistic effect of global warming and the heat released by deforestation on bryophyte diversity. Glacial relics of bryophytes, which have minimal distribution potential and whose habitats are particularly vulnerable, were selected as heat impact indicators.

**Key words:** Diversity of bryophytes, forophytes, destruction of ecosystem, glacial relicts, climate change.

### Adresa autora:

Doc. RNDr. Rudolf Šoltés, CSc.  
Podtatranská 19  
058 01 Poprad  
e-mail: rudolf.soltes@gmail.com



## POSTDISTURBANČNÁ SUKCESIA DROBNÝCH CICAFCOV (RODENTIA, SORICOMORPHA) V LESNÝCH EKOSYSTÉMOCH VYSOKÝCH TATIER

*Ladislav Hlôška, Gabriela Chovancová, Zuzana Homolová & Barbara Chovancová*

### ÚVOD A PROBLEMATIKA

Lesné ekosystémy na území Tatranského národného parku (TANAP) boli v novembri 2004 vystavené účinku prírodných disturbancií (veterná smršť) a požiaru v roku 2005. V montánnom a supramontánnom pásme Vysokých Tatier vznikla následkom toho rozsiahla kalamitná plocha a spálenisko. Väčšia časť disturbovaného územia bola v nasledujúcom období spracovaná klasickým hospodárskym spôsobom a prebiehala na ňom usmerňovaná sekundárna sukcesia vegetácie. Iba jeho menšia časť sa vyvíjala bez antropických perturbácií prostredníctvom spontánnej sukcesie rastlinných a živočíšnych spoločenstiev. Vplyvu antropogénnych a prírodných disturbancií na zmenu zloženia živočíšnych druhov modifikáciou biotických a abiotických biotopov sa venovali viacerí autori: BOUCHER a kol. 2012; SYMS a kol. 2000; WARDLE & JANSSEN 2014. Aj keď boli popísané časové zmeny v populáciách zvierat a spoločenstvách v dôsledku disturbancií, ako sú oheň (CLAVERO a kol. 2011; SANTOS & CHEYLAN 2013) alebo ťažba dreva (BUDDLE a kol. 2006), publikovaných bolo len niekoľko štúdií identifikujúcich, ako sú ovplyvnené procesy vývoja spoločenstiev (LARSEN & ORMEROD 2014). S rastúcou mierou zmien prírodných biotopov je potrebné lepšie porozumieť tomu, ako disturbance menia vlastnosti a procesy ekosystému, vrátane zmien spoločenstiev.

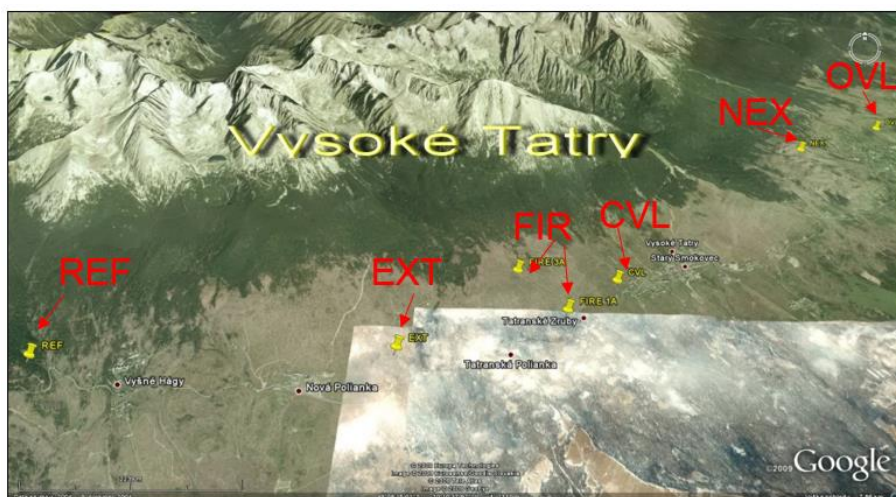
V tejto práci sme sa zamerali na štúdium postdisturbančných sukcesných zmien spoločenstiev drobných cicavcov lesných ekosystémov Tatier. Na základe analýz sme sa pokúsili identifikovať hlavné prediktory časových a priestorových zmien v distribúcii a štruktúre spoločenstiev drobných cicavcov. Analýzami údajov o drobných cicavcoch (abundancia, druhová diverzita, časopriestorová distribúcia, populačná dynamika) a vybraných fytoecologických charakteristík získaných v rokoch 2005 – 2016 sme sa pokúsili overiť nasledujúce hypotézy:

1. Do akej miery ovplyvňuje dané sukcesné štádium vegetácie a habitatová komplexita druhovú diverzitu, abundanciu a zoomasu drobných zemných cicavcov?
2. Ako sa od seba odlišujú v rovnakom čase a priestore študované taxocenózy mikromamálií narušených a nenarušených lesných ekosystémov?
3. Líšia sa druhovo špecifické odpovede drobných cicavcov na sukcesné zmeny druhovej kompozície a pokryvnosti rastlinných formácií indukované disturbancemi a/alebo manažmentom?

## MATERIÁL A METÓDY

### Výskumné plochy

Výskum sme realizovali na 7 trvalých výskumných plochách (obr.1). Na 6-tich plochách zasiahnutých disturbanciami: NEX“ – Jamy: lesné porasty postihnuté v roku 2004 veternou kalamitou, bez lesníckeho zásahu, EXT“ – Danielov dom: lesné porasty postihnuté veternou kalamitou v roku 2004, spracované tradičným spôsobom „REF“ – Smrekovec: porasty nezasiahnuté kalamitou, tzv. referenčná plocha, FIRE 1A“ a „FIRE 3A“ – Tatranské Zruby: dve plochy v lesných porastoch postihnutých veternou kalamitou a požiarom, „CVL“ (Čierny vodný les) – Nový Smokovec, „OVL“ (Oliverov vodný les) – Tatranská Lomnica: lesné porasty postihnuté veternou kalamitou s vodozdržnými opatreniami a na referenčnej ploche v stojacom smrekovcovo-smrekovom lesnom poraste (REF) v časovom intervale 2005 – 2010. Neskôr do roku 2016 sme pokračovali na plochách (EXT, FIR1, NEX, REF)

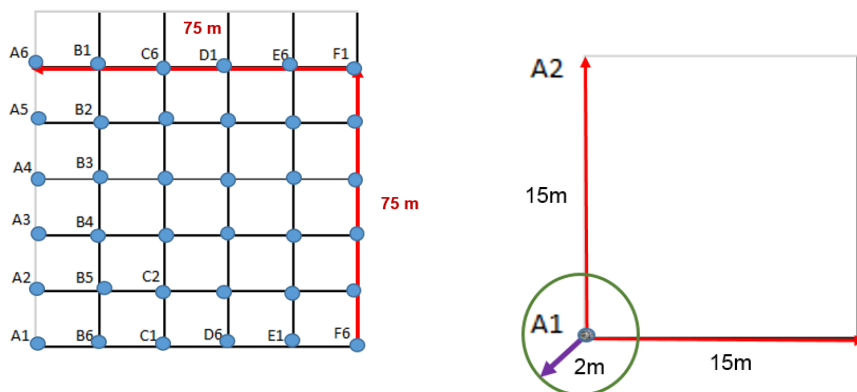


Obr. 1. Poloha výskumných plôch

### Vzorkovanie drobných zemných cicavcov

Pri vzorkovaní drobných cicavcov sme aplikovali metódu značkovania a opätovného odchytu označovaných jedincov. Pokusný kvadrát s rozmermi 75 x 75 m bol rozčlenený na štvorcovú sieť s rozmermi 15 x 15 m. V priesečníkoch tejto štvorcovej siete boli v teréne zamerané a viditeľne označené odchytové body (36 odchytových bodov/kvadrát), čím bolo zaručené, že každý, aj po dlhšej dobe opakovaný odchyt, prebiehal na identickom mieste v teréne (obr.2). Pri vlastnom odchYTE sme použili živolovné pasce typu Chmela, ktoré boli exponované na ploche kontinuálne 3 dni a 3 noci, a to v počte 36 kusov/kvadrát. Ako návnadu sme používali zmes vlašských orechov, konzervovaných sardinek, ovsených vločiek a kukiel múch rodu Diptera. U odchytých jedincov sme po druhovej determinácii, zaradení do príslušnej vekovej a pohlavnej kategórie stanovili ich hmotnosť pružinovou váhou značky PE-SOLA s presnosťou 0,5g. Potom sme ich označovali ušnou značkou s jedinečným číselným

kódom. Označované jedince sme následne vypustili na mieste odchyty. Relatívnu početnosť drobných cicavcov sme odhadovali pre každú plochu ako minimálne známy počet živých (minimum number known alive = MNA) (BEAUVAIS & BUSKIRK 1999).



Obr. 2, 3. Štvorcová sieť trvalo výskumnej plochy a odchytové body

### Zber fytoecnologických dát

Vzorkovanie vegetácie sa vykonávalo opakovane počas vegetačnej sezóny (máj – júl) na identických bodoch lokalizovaných v priesečníkoch vnútornej siete trvalých výskumných plôch (36 bodov/kvadrát). Vzorkovanie prebiehalo na kruhových plochách s polomerom 2 m so stredom, ktorý bol identický s bodom, na ktorom sme počas odchytoch drobných cicavcov inštalovali živolovné pasce (Obr.3). Na každej z kruhových vzorokovacích plôch bol vyhotovený kompletný druhový inventár rastlín, zmeraná výška, odhadnutá pokryvnosť jednotlivých vegetačných poschodí. Kvalitatívne a kvantitatívne fyconelogické dáta boli prenesené do relačnej databázy Access, ktorá slúžila ako primárna matica dát pre následné štatistické spracovanie a štatistickú analýzu dát. Opakované vzorkovanie vegetácie s minimálnym časovým odstupom 1 rok nám poskytlo kompletný obraz o časopriestorových zmenách štruktúry rastlinných spoločenstiev v jednotlivých fázach sledovanej sekundárnej sukcesie lesných spoločenstiev po disturbancii.

### Štatistické analýzy

V teréne získané dáta boli uložené vo forme relačnej databázy v programe ACCESS. Zdrojovú tabuľku tvorila primárna matica dát s rozmermi 1646 riadkov x 48 stĺpcov. Obsahovala údaje o druhovej príslušnosti, pohlaví, vekovej kategórii a reprodukčnom statuse, číselný kód ušnej značky použitej na označkovanie odchyteného jedinca, dátum prvého a u označovaných jedincov tiež ďalších odchytoch (retrapov), ako aj časové a priestorové údaje, a tiež hodnoty vybraných habitatových premenných (charakteristik prostredia). Vygenerovaním originálnych časopriestorových kódov v primárnej tabuľke dát s kvantitatívnymi a kvalitatívnymi údajmi o odchytených jedincoch drobných cicavcov sme mali možnosť spojiť túto tabuľku relačnou väzbou so zdrojovou tabuľkou obsahujúcou fytoecnologické údaje zo všetkých odchytočných bodov (738 riadkov x 67 stĺpcov).

Do štatistických analýz sme použili iba údaje o abundancii 1 x chytených jedincov, aby sme eliminovali pseudoreplikácie, ale tiež vplyv opakovaných odchytov na behaviorálne odpovede (SÁNCHEZ-GONZÁLES a kol. 2017), habitovú selekciu, alebo na reakcie už odchytých jedincov na sledované charakteristiky prostredia.

Na testovanie odchýlok ročných denzít od priemernej denzity sme použili jednovýberový T-test. Pri testovaní rozdielov druhovej bohatosti, abundancií a priemernej hmotnosti medzi plochami s rôznou intenzitou disturbancii alebo manažmentu sme aplikovali jednofaktorovú analýzu rozptylu (One-Way ANOVA). Diskriminačnú analýzu sme využili na určenie, ktoré z vegetačných premenných majú vplyv na druhovú kompozíciu a priestorovú štruktúru habitatov s rôznym typom a intenzitou disturbancií. Všetky štatistické analýzy sme vykonávali prostredníctvom štatistického softvéru NCSS 9.

## VÝSLEDKY

### Štruktúra spoločenstva a priestorová podobnosť druhových spektier

V časovej perióde rokov 2005–2016 sme odchytily celkom 1 305 jedincov drobných cicavcov. Analyzovanú vzorku reprezentovalo 14 druhov drobných cicavcov (tab. 1).

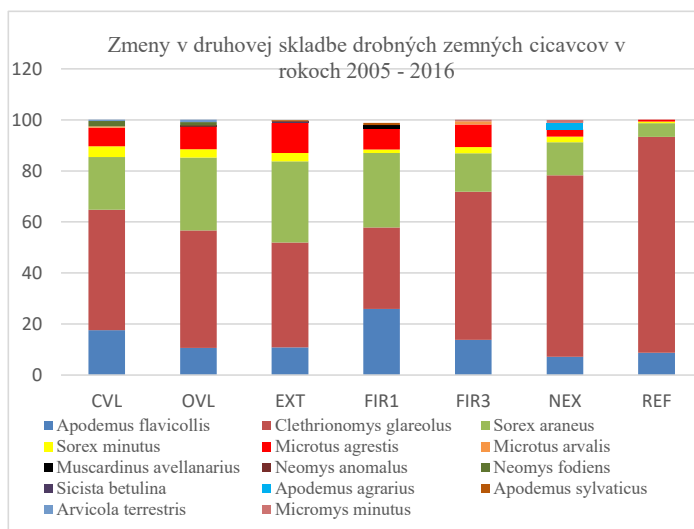
**Tab. 1. Počet a relatívna abundancia (vyjadrená indexom MNA) drobných cicavcov na jednotlivých pokusných plochách počas periódy 2005–2016. CVL, EXT, FIR1A, FIR3A, NEX, OVL – disturbované plochy; REF – referenčná plocha bez disturbancie**

| Druhy /<br>Pokusná<br>plocha     | CVL |       | EXT |       | FIR1A |       | FIR3A |       | NEX |       | OVL |       | REF |       | Suma |       |
|----------------------------------|-----|-------|-----|-------|-------|-------|-------|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|------|-------|
|                                  | n   | %     | n   | %     | n     | %     | n     | %     | n   | %     | n   | %     | n   | %     | n    | %     |
| <i>Apodemus agrarius</i>         | 0   | 0,0   | 0   | 0,0   | 0     | 0,0   | 0     | 0,0   | 5   | 2,7   | 0   | 0,0   | 0   | 0,0   | 5    | 0,38  |
| <i>Apodemus flavicollis</i>      | 34  | 17,6  | 20  | 10,8  | 56    | 25,9  | 22    | 13,8  | 13  | 7,1   | 23  | 10,6  | 13  | 8,7   | 181  | 13,9  |
| <i>Apodemus sylvaticus</i>       | 0   | 0,0   | 1   | 0,5   | 2     | 0,9   | 0     | 0,0   | 0   | 0,0   | 0   | 0,0   | 0   | 0,0   | 3    | 0,2   |
| <i>Arvicola terrestris</i>       | 1   | 0,5   | 0   | 0,0   | 0     | 0,0   | 0     | 0,0   | 0   | 0,0   | 2   | 0,9   | 0   | 0,0   | 3    | 0,2   |
| <i>Clethrionomys glareolus</i>   | 91  | 47,2  | 76  | 41,1  | 69    | 31,9  | 93    | 58,1  | 131 | 71,2  | 100 | 46,1  | 127 | 84,7  | 687  | 52,6  |
| <i>Micromys minutus</i>          | 0   | 0,0   | 0   | 0,0   | 0     | 0,0   | 1     | 0,6   | 2   | 1,1   | 0   | 0,0   | 0   | 0,0   | 3    | 0,2   |
| <i>Microtus agrestis</i>         | 14  | 7,3   | 22  | 11,9  | 18    | 8,3   | 14    | 8,8   | 5   | 2,7   | 19  | 8,8   | 1   | 0,7   | 93   | 7,1   |
| <i>Microtus arvalis</i>          | 1   | 0,5   | 0   | 0,0   | 0     | 0,0   | 2     | 1,3   | 0   | 0,0   | 0   | 0,0   | 0   | 0,0   | 3    | 0,2   |
| <i>Musccardinus avellanarius</i> | 0   | 0,0   | 0   | 0,0   | 5     | 2,3   | 0     | 0,0   | 0   | 0,0   | 0   | 0,0   | 0   | 0,0   | 5    | 0,4   |
| <i>Neomys anomalus</i>           | 0   | 0,0   | 0   | 0,0   | 0     | 0,0   | 0     | 0,0   | 0   | 0,0   | 1   | 0,5   | 0   | 0,0   | 1    | 0,1   |
| <i>Neomys fodiens</i>            | 4   | 2,1   | 0   | 0,0   | 0     | 0,0   | 0     | 0,0   | 0   | 0,0   | 3   | 1,4   | 0   | 0,0   | 7    | 0,5   |
| <i>Sicista betulina</i>          | 0   | 0,0   | 1   | 0,5   | 0     | 0,0   | 0     | 0,0   | 0   | 0,0   | 0   | 0,0   | 0   | 0,0   | 1    | 0,1   |
| <i>Sorex araneus</i>             | 40  | 20,7  | 59  | 31,9  | 63    | 29,2  | 24    | 15,0  | 24  | 13,0  | 62  | 28,6  | 8   | 5,3   | 280  | 21,5  |
| <i>Sorex minutus</i>             | 8   | 4,2   | 6   | 3,2   | 3     | 1,4   | 4     | 2,5   | 4   | 2,2   | 7   | 3,2   | 1   | 0,7   | 33   | 2,5   |
| Suma (%)                         | 193 | 100,0 | 185 | 100,0 | 216   | 100,0 | 160   | 100,0 | 184 | 100,0 | 217 | 100,0 | 150 | 100,0 | 1305 | 100,0 |
| Počet druhov                     | 8   |       | 7   |       | 7     |       | 7     |       | 7   |       | 8   |       | 5   |       | 14   |       |

Na disturbovaných plochách (CVL, EXT, FIR1A, FIR3A, NEX, OVL), ako aj na referenčnej ploche bez disturbance (REF), sa počas celej výskumnej periódy 2005–2016 pravidelne vyskytovalo 5 druhov typických pre všetky sukcesné štádiá a plochy; *Clethrionomys glareolus* (31,9–58,1 %), *Sorex araneus* (5,3–31,9 %), *Apodemus flavicollis* (7,1–25,9 %), *Microtus agrestis* (0,7–11,9%) a *Sorex minutus* (0,7–4,2 %). Druhovú bohatosť spoločenstiev drobných cicavcov sa na jednotlivých výskumných plochách pohybovala v rozpätí 5–8 druhov. Najnižšiu druhovú bohatosť (5 druhov) vykazovala referenčná plocha v dospelom lesnom poraste (REF), najvyššiu (8 druhov) plochy po disturbance v pokročilejších štádiách sekundárnej sukcesie (CVL, OVL) (obr. 4). Priestorová podobnosť druhových spektier drobných cicavcov vyplýva z dendogramu (obr. 5).

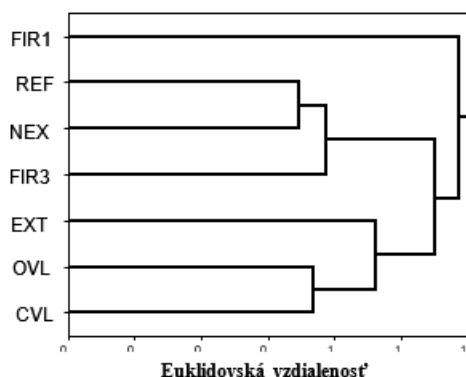
Na základe podobnosti druhových spektier sa v prvom zhluku zoskupili plochy REF, NEX (spoločné druhy: *Apodemus flavicollis*, *Clethrionomys glareolus*, *Microtus agrestis*, *Sorex araneus* a *S. minutus*; diferenciálne druhy: *Apodemus agrarius* a *Micromys minutus*).

Izolovaným objektom zhluku je plocha FIR3A s výskytom *Microtus arvalis*. V rámci druhého zhluku (CVL, OVL, EXT) najvyššiu mieru podobnosti druhového zloženia spoločenstiev drobných cicavcov vykazovali plochy OVL a CVL podmienené vysokou hladinou podzemnej vody (vodozdržné opatrenia na lokalite) diagnostické druhy: *Apodemus flavicollis*, *Arvicola terrestris*, *Clethrionomys glareolus*, *Microtus agrestis*, *Neomys fodiens*, *Sorex araneus* a *S. minutus*. Diferenciálne druhy: *Microtus arvalis* a *Neomys anomalus*. Spoločenstvo na TVP EXT sa od ostatných odlišovalo prezenciou druhov *Apodemus sylvaticus* a *Sicista betulina* a absenciou semiakvatických druhov. Najviac odlišným druhovým spektrom sa vyznačovala plocha FIR1A – iba v tomto spoločenstve sme v tejto fáze sukcesie zaznamenali výskyt *Muscardinus avellanarius*



Obr. 4. Zmeny v druhovej skladbe drobných zemných cicavcov v rokoch 2005 – 2016

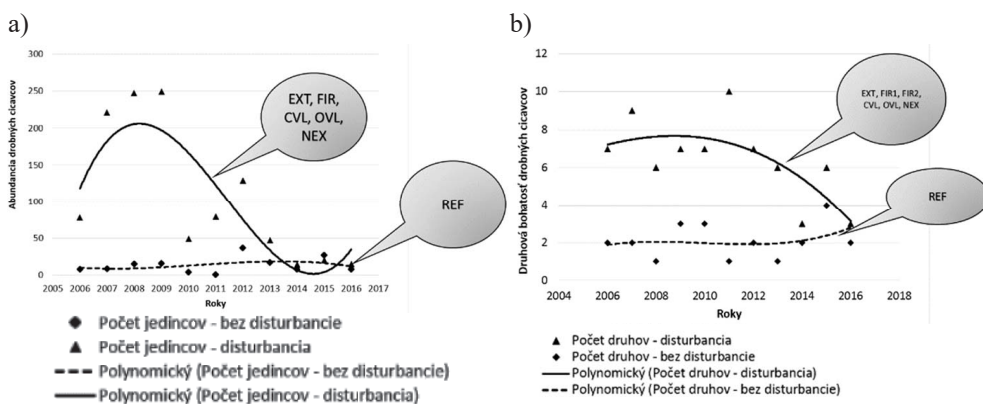




Obr. 5. Priestorová podobnosť druhových spektier drobných zemných cicavcov

### Časové zmeny štruktúry spoločenstiev

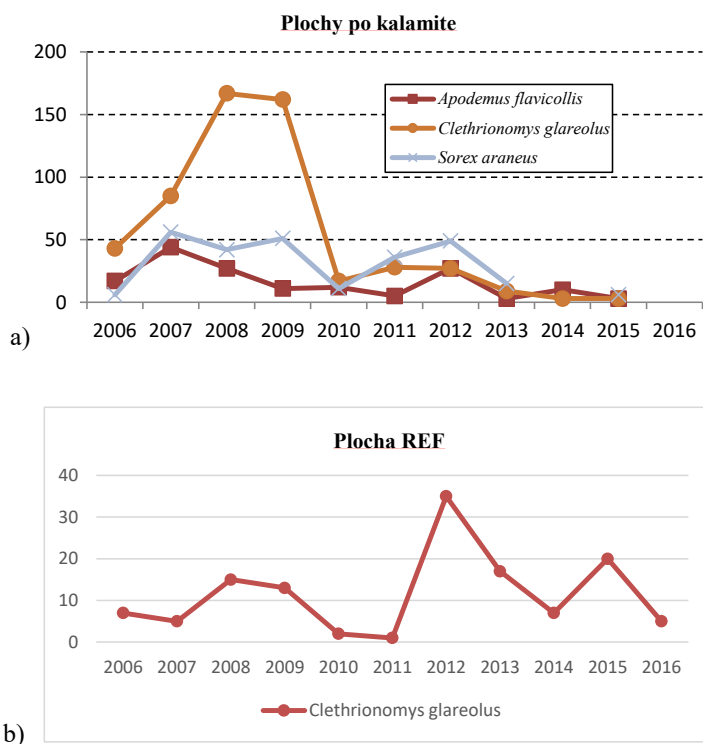
Iniciálne štádiá sekundárnej sukcesie v spoločenstvách drobných cicavcov charakterizoval nárast abundancie v prvých štyroch rokoch po disturbancii, s kulmináčnym vrcholom v roku 2009 ( $n = 249$  jedincov). V neskoršej sukcesnej fáze (2010–2016) abundancia drobných cicavcov klesala, pričom minimálne hodnoty dosiahla v roku 2014 (14 jedincov). Fluktučná krivka abundancie sa v spoločenstvách drobných cicavcov po disturbancii vyznačovala širokou amplitúdou, čo bolo v protiklade k habitatom bez disturbancie, v ktorých mala naopak úzke rozpätie (obr. 6). Rozdiely v abundanciách disturbovaných a nedisturbovaných spoločenstiev sa ukázali byť signifikantnými (One-Way ANOVA:  $F = 10,34$ ; d.f. = 1;  $p = 0,0043$ ). Iniciálne štádiá postdisturbančných habitatov vykazovali v porovnaní s habitatmi bez disturbancie väčšiu variabilitu druhovej bohatosti, ktorá bola v prvých 9 rokoch po disturbancii v priemere vyššia (One-Way ANOVA:  $F = 39,05$ ; d.f. = 1;  $p = 0,000004$ ). V neskorších sukcesných fázach druhová bohatosť drobných cicavcov klesala, až sa stabilizovala na úrovni druhovej bohatosti spoločenstiev zistenej v habitatoch bez disturbancie.



Obr. 6. Časové trendy abundancie (a) a druhovej bohatosti (b) drobných cicavcov v závislosti od disturbancie lesných ekosystémov

Populačné cykly dominantných drobných cicavcov ( $n = 3$ ) habitatov po disturbancii dosiahli počas výskumnej periódy 2005–2016 svoje gradačné vrcholy dvakrát; prvý raz s maximálnymi abundanciami v iniciálnej fáze sukcesie (2006–2009), druhý raz s nižšími hodnotami abundancie v pokročilejšom sukcesnom štádiu (2011–2013). Latentné fázy populačných

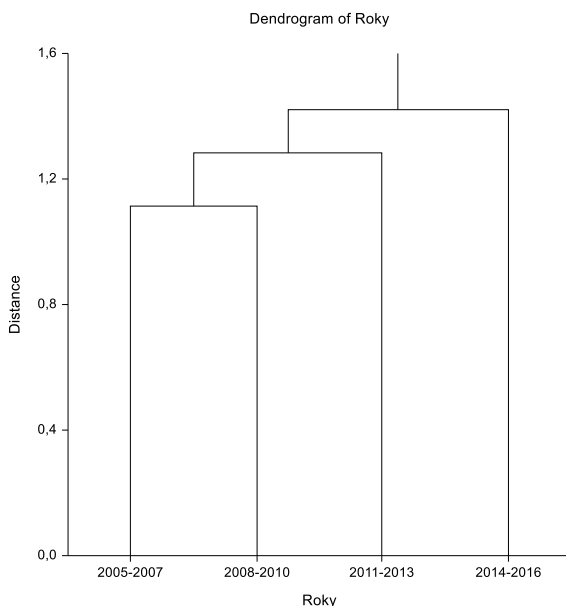
cyklov dominantných druhov sme zaznamenali v časovom intervale 2010 a 2011 a následne v perióde 2013–2015 (obr. 7a). Populačné cykly u dominantného druhu *Clethrionomys glareolus* ( $n = 1$ ) mali v nenarušenom lesnom ekosystéme v porovnaní s disturbovanými habitatmi asynchrónny priebeh, s fázovo posunutými gradačnými maximami a minimami (obr. 7). Z porovnania flukтуаčných kriviek abundancie drobných cicavcov disturbovaných a nedisturbovaných plôch vyplýva, že v rovnakom čase, keď v spoločenstvách drobných cicavcov s postdisturbančnou sukcesiou celková početnosť kulminovala, tak v lesných spoločenstvách bez disturbance klesala na minimum a naopak. Zatiaľ čo v narušených spoločenstvách sme výrazné populačné cykly opakovane registrovali u troch dominantných druhov (*Clethrionomys glareolus*, *Apodemus flavicollis*, *Sorex araneus*), v nenarušených sa kulminačné fázy pravidelne striedali s latentnými iba u pravidelne sa vyskytujúceho druhu *Clethrionomys glareolus*. Hodnoty abundancie vykazovali v rámci spoločenstiev drobných cicavcov signifikantné medziročné rozdiely rovnako tak na postdisturbančných plochách (One Sample T-test:  $T=3,7491$ ;  $d.f.=11$ ;  $p=0,0032$ ), ako aj v rámci referenčnej plochy bez disturbance (One Sample T-test:  $T=4,2878$ ;  $d.f.=10$ ;  $p=0,0015$ ). Variačné rozpätie abundancií drobných cicavcov disturbovaných habitatov sa pohybovalo v rozmedzí 14–249 jedincov. V lesných ekosystémoch bez priameho vplyvu disturbance variovalo v užšom rozpätí (1–37 jedincov).



**Obr. 7. Zmeny v abundancii dominantných druhov drobných cicavcov na plochách po disturbance (a) a bez disturbance (b).**

Časové diferencie v druhovej kompozícii spoločenstiev drobných cicavcov znázorňuje dendrogram na obr. 8. Najvyššiu mieru podobnosti sme zistili v iníciaľných fázach sekundárnej sukcesie. Najviac podobné druhové spektrá sa na disturbovaných plochách vyskyto-

vali v prvých šiestich rokoch sekundárnej sukcesie (2005-2010). Pre dané sukcesné štádium bol charakteristický pravidelný výskyt 7 druhov: *Apodemus flavicollis*, *Arvicola terrestris*, *Clethrionomys glareolus*, *Microtus agrestis*, *Neomys fodiens*, *Sorex araneus* a *S. minutus*. Druhy ako *A. sylvaticus* a *Neomys anomalus* sa vyskytovali iba v prvých troch rokoch po disturbancii (2005-2007). V nasledujúcej fáze sukcesného vývoja (2011-2013) k druhom typickým pre iníciaľne štádiá pristupujú ďalšie druhy drobných cicavcov vyskytujúce sa iba počas nej, a to *Micromys minutus*, *Microtus arvalis*, *Muscardinus avellanarius* a *Sicista betulina*. Najviac diferencované spoločenstvá drobných cicavcov sa vyvinuli na konci skúmaného časového obdobia v rokoch 2014-2016. V spoločenstvách tohto pokročilejšieho sukcesného štádia absentovali druhy typické pre iníciaľne fázy sukcesného radu (*A. sylvaticus*, *M. agrestis*, *N. fodiens* a *N. anomalus*).



**Obr. 8. Dendrogram podobnosti časových zmien druhového zloženia spoločenstiev drobných cicavcov po disturbancii lesných ekosystémov počas výskumnej periódy 2005-2016**

### Vplyv sukcesie vegetácie

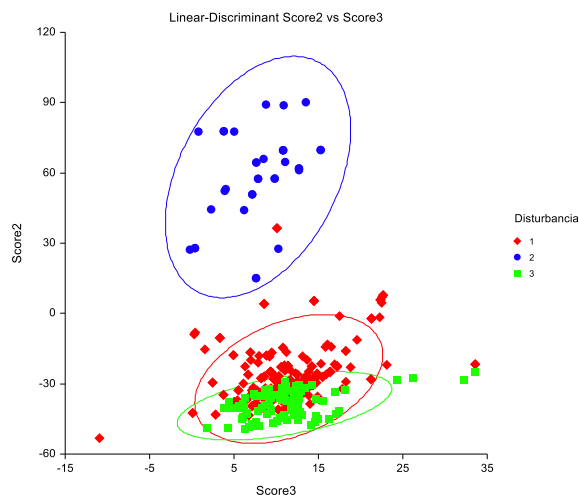
Sukcesné zmeny v pokryvnosti a druhovej bohatosti vegetácie sa signifikantne odlišovali v závislosti od frekvencie a intenzity pôsobiacich disturbancií, ako to potvrdili aj výsledky diskriminačnej analýzy uvedené v tab. 2. Disturbancie v lesných ekosystémoch mali preukázateľne vplyv tak na druhovú bohatosť, ako aj horizontálnu štruktúru vegetačného profilu skúmaného stanovišťa: 1. na plochách disturbovaných veternou smršťou sa počas sekundárnej sukcesie postupne zvyšovala druhová bohatosť a paralelne tiež pokryvnosť bylinnej vrstvy; 2. na plochách zasiahnutých veternou smršťou a lesným požiarom narastala okrem druhovej bohatosti a pokryvnosti bylinnej vrstvy i pokryvnosť krovinej vrstvy; 3. v lesnom poraste bez disturbancií sme namerali najvyššiu pokryvnosť machorastov (Obr. 9).

Zmeny v celkovej pokryvnosti vegetácie generovali vo vzorkovaných populáciách dominantných druhov drobných cicavcov druhovo špecifické odpovede. Fluktučné krivky početností 2 dominantných druhov drobných hlodavcov (*Clethrionomys glareolus*, *Microtus agrestis*)

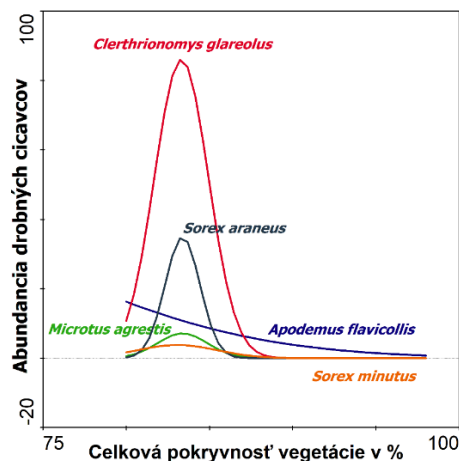
a 1 dominantného hmyzožravca (*Sorex araneus*) mali identický tvar. V iniciálnej fáze rástli abundancie vyššie uvedených drobných cicavcov simultánne s narastajúcou pokrývnosťou vegetácie, pri vyšších pokrývnostiach (> 80%) mali naopak klesajúcu tendenciu. Reakcia hmyzožravého druhu *Sorex minutus* na postdisturbančný nárast pokrývnosti vegetácie nebol taký výrazný ako pri vyššie spomínaných druhoch. Hlodavec *Apodemus flavicollis* reagoval na zvyšujúcu sa pokrývnosť vegetácie v priebehu sukcesie naopak poklesom abundancie (obr. 10).

**Tab. 2. Diskriminátory (pokryvnosti a druhové bohatosti vegetačných vrstiev) so signifikantným vplyvom na sukcesiu lesných fytocenóz s rozdielnymi účinkami disturbancií. Diskriminátory:  $pE_3$  – pokrývnosť stromového poschodia;  $pE_2$  – pokrývnosť krovinného poschodia;  $pE_1$  – pokrývnosť bylinného poschodia;  $PDE_3$  – počet druhov stromového poschodia;  $PDE_2$  – počet druhov krovinného poschodia;  $PDE_1$  – počet druhov bylinného poschodia;  $PDE_0$  – počet druhov machového poschodia. Triedy habitatov klasifikované podľa disturbancií: 1 – disturbované lesné ekosystémy po veternej smršti (2004); 2 – lesné ekosystémy bez disturbancií, 3 – disturbované lesné ekosystémy po veternej smršti (2004) a lesnom požiari (2005)**

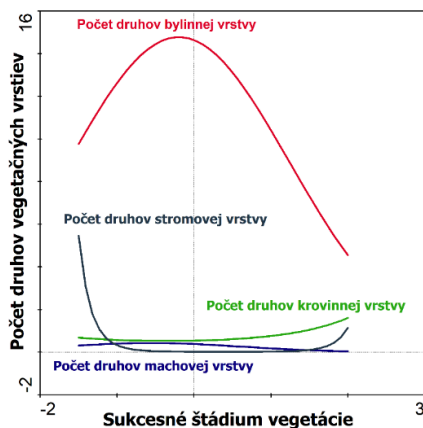
| Variable | Lambda | F-Value | F-Prob |
|----------|--------|---------|--------|
| $pE_3$   | 0,2653 | 740,74  | 0,0000 |
| $pE_2$   | 0,6689 | 132,35  | 0,0000 |
| $pE_1$   | 0,6018 | 176,97  | 0,0000 |
| $PDE_3$  | 0,4413 | 338,57  | 0,0000 |
| $PDE_2$  | 0,88   | 12,55   | 0,0000 |
| $PDE_1$  | 0,89   | 11,20   | 0,0000 |
| $PDE_0$  | 0,92   | 8,60    | 0,0000 |



**Obr. 9. Triedy habitatov klasifikované podľa druhu a intenzity disturbancií: 1 – disturbované lesné ekosystémy po veternej smršti (2004); 2 – lesné ekosystémy bez disturbancií, 3 – disturbované lesné ekosystémy po veternej smršti (2004) a lesnom požiari (2005). Evidentné sú rozdiely medzi disturbovanými (1 + 3) a nedisturbovanými lesnými ekosystémami (2)**

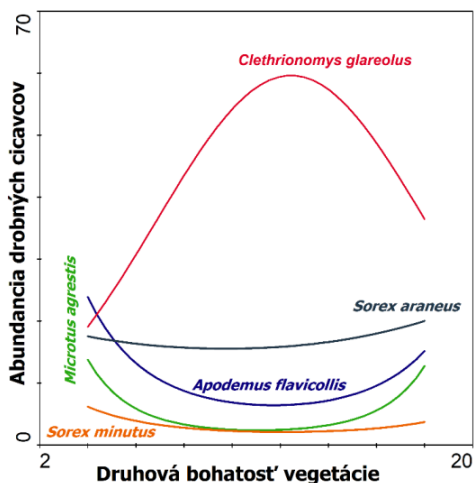


Obr. 10. Druhovo špecifické odpovede drobných cicavcov na časopriestorové zmeny v celkovej pokryvnosti vegetácie po disturbancii v rokoch 2007 – 2016



Obr. 11. Zmeny v druhovej bohatosti vegetačných vrstiev v priebehu sekundárnej sukcesie lesných spoločenstiev po disturbancii v rokoch 2007 – 2016

Druhovo špecifické odpovede drobných cicavcov na postupne sa meniacu druhovú bohatosť jednotlivých vegetačných vrstiev (obr. 11) boli u väčšiny sledovaných druhov drobných cicavcov podobné. V iníciaľných fázach rastlinnej sukcesie so strednými hodnotami druhovej bohatosti sme zaznamenali mierny pokles abundancií pri nasledujúcich druhoch drobných cicavcov: *Sorex araneus*, *Microtus agrestis*, *Apodemus flavicollis* a *S. minutus*. Abundancie týchto druhov mali vzostupný trend pri vyšších druhových bohatostiach vegetácie ku koncu sledovaného časového radu. Inverzným priebehom sa vyznačovala odpoveďová krivka u druhu *Clethrionomys glareolus* – mierny rast v iníciaľných (nizky počet druhov rastlín), vzostup pri stredných hodnotách druhovej bohatosti vegetácie, a zreteľný pokles v pokročilejších sukcesných štádiách (najvyšší počet druhov rastlín), ktorý sa prejavil vo všetkých skúmaných spoločenstvách drobných cicavcov a v tom istom časopriestore (obr. 12).



Obr. 12. Druhovo špecifické odpovede drobných cicavcov na časopriestorové zmeny v druhovej bohatosti vegetácie po disturbanciách v rokoch 2007 – 2016

## DISKUSIA A ZÁVER

Abundancia drobných cicavcov dosahovala najvyššie hodnoty v prvých rokoch sekundárnej sukcesie na disturbovaných stanovištiach. Po štyroch rokoch postdisturbančného vývoja sme zaregistrovali pokles abundancií hlavne v populáciách drobných hlodavcov, ktorých postdisturbančný vývoj relatívnych početností tesne koreluje so sukcesnými zmenami v komplexite prostredia. Vzostup abundancií v raných fázach sekundárnej sukcesie a deklináciu relatívnych početností v neskorších fázach sukcesného vývoja sme zdokumentovali u troch dominantných druhov (*Apodemus flavicollis*, *Clethrionomys glareolus* a *Sorex araneus*), ktoré radíme k oportunistom úspešne kolonizujúcim habitaty po disturbanciách. Nakoľko komplexita prostredia je funkciou času, za jeden z kľúčových faktorov sekundárnej sukcesie vegetácie, ktorá výrazným spôsobom modifikuje komplexitu prostredia, považujeme vo vzťahu k zmenám abundancií drobných cicavcov najmä sukcesný vek disturbovaného stanovišťa. Najväčšie vegetačné zmeny v prvých piatich rokoch sekundárnej sukcesie potvrdzujú vo svojej štúdii napr. DANIELSON & ANDERSON (1999). Títo autori hodnotili vzťah sukcesného veku stanovišťa k relatívnej početnosti a na základe výsledkov výskumu konštatujú, že s rastúcim vekom stanovišťa signifikantne klesajú abundancie u vysoko špecializovaných druhov drobných cicavcov. Sukcesné štádium vegetácie na výskumných plochách po disturbancii ovplyvňovalo štruktúru spoločenstiev drobných cicavcov tak prostredníctvom meniacej sa druhovej kompozície, ako aj horizontálnou a vertikálnou štruktúrou vegetačného profilu vyjadrenou gradientami druhovej bohatosti a pokryvnosti jednotlivých vegetačných poschodí. Najvyššie abundancie dosahovali drobné cicavce pri celkovej pokryvnosti vegetácie okolo 80 %. Pri vyšších pokryvnostiach sme na skúmaných plochách zaregistrovali pokles najmä u dominantných druhov hlodavcov. Štruktúra vegetácie a jej zmeny počas sukcesie ovplyvňujú sukcesné zmeny v spoločenstvách drobných cicavcov (THOMPSON & GESE 2013). Drobné cicavce, najmä hlodavce, sú priamo ovplyvňované vegetáciou a druhová diverzita hlodavcov negatívne koreluje s výškou a pokryvnosťou vegetačného krytu (ZHANG a kol. 2018).

Sukcesné zmeny boli v nami skúmaných spoločenstvách najväčšie v počiatočných fázach vývojového časového radu; neskôr sa tempo sukcesných zmien znížilo a rozdiely v druhovej diverzite a početnosti drobných cicavcov na plochách po disturbancii sa znivelizovali.

## LITERATÚRA

- BEAUVAIS, G.P., BUSKIRK, S.W., 1999. Modifying estimates of sampling effort to account for sprung traps. *Wildl. Soc. Bull.* 27:39–43.
- BOUCHER J., AZERIA E.T., IBARZABAL J., HÉBERT CH. 2012: Saproxylic beetles in disturbed boreal forest: Temporal dynamis, habitat associations, and community structure. *Journal Écoscience*, 19(4) s. 328–343
- BUDDLE CH. M., LANGOR D.W., POHL G. R., SPENCE J.R. 2006: Arthropod responses to harvesting and wildfire: Implications for emulation of natural disturbance in forest management. *Biological Conservation*. 128(3), s. 346–357
- CLAVERO, M., BROTONS, L., HERRANDO S. 2001: Bird community specialization, bird conservation and disturbance: the role of wildfires. *Journal of animal Ecology* 2011,80,128-136 doi: 10.1111/j.1365-2656.2010.01748.x
- DANIELSON, J.B. & ANDERSON, G.S., 1999. Habitat selection in geographically complex landscapes. In: Barrett G.W. & Peles J.D. 1999 (eds.): *Landscape ecology of small mammals*. Springer – Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, 347 pp.
- LARSEN S., OMEROD S. 2000: Anthropogenic modification disrupts co-occurrence in stream invertebrates. *Global Change Biology*, 20(1), s. 51–60
- SANTOS X., CHEYLAN M. 2013: Taxonomic and functional response of Mediterranean reptile assemblage to a repeated fire regime. *Biological Conservation* 168(2013), s. 90–98
- SÁNCHEZ-GONZÁLEZ, B., BARJA, I., NAVARRO-CASTILLA, Á., 2017. Wood mice modify food intake under different degrees of predation risk: influence of acquired experience and degradation of predator's faecal volatile compounds. *Chemoecology* 27:115–122.
- SYMS C., JONES G. P. 2000: Disturbance, habitat structure and the dynamics of a coral-reef fish community: *Ecology*, 81(10), s. 2714–2729
- THOMPSON, C. M., GESE, E. M., 2013. Influence of vegetation structure on the small mammal community in a shortgrass prairie ecosystem. *Acta Theriologica* 58: 55–61.
- WARDLE D.A., JONSSON M. 2014: Long-term resilience of above and belowground ecosystem components among contrasting ecosystem. *Ecology*, 95, s.1836–1849. PMID:25163117
- ZHANG, M., WANG, Y., LI, B., FENG, Z., ZHAO, Y. & XU, Z., 2018. Synergistic Succession of the Small Mammal Community and Herbaceous Vegetation after Reconverting Farmland to Seasonally Flooded Wetlands in the Dongting Lake Region, China. *Mammal Study* 43(4), 229–243.

## SÚHRN

V tejto práci sme sa zamerali na štúdium postdisturbančných sukcesných zmien spoločenstiev drobných cicavcov lesných ekosystémov Tatier. Na základe analýz sme sa pokúsili identifikovať hlavné prediktory časových a priestorových zmien v distribúcii a štruktúre spoločenstiev drobných cicavcov. Analýzami údajov o drobných cicavcov (abundancia, druhová diverzita, časopriestorová distribúcia, populačná dynamika) a vybraných fytoecologických charakteristík získaných v rokoch 2005 – 2016 sme sa pokúsili overiť nasledujúce otázky: 1. Do akej miery ovplyvňuje dané sukcesné štádium vegetácie a habitatová komplexita druhovú diverzitu, abundanciu a zoomasu drobných zemných cicavcov? 2. Ako sa od seba odlišujú v rovnakom čase priestore študované taxocenózy mikromamálií narušených a nenarušených lesných ekosystémov? 3. Ako sa líšia druhovo špecifické odpovede drobných cicavcov na sukcesné zmeny druhovej kompozície a pokrývnosti rastlinných formácií indukované disturbanciami a/alebo manažmentom? Sukcesné zmeny boli v skúmaných spoločenstvách najväčšie v počiatočných



fázach vývojového časového radu. Neskôr sa tempo sukcesných zmien znížilo, rozdiely v druhovej pestrosti, početnosti drobných cicavcov na plochách po kalamite sa začali vyrovnávať. Analýzy terénnych dát potvrdili signifikantný časový a priestorový vplyv sekundárnej sukcesie vegetácie tak na abundanciu, ako aj na druhovú bohatosť drobných cicavcov.

**Kľúčové slová:** disturbancia, drobné cicavce, sukcesia vegetácie, habitatová selekcia

## **POSTDISTRIBUTION SUCCESSION OF SMALL MAMMALS (RODENTIA, SORICOMORPHA) IN FOREST ECOSYSTEMS OF HIGH TATRAS**

### **Abstract**

In this paper we focused on the study of postdistribution successive changes of small mammals communities of High Tatra forest ecosystems. Based on the analysis we tried to identify the main predictors of temporal and spatial changes in the distribution and structure of small mammalian communities. By analysis of small mammal data (abundance, species diversity, spatio-temporal distribution, population dynamics) and selected phytocenological characteristics obtained in 2005-2016, we tried to verify the following questions: 1. To what extent does a given successive stage of vegetation and habitat complexity affect the species diversity, abundance and zoomase of small mammals? 2. How do small mammal taxocenoses of disturbed and undisturbed forest ecosystems differ from each other at the same time and space? 3. How do responses of small mammals to successive changes in species composition and plant coverings induced by disturbances and/or management differ? Successive changes in the surveyed communities were greatest in the early stages of the developmental time series. Later, the rate of successive changes decreased, differences in species diversity of small mammals in areas after disturbance began to equalize with species diversity in areas without disturbances. Field data analysis confirmed the significant temporal and spatial impact of secondary vegetation succession on both abundance and species richness of small mammals.

**Key words:** disturbances, small mammals, succession of vegetation, habitat selection

### **Adresy autorov:**

RNDr. Ladislav Hlôška, PhD.

Katedra veterinárných disciplín

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Česká zemědělská univerzita v Praze Kamýcká 129

165 00 Praha 6 – Suchbát

e-mail: hloska@af.czu.cz

Ing. Gabriela Chovancová, PhD.

Výskumná stanica a Múzeum TANAP-u

059 60 Tatranská Lomnica

e-mail: gchovancova@lesytanap.sk

Ing. Zuzana Homolová, PhD.

Výskumná stanica a Múzeum TANAP-u

059 60 Tatranská Lomnica

e-mail: zhomolova@lesytanap.sk

Ing. Barbara Chovancová, PhD.

Kežmarské Žľaby 4

059 60 Tatranská Lomnica

e-mail: barbara.chovancova@stonline.sk



## PREHĽAD VÝSKUMU PODKÔRNEHO HMYZU

*Ján Ferenčík*

### ÚVOD

Podkôrny hmyz je významný škodlivý činiteľ, spôsobujúci v kalamitnej situácii predčasný úhyn stromov (KOREŇ 1999). To výrazne narúša cieľavedomú starostlivosť o les. Vo Vysokých Tatrách je epidemické šírenie lykožrúta smrekového (*Ips typographus* L.) pozorované už od roku 1991. Za štartujúci faktor v tom čase bolo možné zjavne označiť zrážkový deficit pokračujúci aj v roku 1992. Následne, populačná dynamika podkôrnika stúpala do roku 1996. Po tomto období sme evidovali jeho sporadický výskyt na úrovni zvýšeného počtu. Od roku 2001 populačná dynamika lykožrúta znovu stúpa a prejavuje sa už v kalamitnom stave. Za jeden z faktorov bolo možné uviesť aj vlhový deficit, ale aj faktor globálneho otepľovania bol už exaktne dokázaný. Pri vzniku najrozsiahlejšej vetrovej kalamity vo Vysokých Tatrách 19. novembra 2004 v oblasti vyhlásenej za stav ohrozenia z dôvodu podkôrnikovej kalamity v pásme od Vyšných Hágov po Kežmarské Žľaby sme evidovali značné množstvo (80 000 m<sup>3</sup>) nespracovanej podkôrnikovej kalamity (KOREŇ 2008). Vzhľadom na rozsah vetrovej kalamity, skúseností s predchádzajúcimi kalamitami a existenciou nových pravidiel (zákon o ochrane prírody a krajiny) pri spravovaní lesa bolo nevyhnutné sa podkôrnikovou kalamitou zaoberať podrobne.

### PROBLEMATIKA A CIELE PRÁCE

Vzhľadom na rozľahlosť postihnutého územia bol prijatý spôsob celoplošného monitoringu formou vyhodnotených ortofotosnímkov v ročných až dvojročných intervaloch (NIKOLOV 2010). Manuálna interpretácia leteckých snímkov zhotovených v závere vegetačného obdobia umožňuje presne odlíšiť suché - mŕtve stromy od živých (HAVAŠOVÁ 2014). Snímky v infračervenom spektre dokonale odlišujú aj stromy napadnuté podkôrníkmi ale ešte bez farebnej zmeny asimilačného aparátu. Výhodou tejto metodiky monitoringu je neomylnosť pri zaznamenávaní prírastku suchárov, stromov napadnutých podkôrníkmi.. To je však možné len v bezzásahovej zóne, aj keď tento princíp absolútnej bezzásahovosti nebol striktne dodržaný, nie celoplošne ale bodovo.

Výsledok viacročnej práce sme priebežne využili pri evidencii náhodnej nespracovanej ťažby v bezzásahovej zóne (5. stupeň a 4. stupeň územnej ochrany). Tento spôsob sa uplatnil ako najefektívnejšia, najpresnejšia metóda evidencie. Zaužívaný spôsob terénneho vyznačovania jednotlivých stromov alebo plôch sa v špecifických terénnych pomeroch aplikovať nedá.

Popri sledovaní rozsahu, dynamiky podkôrnikovej kalamity, trendoch šírenia a obmedzujúcich faktoroch sme museli zhodnotiť taký významný faktor ako charakteristiku poras-

tov, hlavne vekovú štruktúru a pôvodnosť porastov (NIKOLOV 2011). Podrobne boli sledované klimatické ukazovatele (FLEISCHER 2016). V spolupráci s viacerými externými riešiteľmi sme sledovali faktory prirodzenej regulácie premnožených podkôrníkovitých (*Scolytidae*). Na vytypovaných trvalých monitorovacích plochách sme sledovali viacero skupín hmyzu odchytom do pascí, ich determináciou a zaradením do ekologických skupín (MAJZLAN 2011). Špecifický vplyv roztočov sme sledovali na lykožrútovi smrekovom (KALÚZ 2008). Vykonali sme analýzu počtu zimujúcich imág podkôrníkov pod kôrou stromov a v hrabanke. Sledovali sme vplyv extrémnych mrazov na zimujúce lykožrúty. Podrobne sme sledovali biometrické ukazovatele lykožrúta smrekového ako aj pomer pohlavia pri zakladaní populácie, dĺžku materských a larválnych chodieb, počty znášok vajčiek. Sledovali sme úroveň a druhovú skladbu patogénov (LOS NLC, TÚ Zvolen). Pre obmedzené možnosti výkonov v ochrane lesa sme sledovali fenologické fázy vývoja lykožrúta smrekového. Suma efektívnych teplôt v jednotlivých rokoch s limitnými hranicami objektivizovala nasadenie obranných prostriedkov.

V spolupráci so Zoologickým ústavom SAV sme participovali na vývoji nových metód ochrany lesa, testovali sme modifikované feromónové lapače s lepovými pásmi. Odoberali sme a poskytovali biologický materiál – spóry entomopatogénnych húb pre následnú inokuláciu (BÁRTA 2017). Cieľom tejto práce bolo izolovanie ideálneho kmeňa pre použitie v biologickom boji v rámci integrovanej ochrany prírody.

Dopad podkôrníkovej kalamity na bezpečnosť turistického ruchu v Tatrách sme sledovali v spolupráci s NLC Zvolen. Taktiež sme hodnotili šírenie podkôrníkov vo vzťahu k prvotnému zdroju, nespracovanej vetrovej kalamite (NIKOLOV 2015).

Na zintenzívnenie výskumu špecifickej skupiny podkôrníkovitých sme vybudovali na Výskumnej stanici a Múzeu Štátnych lesov Tatranského národného parku v Tatranskej Lomnici insektárium. Za hlavnej podpory ZÚ SAV sme zrealizovali umelý chov lykožrúta smrekového, vyprodukovali sme mnohotisícové počty výskumu neparazitovaných imág vhodných pre ďalšie výskumy aj mimo obdobia aktivity tohto druhu. Nami vychované imága boli použité na špecifický výskum možnosti sterilizácie samcov pre biologický boj. Taktiež boli použité pre genetickú analýzu s cieľom popísania genómu lykožrúta smrekového (KRASCENICZOVA 2013).

Popri vlastnej výskumnej činnosti sme pravidelne ročne vyhodnocovali odchty feromónových lapačov (obr.5.) na území TANAP-u spravovanom ŠL TANAP-u (GALKO 2010). Je to unikátny veľkoplošný monitorovací systém vypovedajúci o vývoji populácie troch významných škodlivých činiteľov, lykožrútovi smrekovom, lykožrútovi lesklom (*Pityogenes chalcographus*) a drevokazovi čiarkovanom (*Trypodendron lineatum*). V rámci monitoringu podkôrníkovitých sme špecifikovali významného škodcu borovice limbovej (*Pinus cembra*) lykožrúta smrečinového (*Ips amitinus*). Po požiari kalamitnej plochy v oblasti Smokovcov sme zistili na hynúcich dospelých smrekovcoch opadavých (*Larix decidua*) špecifického podkôrníka lykožrúta smrekovcového (*Ips cembrae*). Po roku 2007 sme zaznamenali nárast populačnej dynamiky tohto druhu v minulosti bezvýznamného. Nový prvok v tatranskej faune je lykožrút severský (*Ips duplicatus*). V monitoringu tohto invázneho škodcu sme opakovane použili metódu feromónových lapačov.

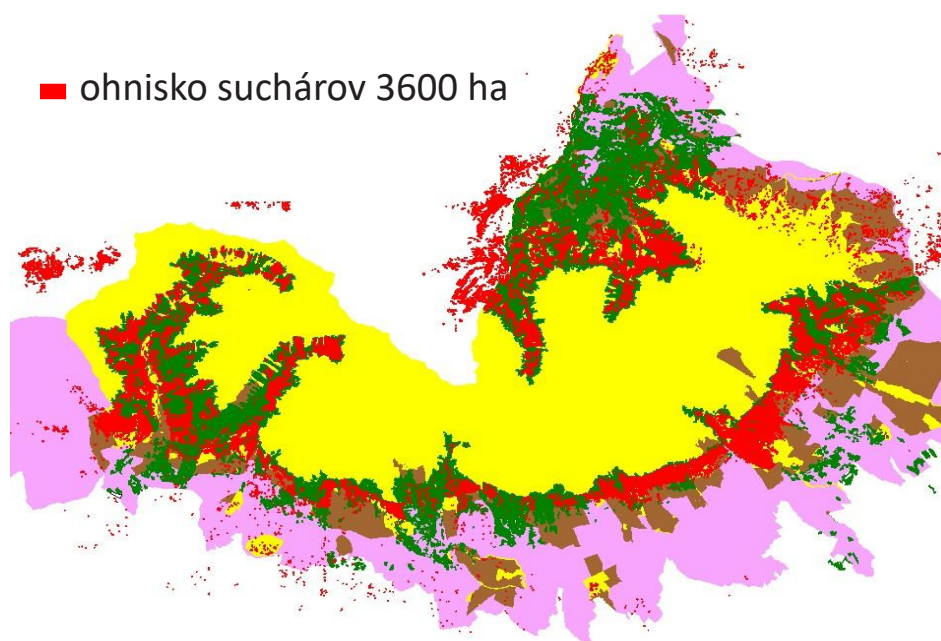
Vytvorenie bezzásahovej zóny v TANAP-u vyvolalo aj niektoré nové pomery spojené s aktivitou škodlivých činiteľov. Ponechanie nespracovanej vetrovej kalamity, ale aj príkaza-

né ponechanie hrubiny v nižších stupňoch ochrany vytvorilo podmienky pre vývoj škodcu sadeníc aj prirodzeného náletu ihličnatých drevín lykokaza sadenicového *Hylastes cunicularius* a lykokaza pňového *Hylastes ater*.

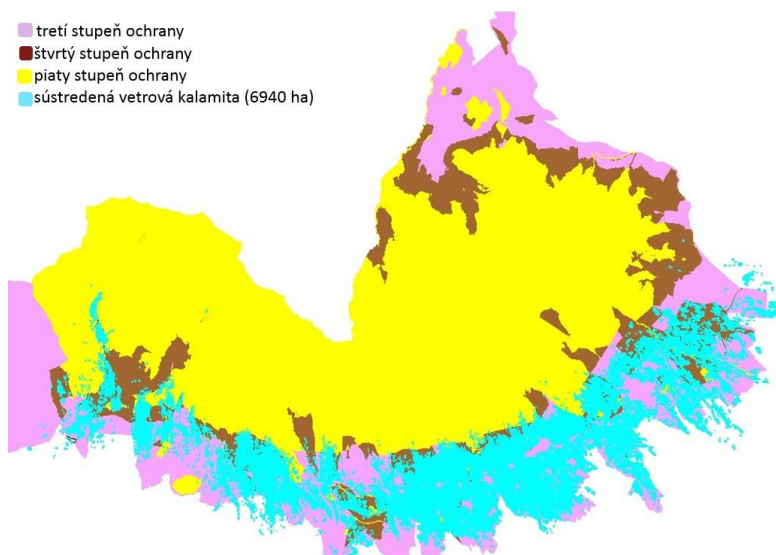
Rastúca populačná dynamika významného škodcu sadeníc tvrdoňa smrekového *Hylobius abietis* a lykokazov vyvolalo potrebu prikróčenia k výskumu aj týchto zástupcov xylofágov.

## VÝSLEDKY VÝSKUMU

Vyhodnotením leteckých snímok sme získali ortofotomapy za roky 2005, 2006, 2007, 2008, 2010, 2012, 2015 a 2018 (obr. 1.). Vektorové vrstvy dávajú prehľad o ploche postihnutej vetrovou kalamitou (obr. 2.) a neskoršími menšími kalamitami, o ploche s ponechanou – nespracovanou vetrovou kalamitou a ploche suchárov za jednotlivé obdobia. Ďalej sme zhotovili vrstvu spracovanej kalamity a vrstvu nepoškodeného lesa vo veku nad 50 rokov ako potenciál pre šírenie podkorníkov. Ďalšie vrstvy mapujú požiare a eróziu.

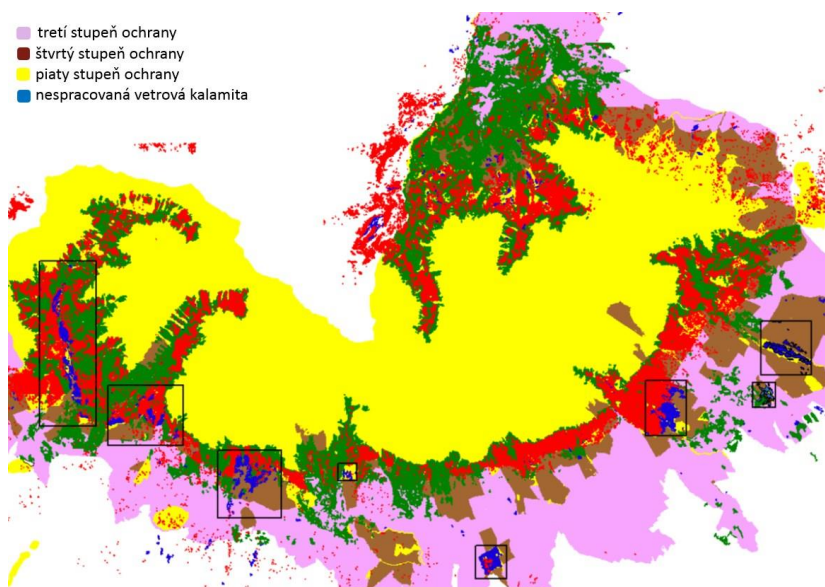


Obr. 1. Výsledná mapa šírenia podkôrnikovej kalamity do roku 2018 a nepoškodený les v jednotlivých stupňoch ochrany. Žltou piaty stupeň ochrany, zelenou smreký nad 50 rokov, fialová tretí stupeň ochrany, hnedá štvrtý stupeň ochrany



**Obr. 2. Vetrová kalamita z 19. 11. 2004 vo vzťahu ku stupňom ochrany prírody**

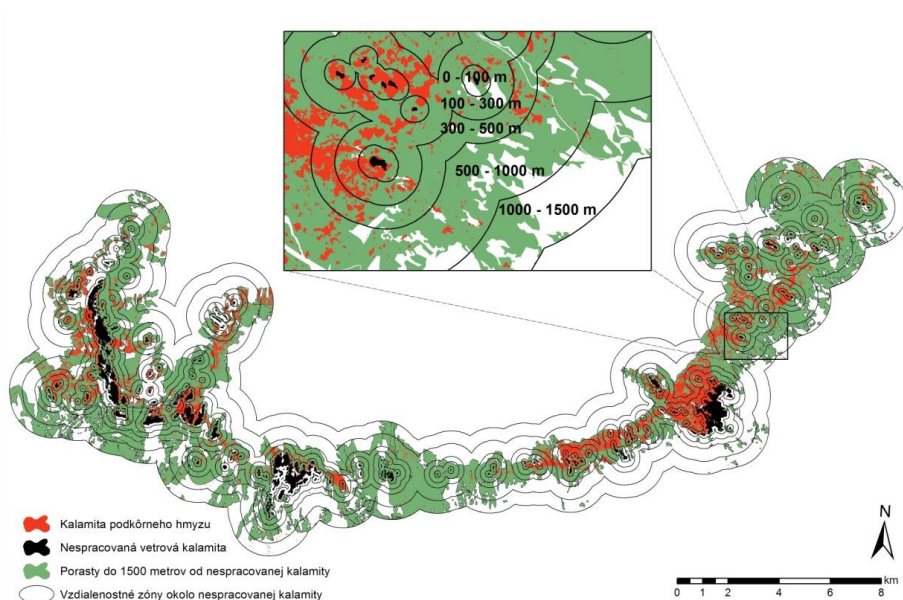
Sledovanie rozlohy lokalít s ponechanou nespracovanou vetrovou kalamitou je zásadný údaj o tom aký veľký bol poskytnutý priestor pre nekontrolované šírenie podkôrníkov. Samotné rozloženie týchto lokalít spôsobilo následné šírenie podkôrníkov do bezprostredného okolia a odstupom času do vzdialených lokalít záverov dolín (obr. 3.).



**Obr. 3. Mapa lokalít s nespracovanou vetrovou kalamitou. Tichá dolina 120 ha, Kôprová dolina 42 ha, Mengusovská, Mlynická a Furkotská dolina 82 ha, Velická dolina 6 ha, Mraznica 49 ha, Jamy 99 ha, Pramenisko 22 ha, Mokřiny 56 ha a ďalšie lokality. Spolu nespracovaná vetrová kalamita 700 ha**

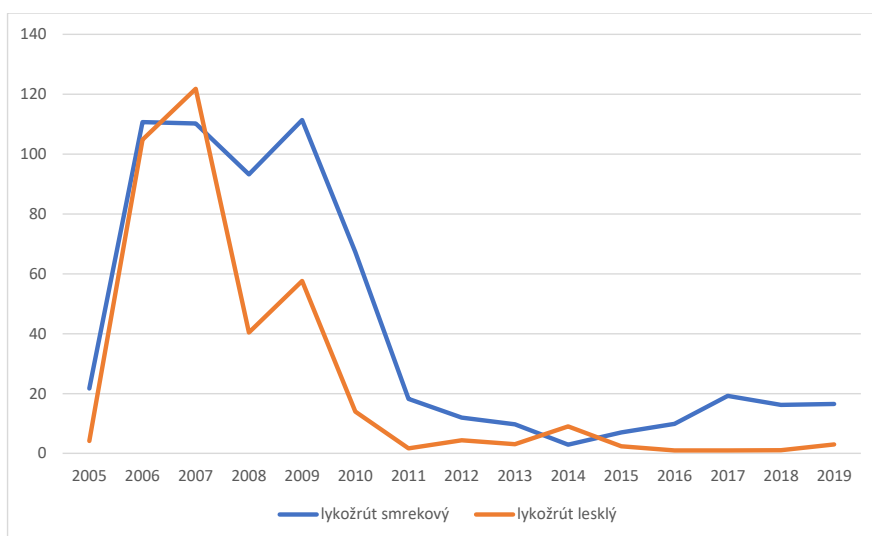


Vplyv nespracovanej vetrovej kalamity na bezprostredné okolie sme sledovali do roku 2013, po tomto období už vplyv prvého zdroja zaniká (NIKOLOV 2015). Najväčší podiel (34%) suchárov v okolí bol do vzdialenosti 300 metrov od zdroja (obr. 4.).



Obr. 4. Vplyv zdroja, nespracovanej vetrovej kalamity na okolie

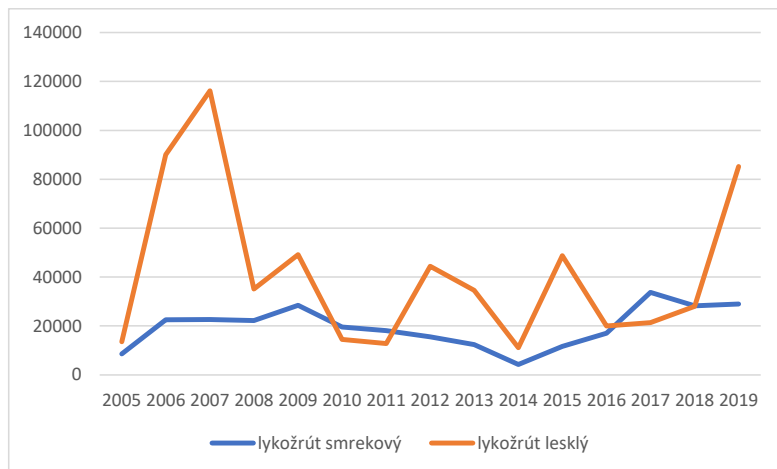
Intenzívne nasadenie feromónových lapačov (viac ako 6 tisíc kusov) v rámci integrovaných metód ochrany lesa je spojené s odchytom značného množstva škodlivého hmyzu. Bez-mála jedna miliarda potenciálnych agresívnych útočníkov bola eliminovaná jednou z metód.



Obr. 5. Celkové odchty lykožrútov v miliónoch do feromónových lapačov



Kulminácia odchyty prebehla v rokoch 2006 až 2009. Prihliadnuc na obmedzenú účinnosť lapačov je možné uvažovať o trvalej existencii niekoľko miliardovej populácie najvýznamnejších podkôrníkov. Na celkové odchyty sa priamo viažu aj priemerné sezónne odchyty, kde boli viackrát prekročené limitné počty vychádzajúce z technickej normy (obr. 6.).



**Obr. 6. Priemerné sezónne odchyty v kusoch do feromónových lapačov**

Silný odchyt pre lykožrúta smrekového je v norme stanovený na viac ako 5500 kusov a lykožrúta lesklého nad 40 000 kusov. Celkové odchyty oboch druhov od roku 2011 sú vyrovnané, no od roku 2017 je opätovný trend zvyšovania počtu v priamej súvislosti s pretrvávajúcou kalamitnou situáciou.

Fenológia lykožrúta smrekového bola sledovaná pravidelne s výraznými medziročnými odchýlkami. Začiatok letovej aktivity najskôr bol zaznamenaný v Tatranskej Lomnici 4. apríla 2017. Dlhodobop opakovaný termín začiatku jarného rojenia je medzi 1. až 9. májom. Rozdiely v jednotlivých lokalitách a nadmorských výškach sú ale značné. Posun je badateľný aj v termíne ukončenia letovej aktivity, najneskoršie odchyty boli zaznamenané až 19. septembra v roku 2016.

Množstvo autorov sa zaoberá problematikou vnútroduhovej kompetície a agresívneho správania sa v závislosti na hustote osídlenia kôry stromov. Pre správne pochopenie, návrh experimentov a vyvodenia metód na ochranu lesa je nevyhnutné poznať a overiť aj najzákladnejšie hypotézy. Aj preto je nutné poznať možnosti uchovávaní hmyzu pred realizáciou experimentov. V našich pokusoch sme testovali mutiláciu u imág lykožrúta smrekového v závislosti na hustote jedincov v Petriho miske. Výsledkom experimentov je mutilácia jedincov. Vedecké pokusy, kde sledujeme expresiu mutilácie a životaschopnosť takto poškodených jedincov.

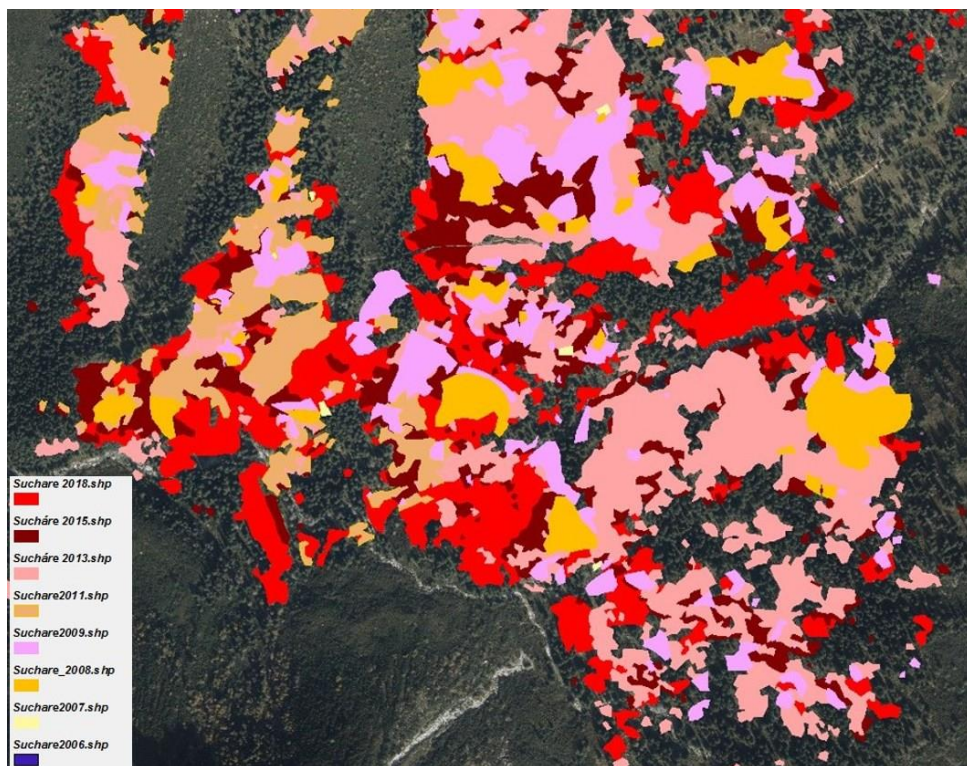
Rozsiahly objem chrobačiarov v bezzásahovej zóne paradoxne umožňoval sledovanie vývoja populácie podkôrníkov bez zásahu človeka. Pri hodnotení počtu zimujúcich imág pod kôrou stromov sme uvádzali pomerne nízke čísla, menej ako 1 imágo na  $\text{dm}^2$ . Napriek tomu nízkeho čísla sme vo výskume nezistili zimovanie imág v hrabanke, napriek detailnému umiestneniu vzorky pod aktívnym chrobačiarom.

Vo výskume patogénov sa ako možní regulátori populácií podkôrníkov identifikovali lumčíky *Ichneumonidae* a chalcidky *Tomicobidae*. Výrazný predátor na všetkých lokalitách sú pestroše *Thanasimus sp.* Špeciálny výskum roztočov potvrdil ich častý výskyt na telách dospelcov lykožrútov. Predpokladá sa ich čiastočný predačný tlak. Očakávaný nárast populačnej dynamiky všetkých zástupcov schopných prirodzenej regulácie premnožených podkôrníkovi- tých však pozorovaný nebol. Zistili sme ale poznatok o tom, že diverzita patogénov je vyššia na plochách s aktívnym menežmentom.

Výskum spojený s izoláciou ideálneho kmeňa entomopatogénnej huby má finálny vý- sledok. Zozbieraných bolo až 240 rôznych kmeňov viacerých druhov húb a vyselektovaný ideálny kmeň s perspektívou komerčného využitia. V kombinácii s feromónovým lapačom bol vyvinutý nový typ lapača – infikátor v špeciálnom dizajne.

## ZÁVER

Výrazné zmeny v spôsobe starostlivosti o lesy prijatím Zákona NR SR č. 543 z roku 2002 o ochrane prírody a krajiny sa odrazili aj v prípade vzniku a priebehu podkôrníkovej ka- lamity. Súčasne prebiehajúca najväčšia, najdlhšia a nekončiaca kalamita ako priamy následok viacerých faktorov a experimentu z vylúčením časti územia spod lesníckej starostlivosti môže byť poučením. Odhliadnuc od skutočností, že tatranský les nespĺňal v plnej miere požiadavku na prírodný les, že dochádza ku klimatickým zmenám, že existuje vysoká emisná záťaž, do- chádza k výrazným zmenám aj v bionómii škodcov - podkôrníkov. Bola výrazne prekonaná výškova hranica rozšírenia podkôrníkov, z pôvodného jedného rojenia za sezónu narástol po- čet rojení až na 2 a pol, to je začaté tretie rojenie. Okrem smreka je podkôrníkmi napádaná aj borovica limbová vo svojom optime na hornej hranici lesa, napádaný je smrekovec opadavý a borovica sosna. Závery všetkých tatranských dolín sú tak postihnuté hynutím, že viac ako 50% dospelých smrekových porastov uhynulo. Vzácné lokality prírodných a prirodzených lesov v Nefcerke, Temných smrečinách (obr.7.), Krížnej doline, Zadnej Tichej, Bielovodskej, Javorovej doline sú pokryté suchármi 130 až 180 ročných smrekov a niekoľko storočných límb. Studené doliny sú najviac postihnuté podkôrníkovou kalamitou. Návštevníci na turistic- kých trasách sú vystavovaní riziku pádu suchých stromov, požiarne riziko je závažné, objavu- jú sa problémy s eróziou a povodňami. Napriek uvedeným skutočnostiam sú podané návrhy na rozšírenie bezzásahovej zóny. Ak sa máme o horské smrečiny v chránených územiach starať prirodzeným spôsobom, alebo proste tak, aby sa pri ich obnove zachovala prirodzená štruktúra porastu, potom je logické, že by sme tu mali pripustiť takisto deštrukčnú činnosť patogénov, avšak jedine do tej miery, ktorú môžeme považovať za prirodzenú...



Obr. 7. Temné smrečiny v NPR Kôprová dolina, pribúdanie suchárov od roku 2006

## LITERATÚRA

- BÁRTA, M., KAUTMANOVÁ, I., ČIČKOVÁ, H., FERENČÍK, J., FLORIÁN, Š., NOVOTNÝ, J., KOZÁNEK, M., 2017: Conidia of *Beauveria bassiana* formulated into an innovative polymeric matrix for a microbial control of spruce bark beetle, *BioControl*, Springer Journals Editorial Office, ID: BICO-D-17- 00260.
- BÁRTA, M., FERENČÍK, J. 2017: Entomopathogenic fungi in association with *Ips typographus* L. in Slovakia, selection and formulation of *Beauveria* isolates for effective bark beetle control. *Journal of Pest Science*, ID: PEST-D-17-00062,.
- BÁRTA, M., KAUTMANOVÁ, I., ČIČKOVÁ, H., FERENČÍK, J., FLORIÁN, Š., NOVOTNÝ, J., KOZÁNEK, M. 2018: Hypocrealean fungi associated with populations of *Ips typographus* in West Carpathians and selection of local *Beauveria* strains for effective bark beetle control. *Biologia*, manuscript, , ISSN 0006-3088, DOI 10.2478/s11756-018-0005-x.
- BÁRTA, M., KAUTMANOVÁ, I., ČIČKOVÁ, H., FERENČÍK, J., FLORIÁN, Š., NOVOTNÝ, J. & KOZÁNEK, M. 2018: The potential of *Beauveria bassiana* inoculum formulated into a polymeric matrix for a microbial control of spruce bark beetle. *Biocontrol Science and Technology*, DOI:10.1080/09583157, 2018.1487027, s. 718–735.
- BARTA, M., FERENČÍK, J., KAUTMANOVÁ, I., KOZÁNEK, M. 2017: *Beauveria* spp. infecting *Ips typographus*, in vitro isolation and virulence bioassay – preliminary results.
- FERENČÍK, J., 2008: Kalamity a zdravotný stav lesov Tatranského národného parku. Zborník referátov z vedeckej konferencie Šesťdesiat rokov Tatranského národného parku, s. 77 – 80.

- FERENČÍK, J., HLÁSNY, T., NIKOLOV, CH., VAKULA, J., KONÔPKA, B. 2010: Geoštatistická analýza vývoja populácie *Ips typographus* po vetrovej kalamite vo Vysokých Tatrách. Vedecký recenzovaný zborník projektu APVV „Náchylnosť vetrom destabilizovaných lesných ekosystémov voči pôsobeniu vybraných disturbačných faktorov“ Zvolen s. 86–95.
- FERENČÍK, J., NIKOLOV, CH., BARKA, J., HLÁSNY, T., VAKULA, J., ZÚBRIK, M., KUNCA, A., KONÔPKA, B., 2004: Využitie geografických informačných systémov a diaľkového prieskumu Zeme pre hodnotenie zmien stavu lesa po roku 2004. Vedecký recenzovaný zborník projektu APVV Náchylnosť vetrom destabilizovaných lesných ekosystémov voči pôsobeniu vybraných disturbačných faktorov, Zvolen, s. 96–106.
- FERENČÍK, J., HAVAŠOVÁ, M., NIKOLOV, CH., JAKUŠ, R. 2014: Využitie leteckých a satelitných snímok pri mapovaní poškodenia lesných porastov v TANAP-e. Štúdie o TANAP-u č.11(44), s. 321–330.
- FERENČÍK, J. 2014: Podkôrniky s dôrazom na lykožrúty (Coleoptera: Scolytidae) po vetrovej kalamite v Tatrách. Zborník z konferencie Biosférické rezervácie na Slovensku X. Stará Lesná, s. 85-90, ISBN 978-80-557-0846-1.
- FLEISCHER, P., JR, FLEISCHER, P., FERENČÍK, J., HLAVÁČ, P., KOZÁNEK, M. 2016: Elevated bark temperature in unremoved stumps after disturbances facilitates multi-voltinism in *Ips typographus* population in a mountainous forest, *Lesnícky časopis-Forestry journal*, s. 15–22.
- GUBKA, A., GALKO, J., VAKULA, J., NIKOLOV, CH., FERENČÍK, J. 2011: Priebežné výsledky rozboru požerkov lykožrúta smrekového z oblasti Vysokých Tatier. Zborník z medzinárodnej konferencie APOL. str. 95–98.
- HAVAŠOVÁ, M., BURIAN, L., JAKUŠ, R., FERENČÍK, J. 2013: Predbežné hodnotenie poškodenia vegetácie pomocou satelitných snímok Landsat v O.o. Javorina, Fórum mladých geoinformatikov, Zvolen.
- KALÚZ, S., FERENČÍK, J. 2008: Pôdne roztoče (Acari) kalamitných plôch vo Vysokých Tatrách, Zborník príspevkov Pokalamitný výskum v TANAP-e, str. 108–119.
- KALÚZ, S., FERENČÍK, J., VRABEC M. 2013: Study sites influenced by natural and human impacts in TANAP and their acarofauna, *Entomofauna Carpathica*.
- KRASCENITSOVÁ, E., KOZÁNEK, M., FERENČÍK, J., ROLLER, L., STAUFFER, C., BERTHEAU, C. 2013: Impact of the Carpathians on the genetic structure of the spruce bark beetle *Ips typographus*, *Journal of Pest Science*.
- KRASCENICZOVA, E., KOZÁNEK, M., FERENČÍK, J., ROLLER, L., STAUFFER, CH., BERTHEAU, C. 2013: Impact of the Carpathians on the genetic structure of the spruce bark beetle *Ips typographus* The abstracts of the Symposium contributions are published as a special supplement issue of *Acta Biologica Cracoviensia ser. Botanica*, Krakow.
- MAJZLAN, O., FEDOR, P. 2011: Seasonal dynamics of geobiont arthropods in mountainous spruce forests with a special emphasis on beetles (Coleoptera), *Folia oecologica* vol.38, ISSN 1336-5266
- NIKOLOV, CH., BARKA, I., FERENČÍK, J., HLÁSNY, T., VAKULA, J., ZÚBRIK, M., KUNCA, A., KONÔPKA, B., 2010: Využitie geografických informačných systémov a diaľkového prieskumu Zeme pre hodnotenie zmien stavu lesa po roku 2004 vo Vysokých Tatrách. Zvolen: Národné lesnícke centrum, s. 96–106.
- NIKOLOV, CH., BOŠELA, M., VAKULA J., FERENČÍK J., KUNCA A. 2011: Analýza kalamity lykožrúta smrekového vo Vysokých Tatrách za roky 2005-2009 vo vzťahu k porastovým charakteristikám. APOL, Zborník z medzinárodnej konferencie. str. 65–70.
- NIKOLOV, CH., FERENČÍK, J., GALKO, J., GUBKA, A., HAVAŠOVÁ, M., KUNCA, A., VAKULA, J., ZÚBRIK, M. 2015: Distribúcia poškodenia porastov lykožrútom smrekovým vo vzdialenosti od ponechanej vetrovej kalamity v TANAP-e. Zborník z medzinárodnej konferencie Aktuálne problémy v ochrane lesa, Nový Smokovec, s. 106–111, ISBN 978-80-8093-198-8.

VRABEC, M., KALÚZ, S., FERENČÍK, J. 2012.: Foretické roztoče na lykožrútovi smrekovom (*Ips typographus*) na vybraných lokalitách vo Vysokých Tatrách, Záverečná správa k projektu ITMS kód 26220220087

## SÚHRN

Po ničivom vetre sa podkôrny hmyz stal hlavným deštruktčným faktorom v lesoch. Množstvo smrekov uhynutých v dôsledku podkôrníkovej kalamity dosiahlo historické maximum. Ťažisko hromadného hynutia smrekov sa nachádza v najprísnejšom stupni ochrany. Hospodárska politika a starostlivosť o lesy, ktoré boli uplatňované na kalamitnom území priamo zodpovedá súčasnému zdravotnému stavu tatranských lesov.

## REPORT OF RESEARCH ON BARK BEETLES INSECTS

### Abstract

After the wind-felling bark beetles have become the major destructive factor in the forests. The amount of spruce trees died due to bark beetle attack reached a historical maximum. Bark beetles attack mostly trees in strictly protected areas. Management policy and management practices applied in these areas were documented to be mainly responsible for bark beetle outbreaks.

**Keywords:** bark beetles outbreaks, disturbances, management policy

### Adresa autora:

Ing. Ján Ferenčík

Výskumná stanica a Múzeum ŠL TANAP-u

059 60 Tatranská Lomnica

## VLIV DISTURBANCÍ A MANAGEMENTU NA SPOLEČENSTVA MYKORHIZNÍCH HUB TRVALÝCH PLOCH V TATRÁCH

*Martina Vašutová, Petra Veselá, Ján Červenka, Magda Edwards-Jonášová,  
Peter Fleischer, Pavel Cudlín*

### ÚVOD

Mykorhizní houby jsou houby žijící v symbióze s rostlinami, které houbám poskytují zdroje uhlíku a ti jim naopak usnadňují příjem živin, zejména dusíku a fosforu a pravděpodobně je chrání před patogeny (SMITH, READ 2010). Rostlinný jedinec žije obvykle v symbióze s větším množstvím druhů hub, podobně jako houbový jedinec může tvořit symbiózu s větším množstvím rostlinných jedinců i druhů (BAHRAM et al. 2011). Rostliny i houby jsou díky symbiotickým vztahům vzájemně propojeny (KLEIN et al. 2016) a pravděpodobně tím výrazně ovlivňují svůj zdravotní stav a fungování celého ekosystému.

Je zřejmé, že velké přírodní disturbance jako vichřice, požár nebo kůrovcové kalamity zásadně zasahují do života symbiotických partnerů postižených dřevin. Překvapivě je k dané problematice jen velmi málo studií (ŠTURSOVÁ et al. 2014, TREU et al. 2014, PEC et al. 2017, TAUDIÈRE et al. 2017), navíc lze předpokládat, že výsledky jsou závislé na lokálních podmínkách. Naším cílem proto bylo využít trvalé výzkumné plochy založené Výzkumnou stanicí TANAPu a zjistit pomocí dostupných metod, jak zde mykorhizní houby reagují na různé typy narušení lesa a následného managementu. Jednotlivé výsledky naší práce již byly publikovány (VAŠUTOVÁ et al. 2018, VESELÁ et al. 2019a, 2019b). Cílem tohoto příspěvku je jejich shrnutí a doplnění daty o výskytu plodnic ektomykorhizních (ECM) hub.

### METODIKA

Studované území se nachází v Tatranském národním parku, lesním porostům dominuje smrk s příměsí modřínu a borovice (*Lariceto-Piceetum*). Trvalé výzkumné plochy, které byly využity v našich studiích, jsou shrnuty v tabulce 1. Na plochách 100 ha bylo vybráno vždy 10 odběrových bodů, vzdálených od sebe min. 250 m, které byly podrobněji studovány.

**Tab. 1. Přehled trvalých výzkumných ploch**

|       | Velikost            | Disturbance   | Management       | Pozice             | Rok monitoringu                                         |
|-------|---------------------|---------------|------------------|--------------------|---------------------------------------------------------|
| NEX   | 100 ha              | vichřice 2004 | bezzásahový      | *                  | půda: 2014, 2017                                        |
| NEX50 | 2500 m <sup>2</sup> | vichřice 2004 | bezzásahový      | N49.162<br>E20.246 | plodnice: 2013-2018, 2019<br>semenáčky: 2013 (100x100m) |
| EXT   | 100 ha              | vichřice 2004 | odstranění dřeva | *                  | půda: 2014, 2017                                        |
| EXT50 | 2500 m <sup>2</sup> | vichřice 2004 | odstranění dřeva | N49.123<br>E20.162 | plodnice: 2013-2018, 2019<br>semenáčky: 2013 (100x100m) |



**Pokračování Tab. 1.**

|                  | Velikost            | Disturbance                                      | Management                      | Pozice             | Rok monitoringu                                                      |
|------------------|---------------------|--------------------------------------------------|---------------------------------|--------------------|----------------------------------------------------------------------|
| <b>FIRE</b>      | 100 ha              | vichřice 2004,<br>požár 2005                     | částečné<br>odstranění<br>dřeva | *                  | půda: 2014, 2017                                                     |
| <b>FIRE50</b>    | 2500 m <sup>2</sup> | vichřice 2004,<br>požár 2005                     | částečné<br>odstranění<br>dřeva | N49.131<br>E20.197 | plodnice: 2013-2018, 2019<br>semenáčky: 2013 (100x100m)              |
| <b>REF</b>       | 100 ha              | vichřice 2004                                    | bezzásahový                     | *                  | půda: 2014, 2017                                                     |
| <b>REF50=DES</b> | 2500 m <sup>2</sup> | vichřice 2004,<br>vichřice 2015                  | odstranění<br>dřeva             | N49.124<br>E20.104 | plodnice: 2013-2018, 2019<br>půda: 2015 (100 x 100 m)                |
| <b>K1</b>        | 2500 m <sup>2</sup> | kůrovec 2009,<br>2015 – 10%<br>mrtvých<br>stromů | bezzásahový                     | N49.172<br>E20.241 | plodnice: 2013-2018, 2019<br>půda + semenáčky: 2015 (100<br>x 100 m) |
| <b>K2</b>        | 2500 m <sup>2</sup> | kůrovec 2007-<br>2012, 100%<br>mrtvých<br>stromů | bezzásahový                     | N49.172<br>E20.240 | plodnice: 2013-2018, 2019<br>půda + semenáčky: 2015 (100<br>x 100 m) |
| <b>REF2</b>      | 625 m <sup>2</sup>  |                                                  | bezzásahový                     | N49.119<br>E20.105 | plodnice: 2014-2018, 2019<br>půda + semenáčky: 2015 (100<br>x 100 m) |

\*viz Fleischer 2008

vzorky z let uvedených kurzívou ještě nebyly zpracovány

Mykorhizní houby byly studovány třemi metodami:

- pomocí environmentálního sekvenování ITS2 ampliconů houbové DNA z půdy na Illumina MiSeq (VAŠUTOVÁ et al. 2018, VESELÁ et al. 2019a)
- pomocí identifikace houbových symbiontů z ektomykorhiz semenáček smrku (Sangerovo sekvenování – ITS úsek; VAŠUTOVÁ et al. 2018, VESELÁ et al. 2019b)
- pomocí monitoringu plodnic. Z časových důvodů byly plodnice sbírány jen 1 x ročně – v září. Identifikace proběhla buď v terénu podle makroskopických znaků nebo později v laboratoři pomocí studia mikroznačků a odborné literatury (KNUDSEN, VESTERHOLT 2012).

Rozdíly mezi znaky a variantami managementu byly testovány analýzou variance s Tukeyovým post-hoc testem v R 3.5.3 (R Development Core Team). Druhové složení jednotlivých variant bylo analyzováno mnohorozměrnými metodami v programu Canoco 5 (TER BRAAK, ŠMILAUER 2012).

## VÝSLEDKY A DISKUZE

### Reakce mykorhizních hub v půdě

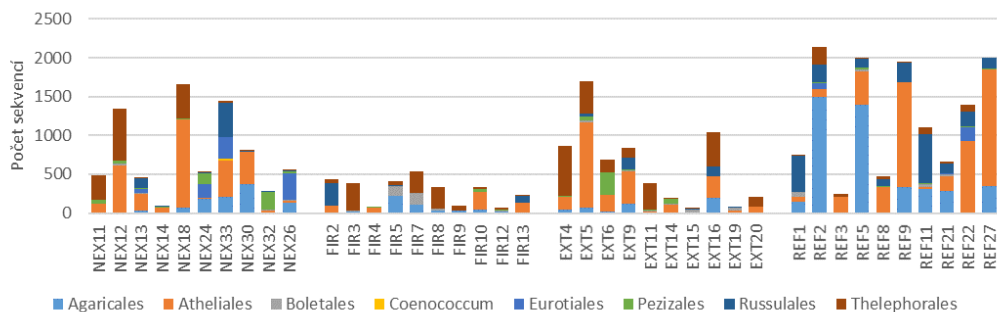
Zastoupení sekvencí ECM hub v půdě klesá s vyšší mírou narušení lesního porostu. V dospělých zdravých lesích je zhruba 40–60 % sekvencí ECM hub, v porostech nedlouho po vichřici 25–50 %, v porostech po 10 letech od narušení vichřicí kolem 25 % a 10 let od narušení vichřicí a požárem méně než 15 %. Porosty částečně napadené kůrovcem se zastoupením ECM druhů v průměru neliší od zdravých lesů, ale jsou zde výrazné rozdíly mezi



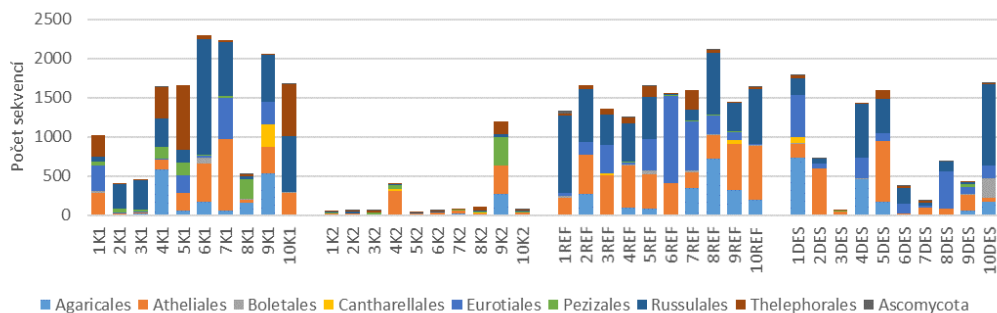
místa odběrů. Naopak v lese zcela zničeném kůrovcem je procento sekvencí ECM hub nižší než 5 %. Naopak poměrně narůstá procento saprotrfních hub. Vliv managementu na zastoupení sekvencí ECM hub na plochách regenerujících 10 let po vichřici není signifikantní. Management naopak signifikantně ovlivňuje zastoupení hub tvořících erikoidní mykorrhizy (REF ca 5 %, NEX ca 10 %, EXT 14 %, FIRE 15 %), což jsou mykorrhizy vřekovýtusných hub (*Rhizoscyphus*, *Oidiodendron* etc...) a erikoidních keříčků (*Calluna*, *Vaccinium*) (VAŠUTOVÁ et al. 2018). Tyto houby si zřejmě konkurují s ECM houbami (CLEMMENSEN et al. 2015) a mohly by v budoucnu zpomalovat návrat ECM dřevin.

Jak vyplývá z grafů 1 a 2, v živých lesích dominují řády Agaricales a Russulales, naopak v poškozených porostech jsou významné řády Thelephorales a Pezizales. Zástupci řádu Atheliales bývají dominantní v obou typech porostů. Významnými druhy živých lesů jsou *Amanita fulva* a druhy rodu *Russula* a *Elaphomyces*. V poškozených porostech dominuje *Thelephora terrestris* a *Wilcoxina*. Druhy rodu *Tylospora* se vyskytují jak v poškozených, tak zachovalých porostech.

Z hlediska druhového složení společenstva hub, management po vichřici vysvětluje 12 % variability, pozice plochy pouze 8,2 %, vegetace 8 % a půdní vlastnosti 4,3 % (Vašutová et al. 2018). Plocha mírně napadená kůrovcem (K1) má jiné druhové složení než zdravý les, protože se tam začínají objevovat i druhy poškozených porostů. Naopak rok po vichřici nedochází k výrazným změnám v složení společenstva ECM hub (VESELÁ et al. 2019a). To, zda pozvolná či náhlá změna společenstva hub nějak ovlivňuje budoucí regeneraci lesa, bude předmětem našeho dalšího studia.



**Obr. 1.** Počet sekvencí ektomykorhizních hub ve vzorku zaznamenaných v jednotlivých odběrových bodech v roce 2014 na plochách postižených vichřicí (Vašutová et al. 2008)



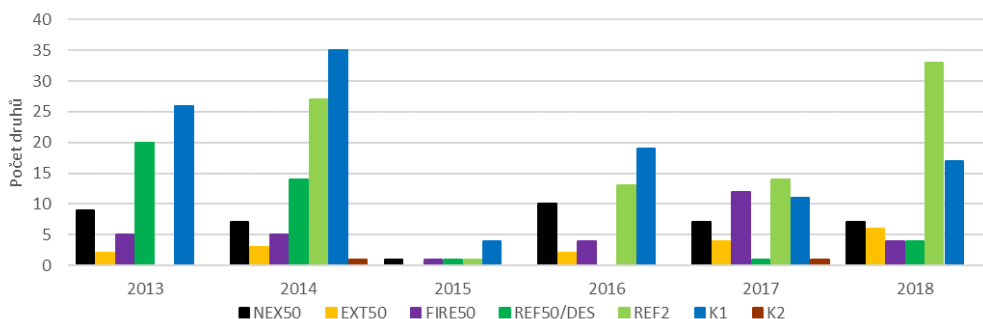
**Obr. 2.** Počet sekvencí ektomykorhizních hub ve vzorku zaznamenaných v jednotlivých odběrových bodech v roce 2015 na plochách postižených kůrovcem a vichřicí

## Zastoupení ektomykorhiz na kořenech semenáčků smrku

Počet druhů hub tvořících mykorhizu na semenáčcích se, s výjimkou porostu zasaženého požárem, mezi jednotlivými typy disturbancí a managementu neliší. Jedná se o 2–5 druhů na semenáček, 1–2 druhy u plochy zasažené požárem (VAŠUTOVÁ et al. 2018, VESELÁ et al. 2019b). Vzhledem k tomu, že z časových důvodů analyzujeme pouze tři kořenové fragmenty na semenáček, předpokládáme, že reálný počet druhů na jednom semenáčku bude vyšší. Každopádně i z jiných studií je známo, že požár výrazně snižuje množství diaspor v půdě (GLASSMAN et al. 2016). Typ porostu vysvětluje méně variability v druhovém složení společenstva hub na semenáčcích než v případě hub v půdě. Vegetace a morfologické vlastnosti semenáčků mají malý nebo nesignifikantní vliv (VAŠUTOVÁ et al. 2018, VESELÁ et al. 2019b). Předpokládáme, že nesignifikantní rozdíl je dán zejména nízkým počtem druhů hub na semenáček, malým počtem replikací ( $n = 20$ ) a omezeným počtem druhů hub, které tvoří mykorhizu se semenáčky. Nejčastěji zaznamenanými druhy byly: *Piloderma sphaerosporum*, *Tylospora fibrillosa*, *T. asterophora*, *Imleria badia*, *Thelephora terrestris*, *Cenococcum geophilum*, *Amphinema byssoides* a *Phialocephala fortinii*.

## Tvorba plodnic ektomykorhizních hub

Ačkoliv v živém lese bylo za celou dobu sledování zaznamenáno celkem 38 druhů ECM, v poškozených porostech jen 18 (NEX50), 13 (FIRE50), 8 (EXT50), 6 (DES) a 1 (K2). Jejich přehled uvádí tabulka 2. Z grafu 3 je patrné meziroční kolísání počtů nalezených druhů pravděpodobně způsobené počasím (např. sucho 2015), náhlý pokles druhů po polomu (REF50/DES v roce 2015) a postupné snižování počtu druhů v lese napadeném kůrovcem (K1, 2014–2018). Druhy, které se zdají být nejlépe adaptovány na velké disturbance, jsou: *Cortinarius bataillei*, *Thelephora terrestris* a *Laccaria proxima*.



Obr. 3. Počet druhů ektomykorhizních hub tvořících plodnice na trvalých plochách (50 x 50 m)

**Tab. 1. Přehled druhů ektomykorhizních hub tvořících plodnice na disturbovaných plochách**

|                                     | <b>Pravděpodobný<br/>symbiont</b> | <b>NEX50</b> | <b>EXT50</b> | <b>FIRE50</b> | <b>DES</b> | <b>K2</b> |
|-------------------------------------|-----------------------------------|--------------|--------------|---------------|------------|-----------|
| <i>Amanita submembranacea</i>       | <i>Picea</i>                      | X            |              |               |            |           |
| <i>Cortinarius bataillei</i>        | <i>Picea</i>                      | X            | X            | X             | X          |           |
| <i>Cortinarius cinnamomeoluteus</i> | <i>Salix</i>                      |              |              | X             |            |           |
| <i>Cortinarius semisanguineus</i>   | <i>Picea, Pinus</i>               |              |              | X             |            |           |
| <i>Cortinarius sp. 1</i>            | <i>Picea</i>                      |              | X            |               |            |           |
| <i>Cortinarius sp. 2</i>            | <i>Picea</i>                      |              |              | X             |            |           |
| <i>Cortinarius uliginosus</i>       | <i>Salix</i>                      | X            |              |               |            |           |
| <i>Elaphomyces sp.</i>              | <i>Picea</i>                      | X            |              |               |            |           |
| <i>Hebeloma eburneum</i>            | <i>Picea, Salix</i>               |              |              | X             |            |           |
| <i>Hebeloma helodes</i>             | <i>Salix</i>                      |              |              | X             |            |           |
| <i>Imleria badia</i>                | <i>Picea</i>                      | X            |              |               |            |           |
| <i>Inocybe lacera</i>               | <i>Picea</i>                      | X            |              |               |            |           |
| <i>Laccaria amethystina</i>         | <i>Picea</i>                      |              |              |               |            | X         |
| <i>Laccaria laccata</i>             | <i>Picea, ?</i>                   | X            |              | X             |            |           |
| <i>Laccaria proxima</i>             | <i>Betula</i>                     | X            | X            |               | X          |           |
| <i>Lactarius aurantiacus</i>        | <i>Picea</i>                      | X            |              |               |            |           |
| <i>Lactarius glyciosmus</i>         | <i>Betula</i>                     | X            |              |               |            |           |
| <i>Lactarius helvus</i>             | <i>Picea</i>                      |              |              |               | X          |           |
| <i>Lactarius rufus</i>              | <i>Picea, Pinus</i>               | X            |              |               | X          |           |
| <i>Leccinum bruneogriseolum</i>     | <i>Betula</i>                     | X            |              |               |            |           |
| <i>Leccinum scabrum</i>             | <i>Betula</i>                     | X            |              |               |            |           |
| <i>Leccinum variicolor</i>          | <i>Betula</i>                     | X            |              |               |            |           |
| <i>Paxillus involutus</i>           | <i>Picea, Pinus, Betula</i>       | X            | X            |               |            |           |
| <i>Russula mustelina</i>            | <i>Picea</i>                      |              | X            |               |            |           |
| <i>Russula xerampelina</i>          | <i>Picea</i>                      | X            |              |               |            |           |
| <i>Suillus granulatus</i>           | <i>Pinus</i>                      |              |              | X             |            |           |
| <i>Suillus grevillei</i>            | <i>Larix</i>                      |              | X            | X             |            |           |
| <i>Suillus luteus</i>               | <i>Pinus</i>                      |              |              | X             |            |           |
| <i>Suillus variegatus</i>           | <i>Pinus</i>                      |              |              | X             |            |           |
| <i>Suillus viscidus</i>             | <i>Larix</i>                      |              |              | X             |            |           |
| <i>Thelephora terrestris</i>        | <i>Picea, Pinus</i>               | X            | X            | X             |            |           |
| <i>Tomentella sp.</i>               | <i>Picea</i>                      | X            | X            |               |            |           |
| <i>Xerocomellus chrysenteron</i>    | <i>Picea</i>                      |              |              |               | X          |           |
| <i>Xerocomus ferrugineus</i>        | <i>Picea</i>                      |              |              |               | X          |           |

## ZÁVĚR

Disturbance a management mají zásadní vliv na společenstvo ECM hub, projevující se však výrazněji v celém společenstvu (environmentální sekvenování půd, monitoring plodnic) než v jeho části tvořící mykorhizy na semenáčcích. Na základě analýzy houbové DNA v půdě jsme zjistili, že procento ECM sekvencí klesá s mírou intenzity disturbance ve prospěch jiných skupin hub (erikoidních mykorhiz, saprotrofů). Kvalitativní změny (druhové složení) jsou výraznější než kvantitativní změny (počet druhů, procento sekvencí atd.). Podrobnější interpretace získaných dat je bohužel obtížná, protože chybí znalosti o ekologii a fyziologii klíčových druhů ECM hub.

## Poděkování

Lence Effenberkové, Filipu Holubovi, Karolíně Hofmannové, Zdence Kovaříkové, Šárce Vlachové a studentům Mendelovy univerzity v Brně za pomoc s odběrem a zpracováním vzorků. Článek vznikl za finanční podpory MŠMT v rámci programu CzeCOS, číslo projektu LM2015/061.

## LITERATURA

- BAHRAM, M., PÖLME, S., KÖLJALG, U., TEDERSOO, L., 2011: A single European aspen (*Populus tremula*) tree individual may potentially harbour dozens of *Cenococcum geophilum* ITS genotypes and hundreds of species of ectomycorrhizal fungi. *FEMS microbiology ecology*, č.75(2), s. 313 – 320.
- CLEMMENSEN, K. E., FINLAY, R. D., DAHLBERG, A., STENLID, J., WARDLE, D. A., LINDAHL, B. D., 2015: Carbon sequestration is related to mycorrhizal fungal community shifts during long-term succession in boreal forests. *New Phytologist*, č.205(4), s. 1525 – 1536.
- FLEISCHER, P. 2008: Windfall research and monitoring in the High Tatra Mts, objectives, principles, methods and current status. *Contributions to Geophysics and Geodesy*, č 38(3), s. 233 – 248.
- GLASSMAN, S. I., LEVINE, C. R., DIROCCO, A. M., BATTLES, J. J., BRUNS, T. D., 2016: Ectomycorrhizal fungal spore bank recovery after a severe forest fire: some like it hot. *The ISME journal*, č10(5), s. 1228.
- KLEIN, T., SIEGWOLF, R. T., KÖRNER, C., 2016: Belowground carbon trade among tall trees in a temperate forest. *Science*, č.352(6283), s. 342 – 344.
- KNUDSEN, H., VESTERHOLT, J. (eds.) 2012: *Funga Nordica*, 1083 s., Nordsvamp, Copenhagen.
- PEC, G. J., KARST, J., TAYLOR, D. L., CIGAN, P. W., ERBILGIN, N., COOKE, J. E., SIMARD S.W., CAHILL JR, J. F., 2017: Change in soil fungal community structure driven by a decline in ectomycorrhizal fungi following a mountain pine beetle (*Dendroctonus ponderosae*) outbreak. *New Phytologist*, č.213(2), s. 864 – 873.
- SMITH, S. E., READ, D. J., 2010: *Mycorrhizal symbiosis*. Academic Press.
- ŠTURSOVÁ, M., ŠNAJDR, J., CAJTHAML, T., BÁRTA, J., ŠANTRŮČKOVÁ, H., BALDRIAN, P., 2014: When the forest dies: the response of forest soil fungi to a bark beetle-induced tree dieback. *The ISME journal*, č.8(9), s. 1920.
- TAUDIÈRE, A., RICHARD, F., & CARCAILLET, C., 2017: Review on fire effects on ectomycorrhizal symbiosis, an unachieved work for a scalding topic. *Forest ecology and management*, č. 391, s. 446 – 457.
- TER BRAAK, C. J. F., ŠMILAUER, P., 2012: *CANOCO reference manual and user's guide: software for ordination (version 5.0)*, Microcomputer pwer, Ithaca, NY, USA
- TREU, R., KARST, J., RANDALL, M., PEC, G. J., CIGAN, P. W., SIMARD, S. W., COOKE J.E.K., ERBILGIN N., CAHILL JR, J. F., 2014: Decline of ectomycorrhizal fungi following a mountain pine BEETLE EPIDEMIC. *ECOLOGY*, Č.95(4), S. 1096 – 1103.

- VÁŠUTOVÁ, M., EDWARDS-JONÁŠOVÁ, M., VESELÁ, P., EFFENBERKOVÁ, L., FLEISCHER, P., CUDLÍN, P., 2018: Management regime is the most important factor influencing ectomycorrhizal species community in Norway spruce forests after windthrow. *Mycorrhiza*, č.28(3), s. 221 – 233.
- VESELÁ, P., VÁŠUTOVÁ, M., EDWARDS-JONÁŠOVÁ, M., CUDLÍN, P., 2019: Soil Fungal Community in Norway Spruce Forests under Bark Beetle Attack. *Forests*, č.10(2), s. 109.
- VESELÁ, P., VÁŠUTOVÁ, M., HOFMANNOVÁ, K., EDWARDS-JONÁŠOVÁ, M., CUDLÍN, P. 2019: Ectomycorrhizal Community on Norway Spruce Seedlings Following Bark Beetle Infestation. *Forests*, č. 10(9), s. 740.

## SOUHRN

Mykorhizní houby se jako symbionti rostlin významně podílí na fungování rostlinných společenstev. Cílem našeho výzkumu bylo zjistit, jak poškození lesa vichřicí a kůrovcem a následný management ovlivňuje společenstva ektomykorhizních (ECM) hub, které jsou vázané na zdejší dřeviny. Zjistili jsme, že s mírou poškození a intenzitou následného managementu klesá zastoupení sekvencí ECM hub v půdě. Druhové složení ECM hub bezzásahové plochy je bližší dospělému lesu. Ke změně druhového složení ECM hub dochází s časovým odstupem od poškození, neboť po roce nedošlo k zásadní změně. Vliv různé intenzity poškození a managementu je méně výrazný ve struktuře ECM hub na semenáčcích smrku, což je to dáno zřejmě tím, že jen část ECM hub přítomných v půdě je schopna tvořit mykorhizu se semenáčky. V poškozených lesích dominují plodnice hub raných sukcesních stádií, často vázané na jiné dřeviny než smrk.

## EFFECT OF DISTURBANCES AND MANAGEMENT ON MYCORRHIZAL FUNGI IN PERMANENT PLOTS IN TATRA MTS.

### Abstract

Mycorrhizal fungi, as plant symbionts, play an important role in the functioning of plant communities. The aim of our research was to find, how disturbances (windstorm, bark beetle attack) and intensity of subsequent management affect communities of ectomycorrhizal (ECM) fungi, associated with present trees. We observed that the sequence proportion of ECM fungi in soil decreased with an increased intensity of disturbances and subsequent management. The ECM species composition in unmanaged site after windthrow is more similar to the mature forest than the managed one. The species composition of ECM fungi changes with a time delay, there was no fundamental change after one year from disturbance. The effect of different disturbance intensity and management is less pronounced in the structure of ECM fungi on spruce seedlings. This is probably due to the fact that only a part of the ECM fungi present in the soil is able to form mycorrhiza with seedlings. There are mostly fruit bodies of early successional fungi in damaged forest sites, often associated with other species than spruce.

**Key words:** fungi, environmental sequencing, bark beetle, windthrow, ectomycorrhiza

### Adresy autorov:

Mgr. Martina Vašutová, PhD.

Ústav výzkumu globální změny AV ČR, v. v. i.

Lipová 1789/9

370 05 České Budějovice

Katedra botaniky PřF JU

Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích

Branišovská 31

370 05 České Budějovice

email: vasutova.m@czechglobe.cz

Ing. et Ing. Petra Veselá, PhD.  
Ústav výzkumu globální změny AV ČR, v. v. i.  
Zemědělská 1665/1  
61300 Brno

Mgr. Ján Červenka  
Slovenské národné múzeum – Prírodovedné múzeum  
Vajanského nábrežie 2  
811 02 Bratislava

RNDr. Magda Edwards-Jonášová, PhD.  
Ústav výzkumu globální změny AV ČR, v. v. i.  
Lipová 1789/9  
370 05 České Budějovice

doc. Ing. Peter Fleischer, PhD.  
Katedra integrovanej ochrany lesa a krajiny  
Technická univerzita vo Zvolene  
Masarykova 24  
960 01 Zvolen  
Výskumná stanica a Múzeum TANAP,  
059 60 Tatranská Lomnica

doc. RNDr. Pavel Cudlín, CSc.  
Ústav výzkumu globální změny AV ČR, v. v. i.  
Lipová 1789/9  
370 05 České Budějovice

## **EKOSYSTÉMOVÁ RESPIRÁCIA A JEJ ZLOŽKY 15 ROKOV PO POŠKODENÍ LESNÝCH PORASTOV VO VYSOKÝCH TATRÁCH**

*Peter Fleischer st., Peter Fleischer ml., Ľuboš Slameň*

### **ÚVOD A CIELE**

Ekosystémová respirácia (ER) je podľa množstva uhlíka uvoľneného do atmosféry vo forme oxidu uhličitého ( $\text{CO}_2$ ) druhým najväčším suchozemským tokom uhlíka (C). Najväčší tok predstavuje fotosyntéza, alebo hrubá primárna produkcia (GPP), kde pomocou slnečnej energie dochádza ku transformácii atmosférického  $\text{CO}_2$  na organickú hmotu – glukózu. Respirácia predstavuje opačný proces, pri ktorom sa z organickej hmoty uvoľňuje energia a sprievodným znakom je emisia  $\text{CO}_2$ , resp. C. Uvoľňovanie  $\text{CO}_2$  prebieha v rastlinných bunkách vo všetkých častiach rastliny a označuje sa ako autotrofná respirácia ( $R_a$ ). Podľa miesta respirácie delí sa  $R_a$  na respiráciu asimilačných orgánov, kmeňa a podzemných častí (koreňov). Uvoľňovanie energie a  $\text{CO}_2$  prebieha aj z odumretých častí (opad, mŕtve drevo, humus) pôsobením mikroorganizmov a označuje sa ako heterotrofná respirácia ( $R_h$ ). Respirácia podzemných častí rastlín (koreňov) a  $R_h$  má v tokoch C mimoriadny význam a označuje sa ako osobitná kategória, pôdna respirácia ( $R_s$ ). Všetky uvedené zložky spolu tvoria ekosystémovú respiráciu (ER). V priemere ER tvorí asi 82 % z GPP, pričom rozpätie sa pohybuje v intervale od 75 do 90 % (GOULDEN et al. 1996).

Respirácia, tak ako všetky enzymatické procesy, je silne ovplyvnená podmienkami prostredia, najmä teplotou a vlhkosťou. Jednotlivé zložky ER reagujú na zmenu vonkajších podmienok rozdielne.  $R_a$  reaguje citlivejšie na zmeny teploty vzduchu,  $R_h$  skôr na pôdnu teplotu a vlhkosť (TRUMBORE 2006). GOULDEN et al. (1996) zistil, že počas dlhšie trvajúceho sucha  $R_h$  klesá viac ako  $R_a$ . Napriek tomu, že  $R_h$  v normálnych podmienkach obvyčajne tvorí len menšiu časť ER, po disturbancii alebo v podmienkach klimatickej zmeny sa stáva jej rozhodujúcou zložkou (WARING a RUNNING 2007). Zvýšená teplota v podmienkach klimatickej zmeny môže akcelerovať ekosystémovú respiráciu s nepriaznivým dopadom na celú biosféru (COX et al. 2000). Riziko zvyšuje aj fakt, že najviac C z terestrickej biosféry sa nachádza v pôde a je to asi 3-krát viac ako je v súčasnosti v atmosfére (IPCC 2000).

Rozklad pôdnej organickej hmoty (POH) okrem fyzikálnych parametrov (teplota, vlhkosť), závisí aj od chemického zloženia, ktoré sa časom výrazne mení a podmieňuje rýchlosť dekompozície jednotlivých frakcií (BERG 2000). Kým napríklad prevažná časť čerstvého opadu sa rozkladá v priebehu niekoľkých rokov, menšia časť sa stáva súčasťou tzv. inertného, alebo stabilného pôdneho C. Za predpokladu bezdisturbančného vývoja môže dôjsť ku rozkladu tejto POH rádovo za stovky až tisíce rokov (LISKI 1997).

Reakcia pôdy, ako najväčšieho úložiska C, na klimatickú zmenu je rozhodujúca, či ekosystémy ostanú depóniou uhlíka, alebo v dôsledku zvýšenej dekompozície pôdneho organického materiálu sa zmenia zo súčasného úložiska na jeho zdroj (SUBKE et al. 2003, VALENTINI et al. 2000).



Mechanizmy riadiace respiračné procesy sú stále nedostatočne preskúmané a pre ich lepšie pochopenie je potrebné sledovať vzájomné vzťahy príjmu a výdaja C, tiež hľadať a overovať mitigačné, resp. adaptačné opatrenia na zmiernenie možných nepriaznivých dopadov disturbancií a meniacej sa klímy (SUBKE et al. 2003).

V súvislosti s nárastom disturbancií v lesných ekosystémoch vyvolaných zmenami klímy, ale aj v dôsledku menej intenzívneho manažmentu ostáva v lesných porastoch čoraz viac mŕtveho dreva. Už v súčasnosti tvorí zásoba C v mŕtvom dreve približne 30 % globálneho množstva uskladneného v lesnej biomase. Zásoba C v mŕtvom dreve nie je stabilná, podlieha značnej časovej fluktuácii spôsobenej najmä mineralizáciou mŕtveho dreva. Primárne sa na rozklade dreva podieľajú huby. Rozklad dreva urýchľuje vyššia teplota a vlhkosť. O emisii C z mŕtveho dreva je pomerne málo prác ktoré kvantifikujú množstvo C a vplyv abiotických a biotických faktorov (HERRMANN a BAUHUS 2013).

Stanovenie množstva respirovaného C je dôležité najmä pre posúdenie, či sledovaný ekosystém je zdrojom, alebo úložiskom C. Ak v ekosystéme prevažuje respirácia nad fotosyntézou ( $RE > GPP$ ) znamená, že viac C emituje ako prijme a je zdrojom. V opačnom prípade ( $RE < GPP$ ) ekosystém je depóniom C. Pre praktické meranie respirácie  $CO_2$  (obyčajne vyjadrené v  $g\ C\ m^{-2}\ h^{-1}$ ) sa používa viacero metód. V súčasnosti najpoužívanejšie sú komorové metódy a tzv. vírivá (angl. eddy) kovariancia (EC). Základný princíp merania majú obe metódy spoločný a tým je zoslabenie infračerveného žiarenia úmerne koncentracii  $CO_2$ . Kým pri komorových metódach sa koncentrácia sleduje v uzavretom objeme (komore), EC meria zmenu koncentrácie  $CO_2$  vo voľnom priestore nad povrchom vegetácie. Pri komorovej metóde je vždy hodnotená len niektorá zložka tokov  $CO_2$  (napr. list, rastlina, pôda, alebo aj mikro vzorka celého ekosystému), pri EC je hodnotený tok  $CO_2$  na úrovni celého ekosystému. Keďže oba procesy (RE aj GPP) prebiehajú v ekosystéme súčasne, pre stanovenie respirácie je nutné merať toky  $CO_2$  v čase bez slnečného svetla, alebo fotosyntézu tienением eliminovať (vtedy  $GPP = 0$ ).

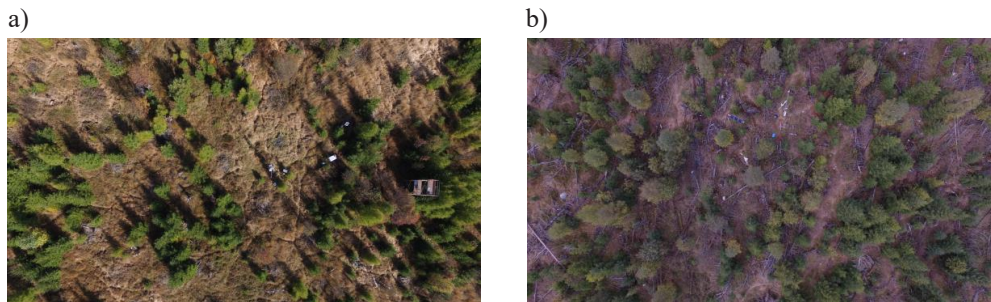
Respirácia v lesných ekosystémoch nielen v Tatrách, ale na Slovensku vôbec, sa začala systematicky sledovať po veľkoplošnom poškodení smrekových porastov v r. 2004. V poškodených ekosystémoch chýbala stromová zložka a tak meranie pomocou komôr na povrchu pôdy reprezentovalo nielen pôdnu respiráciu, ale aj ER. Do 2015 emitovali 12–15 t C. Najviac C emitovali smrekové porasty poškodené lykožrútom, potom nasledovala nespracovaná a spracovaná vetrová kalamita. Najmenej C emitovala plocha poškodená požiarom. Okrem pôdnej respirácie boli ostatné komponenty ER merané len okrajovo, prípadne pre potreby stanovovania bilancie boli modelované (FLEISCHER 2016). Spočiatku výrazné rozdiely v respirácii ekosystémov s rozdielnym typom poškodenia a spôsobom manažmentu sa postupne eliminovali. Po 10 rokoch rozdiely pôdnej respirácie medzi plochami rôzne manažovanými takmer zanikli a boli významne nižšie ako pôdna respirácia na referenčnej ploche s nepoškodeným 80–100 ročným smrekovým porastom. Od roku 2012 sme na sledovanie tokov  $CO_2$  začali používať aj automatické meracie zariadenia. Od r. 2018 sme začali sledovať respiráciu na úrovni celého ekosystému na ploche so spracovanou kalamitou a od r. 2019 aj na ploche s nespracovanou kalamitou pomocou EC metódy.

V tomto príspevku sme sa zamerali na zhodnotenie jednotlivých zložiek ER 15 rokov od veľkoplošného poškodenia. Zaujímá nás, či trend znižovania rozdielov diferencovane manažovaných, príp. rôznymi faktormi poškodených porastov pokračuje a aký podiel na ER má nespracované drevo a tiež koľko uhlíka emituje povrch stromov. Tiež sme chceli posúdiť

vhodnosť doteraz používaného dizajnu na hodnotenie pôdnej respirácie, ktoré má v súčasnosti slúžiť aj na korekciu ER meranej pomocou EC veží.

## METODIKA

Hodnotenie respirácie je súčasťou dlhodobého sledovania vývoja lesných ekosystémov po veľkoplošnom poškodení prírodnými disturbanciami vo Vysokých Tatrách. V tomto príspevku sme sa sústredili na stav lesných ekosystémov, ktoré boli poškodené vetrom v roku 2004 a následne boli diferencovane manažované. Na manažovanej (EXT) aj nemanážovanej (NEX) výskumnej ploche boli v posledných dvoch rokoch inštalované snímače na sledovanie tokov uhlíka na ekosystémovej úrovni metódou EC. Plocha EXT sa nachádza na S od Novej Polianky a plocha NEX na Z od Tatranskej Lomnice. Obe výskumné plochy sa nachádzajú na skeletnatých oligotrofných kambizemiach v spoločenstve smrekovcových smrečín (*Lariceto-Piceetum*), na J-JV orientovaných svahoch s miernym sklonom v nadmorskej výške 1100-1150 m n. m. Na oboch plochách sa v súčasnosti nachádzajú mladé porasty z prirodzeného zmladenia (NEX), resp. vzniknuté kombináciou prirodzeného zmladenia a zalesňovania (EXT). Na podporu výsadieb sa na ploche EXT opakovane realizovalo vyžíňanie a v súčasnosti prerezávky. V dôsledku lesníckej intervencie bola po 10 rokoch od poškodenia na ploche EXT nižšia pokryvnosť vegetácie a menšie hektárové počty drevín, ale zároveň vyššia druhová diverzita. Aktuálny stav výskumných plôch v okolí EC veží je na obr.1



**Obr. 1. Súčasný stav lesných porastov na výskumnej ploche EXT (a) a NEX (b) (foto archív VSaM)**

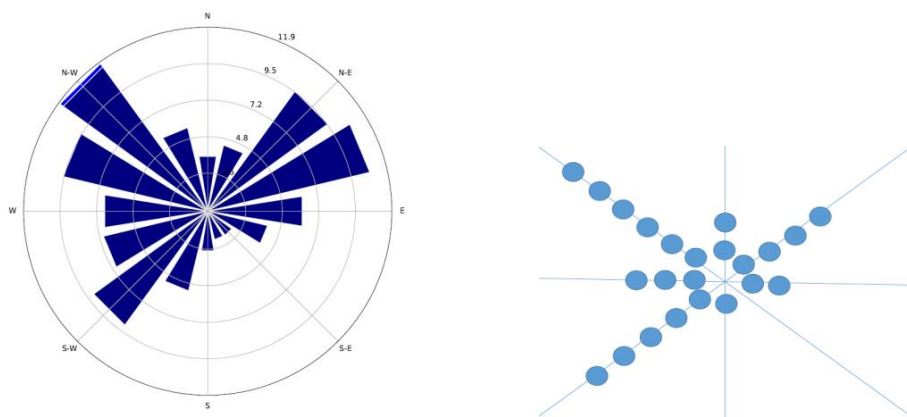
Meranie tokov  $\text{CO}_2$  metódou EC umožňuje stanoviť respiráciu celého ekosystému (ER) ako uvádzame v tomto zborníku na inom mieste. EC merania ale nemôžu dať odpoveď na otázku ako sa na ER podieľajú jednotlivé komponenty. Respiráciu pôdy, kmeňov stromov, asimilačných orgánov a mŕtveho dreva sme sledovali pomocou komorových metód.

### Pôdna respirácia

Pôdnu respiráciu sme merali opakovane manuálne v približne 2-týždňovom intervale a kontinuálne pomocou automatov. Na manuálne meranie sme použili gazometrický systém EGM4 (PP Systems, Lincoln, USA). Komoru (valec z plexiskla, obalený Al fóliou, priemer 15 cm, objem  $1,5 \text{ dm}^3$ ) sme pred meraním nasadili na 10 cm vysoké kovové podložky s identickým priemerom, zapustené do zeme tak, aby horný okraj podložky bol na úrovni povrchu pôdy. Takýto spôsob merania respirácie zabezpečoval minimálne ovplyvnenie mikroklimatických pomerov na meranom bode, čo v minulosti bol jeden z hlavných nedostatkov

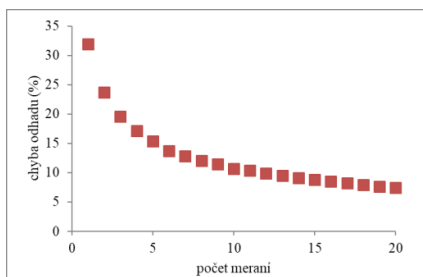
dlhodobého monitoringu na identických bodoch. Samotné meranie trvalo 2 min. a v prístroji zabudovaný program na základe teploty vzduchu, atmosférického tlaku a rozmerov komory vypočítal množstvo respirovaného  $\text{CO}_2$  (v  $\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ). Na kontinuálne meranie respirácie sme použili automatické zariadenia zhotovené špeciálne pre tento účel (ELCOM, Bratislava), ktoré riadili chod (otváranie a zatváranie) valcových komôr, v ktorých boli inštalované snímače  $\text{CO}_2$  (GMP 343 Vaisala, Finland), v nastavenom intervale. Použili sme komory z plexiskla obalené Al fóliou, s priemerom 30 a 70 cm a výškou 25, 40 a 70 cm. Samotné meranie trvalo 5 min. Pre stanovenie toku ( $\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) pre každý 5 min. interval bolo nutné hodnoty manuálne dopočítať podľa termodynamickej stavovej rovnice pre ideálny plyn. Počas merania  $\text{CO}_2$  sme súbežne merali, resp. pri automatoch zaznamenávali, environmentálne podmienky – teplotu a vlhkosť pôdy (Delta theta 3L, UK), teplotu a vlhkosť vzduchu v komore (Hygroclip SG3, Switzerland), prízemnú rýchlosť vetra (Gil WindMaster, UK).

Manuálne merania pôdnej respirácie sme v roku 2019 uskutočnili na oboch sledovaných plochách EXT a NEX. Rozmiestnenie meracích bodov na tranzektoch sme oproti minulosti upravili tak, aby korešpondovali s meraním tokov na EC vežiach. Podľa svetových strán sme zvolili 8 línií, ktoré sa pretínali pri EC veži. Počet bodov na každej línii zodpovedal frekvencii smerov vetra, ktorú sme zistili v priebehu roku 2018 (obr. 2).

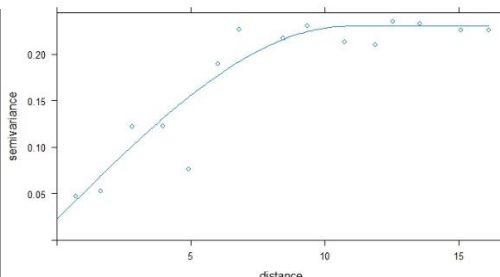


**Obr. 2. Frekvencia smerov vetra a poloha bodov pre meranie pôdnej respirácie na ploche EXT**

Celkový počet meraných bodov sme odvodili z opakovaného experimentu na ploche EXT, kde sme sledovali respiráciu na 111 bodoch v pravidelnej sieti 5x5 m „zahustenej“ na 50x50 cm. Opakovanými náhodnými výbermi štatistickou metódou Monte-Carlo sme minimálny počet meraných bodov stanovili na 20, aby chyba odhadu bola do 10 % (obr. 3a), (podrobne FLEISCHER 2016). Vzdialenosť medzi bodmi na tranzekte sme tiež odvodili z experimentálnych meraní s použitím metódy semivariacie, ktorá modeluje a vizualizuje štatistickú koreláciu ako funkciu vzdialenosti. Použili sme programový balíček geoR (R CoreTeam, podrobnejšie FLEISCHER 2016). Na obr. 3b uvádzame grafický výsledok analýzy. Inflexný bod na parabole naznačuje vzdialenosť, kde sa ešte prejavuje autokorelácia medzi meranými bodmi. Preto vzdialenosť medzi meracími bodmi na tranzekte bola navrhnutá na 10 m.



**Obr. 3a. Závislosť chyby odhadu pôdnej respirácie od počtu meraní**



**Obr. 3b. Stanovenie potrebnej vzdialenosti pri meraní pôdnej respirácie na vylúčenie autokorelácie medzi susednými bodmi**

Napriek tomu, že merania pôdnej respirácie sme na sledovaných plochách uskutočňovali takmer pravidelne v dvoch po seba nasledujúcich dňoch, boli medzi jednotlivými meraniami značné rozdiely, najmä v teplote pôdy. Vzhľadom na to, že teplota pôdy je najvýznamnejší faktor pôdnej respirácie, upravili sme merané hodnoty respirácie na štandardnú teplotu, čím sme získali porovnateľné údaje. Na štandardizáciu sme použili index  $Q_{10}$ .  $Q_{10}$  udáva koľko násobne stúpne emisia  $CO_2$ , keď sa teplota zvýši o 10 °C. Index sme vypočítali použitím vzťahu:

$$Q_{10} = e^{10 \cdot \alpha}$$

Tok  $CO_2$  z pôdy (RS) pre jednotlivé merania bol vypočítaný na základe teploty pôdy v 2 cm podľa vzťahu:

$$R_s = \beta \cdot e^{\alpha \cdot T_s}$$

kde  $\alpha$  a  $\beta$  sú regresné koeficienty stanovené nelineárnou regresiou v programe Statistica. Štandardizovanú pôdnu respiráciu pri 10 °C sme potom stanovili nasledovne:

$$R_{10} = \frac{R_s}{\frac{T_s - 10}{10}}$$

### **Respirácia asimilačných orgánov**

Respiráciu asimilačných orgánov sme merali pomocou gazometra Licor 6400 XT metódou podrobne uvedenou v práci FLEISCHER (2015). Meranie na dominantných druhoch prízemnej vegetácie, listnatých a ihličnatých drevinách sme opakovane vykonávali pri rôznych teplotách v priebehu celého sledovaného obdobia (máj-október) a porovnali s údajmi zistenými počas intenzívnej kampane v r. 2015. Vážený priemer respirácie asimilačných orgánov jednotlivých druhov sme stanovili na základe ich listovej plochy (LAI). LAI sme merali pomocou snímača Plant Canopy Analyzer 2200 (Licor, USA).

### **Respirácia kmeňov stromov**

Na vybrané hrubšie jedince ( $n = 4$ ) sme pomocou silikónu upevnili identické plechové valce, aké sme použili aj na manuálne sledovanie pôdnej respirácie (obr. 4) a tiež sme použili rovnaké meracie zariadenie (PPSystems). Ako doplnujúci údaj sme zaznamenali teplotu kôry bezdotykovým infračerveným snímačom (IR thermo, Germany).



Obr. 4. Valce na meranie respirácie kmeňov stromov

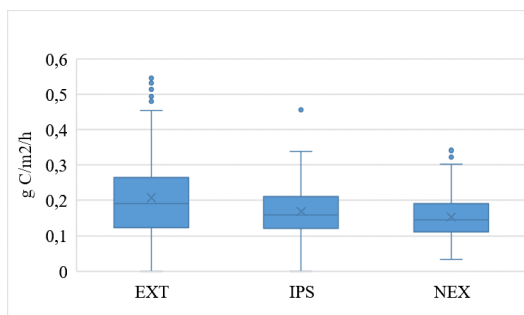
### Respirácia mŕtveho dreva

Respiráciu sme merali na vzorkách mŕtveho dreva, ktoré sme náhodne odobrali z ležiacich kmeňov na ploche NEX. Pomocou elektrickej reťazovej pily sme odobrali 25 cm dlhé klátiky približne zo stredu vývrátov, ležiacich, alebo stojacich zlomov. Na každom hodnotenom kmeni (vzorníku) sme odhadli stupeň rozkladu (1 – drevo pevné, 2 – drevo čiastočne rozložené, kmeň s vetvami a kôrou, 3 – drevo v pokročilom rozklade, mäkké, bez vetiev a kôry). Vzorku mŕtveho dreva sme vložili do plastového suda (priemer 35, výška 40 cm) a respiráciu sme stanovili zo zmeny koncentrácie  $\text{CO}_2$  počas 5 min. Na meranie koncentrácie  $\text{CO}_2$  sme použili snímač GMP 343 (Vaisala), ktorý bol umiestnený na uzatvárateľnom vrchnáku suda. Vpichovacím teplomerom sme na každom klátiku zistili teplotu vo vzdialenosti 1 cm od okraja klátika. Zo vzorníka sme okrem klátikov dobrali aj cca 3 cm široké kotúče na gravimetrické stanovenie vlhkosti a špecifickej hmotnosti (hustoty) suchého dreva. Vzorky sme sušili voľne položené v laboratóriu pri teplote  $20^\circ\text{C}$  a vlhkosti 30 % do konštantnej hmotnosti. Na extrapoláciu respirácie klátikov na výskumnú plochu sme použili zásobu dreva ( $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) s hrúbkou nad 2 cm a stupeň rozkladu mŕtveho dreva (3 kategórie). Na tento účel sme založili 70 plôch s rozmermi 5x5 m, ktoré boli umiestnené pri bodoch na tranzektoch založených na opakované meranie pôdnej respirácie.

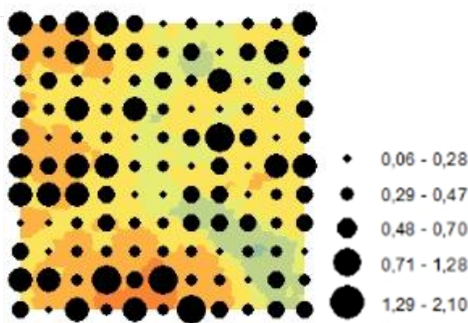
## VÝSLEDKY A DISKUSIA

### Pôdna respirácia

Hodnoty pôdnej respirácie podľa opakovaných meraní na tranzektoch okolo EC veží v priebehu vegetačného obdobia (máj až október) v r. 2019 na plochách EXT a NEX boli veľmi podobné, Rozdiel v priemerných hodnotách bol štatisticky nevýznamný ako uvádzame na obr. 5. Suma respirácie za sledované obdobie na ploche EXT bola 595 a na ploche NEX 545  $\text{g C m}^{-2}$ . Výsledok potvrdzuje trend znižovania, resp. takmer zánik rozdielov medzi diferencovane manažovanými lokalitami po 15 rokoch od poškodenia. Na obr. 5 uvádzame aj hodnoty pôdnej respirácie na lokalite IPS, ktorá ešte pred 5 rokmi mala významne vyššiu respiráciu ako vetrom a požiarom poškodené porasty. Aj v tomto prípade je približovanie hodnôt pôdnej respirácie veľmi presvedčivé. Rozdiely medzi jednotlivými bodmi na sledovaných plochách však ostávajú stále značne vysoké, ako uvádzame na obr. 6. Veľkosť značiek je úmerná emisii  $\text{CO}_2$  počas experimentálneho merania na stanovenie aktualizovaného dizajnu a potrebného počtu meraní na ploche EXT.

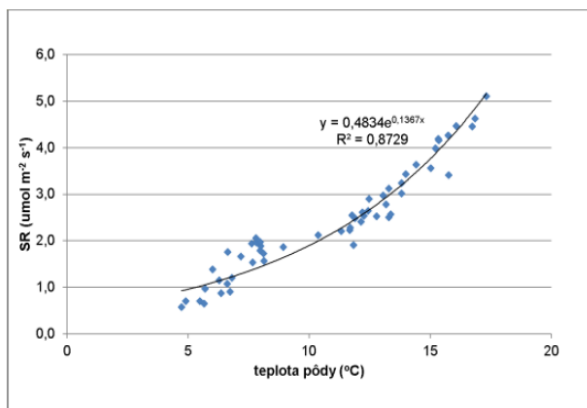


Obr. 5. Hodnoty pôdnej respirácie ( $\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) na základe manuálnych meraní v r. 2019 na ploche EXT, NEX a IPS (priemer, SD a rozpätie)



Obr. 6. Variabilita pôdnej respirácie na sieti 3x3 m počas merania v septembri 2018 na ploche EXT. Veľkosť značiek je úmerná emisii  $\text{CO}_2$  ( $\text{g CO}_2 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ). Priestorová interpolácia bodových meraní metódou kríging je zobrazená farebne.

Vlhkosť pôdy v roku 2019 neklesla pod 20 % a preto sme ju nezaznamenali ako limitujúci faktor pre pôdnu respiráciu. Na modelovanie sezónneho chodu pôdnej respirácie sme preto použili len teplotnú závislosť. Pri manuálnom meraní sme zistili regresný koeficient medzi respiráciou a teplotou  $R^2 = 0,3$ . Regresie zistená automatickým systémom však dosiahla až 0,87, ako uvádzame na obr. 7.



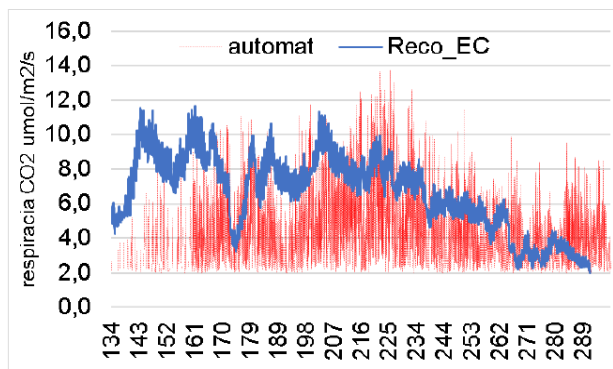
Obr. 7. Závislosť pôdnej respirácie ( $\mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) na teplote pôdy v 2 cm preložená exponenciálnou funkciou

Z výsledku vyplýva, že sporadické manuálne merania sú vhodné na komparáciu okamžitých hodnôt medzi lokalitami, ale pre ročný, resp. sezónny odhad pôdnej respirácie sú spoľahlivejšie kontinuálne automatické merania.

Súbežne meranie pôdnej respirácie automatmi a ekosystémovej respirácie EC systémom poskytlo ďalšiu príležitosť na analýzu tohto toku  $\text{CO}_2$ . Na obr. 8 uvádzame hodnoty respirácie (v  $\mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) zaznamenané automatom a EC vežou. Do polovice sledovaného obdobia boli hodnoty porovnateľné a priebehy synchronné. V druhej polovici sme zaznamenali značné rozdiely a hodnoty pôdnej respirácie boli vyššie ako ER. Fakt, že EC merania podhodnocujú

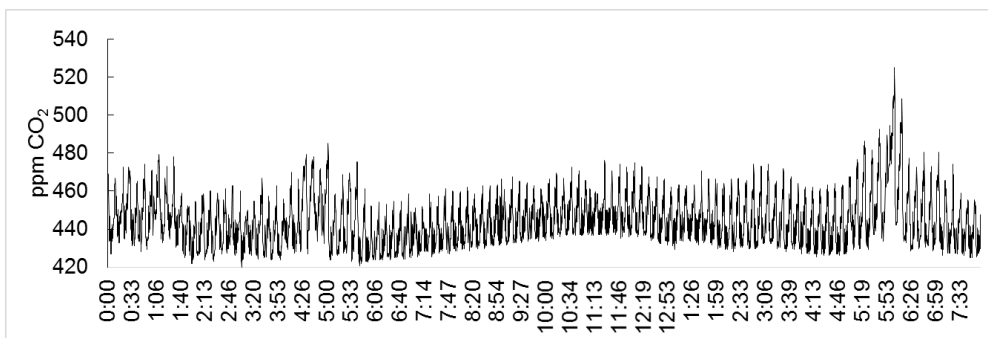


pôdnu respiráciu je všeobecne známy (BALDOCCHI 2003). Príčinou je metodický postup, pri ktorom sa respirácia stanovuje z nočných meraní. V noci však často absentuje turbulentné prúdenie, ktoré je podmienkou pre správne meranie tokov pomocou EC metódy (podrobnejšie na inom mieste v tomto zborníku).



**Obr. 8.** Sezónny chod pôdnej respirácie meranej automatickým zariadením a ekosystémovej respirácie meranej metódou EC na ploche EXT. Na osi x sú zobrazené dni podľa poradia v roku

O tom, že absencia turbulentného prúdenia vzduchu sa vyskytuje aj na výskumných plochách svedčí záznam priebehu koncentrácie  $\text{CO}_2$  z automatu. Kým počas dňa, keď sa povrch pôdy prehrieva a hodnoty koncentrácie  $\text{CO}_2$  v otvorenej komore veľmi vyrovnané v dôsledku neustáleho „premiešavania“ vzduchu. Naopak, v noci sa turbulencia znižuje a prejavuje sa to veľkou variabilitou koncentrácie  $\text{CO}_2$  nad povrchom pôdy (obr. 9). Všeobecne sa vyššia variabilita pôdnej respirácie vyskytuje na pórovitých pôdach. To je prípad aj pôd na výskumných plochách, kde porozita dosahuje až 60 %.



**Obr. 9.** Priebeh dennej koncentrácie  $\text{CO}_2$  nad povrchom pôdy

Dôvodom, prečo hodnoty pôdnej respirácie boli vyššie ako ekosystémová respirácia je aj to, že EC merania ER pokrývajú plochu rádovo v desiatkach ha, kým automat meria kruhovú plochu s priemerom 30 cm. Ako sme uviedli na obr. 6 priestorová variabilita pôdnej respirácie je mimoriadne veľká a preto hodnoty na konkrétnom bode môžu vysoko prekračovať priemer



na väčšom území. Použitím záznamov pôdnej respirácie z viacerých automatov (v roku 2019 boli na ploche EXT 3 automaty) je možné rozdiel výrazne znížiť (dáta nie sú zobrazené, ešte sú v procese spracovania).

Pre stanovenie bilancie príjmu a výdaja C ekosystémami sa ako časový rámec obvyčajne používa rok. Sledovanie pôdnej respirácie mimo vegetačného obdobia automatickými zariadeniami, ale aj manuálnym meraním je však značne komplikované. Porucha EC v zimnom období 2019 znemožnila zdokumentovať hodnoty respirácie v čase, ktorý je síce považovaný za periódu s hodnotami na hranici detekcie, ale viaceré práce poukázali na výskyt mimoriadne vysokých hodnôt práve v zimnom období. Podľa KURGANOVEJ et al. (2003) mikrobiálna aktivita funguje aj v zamrzutej pôde pri teplotách pod  $-5^{\circ}\text{C}$ . Podľa MONSONA et al. (2006) zimná respirácia v subalpínskych porastoch v Colorade, USA, dosahuje až 10 % z celoročnej ekosystémovej respirácie a vyššie hodnoty  $R_h$  sa vyskytujú pri vyššej snehovej pokrývke. Zvýšené pulzy emisie  $\text{CO}_2$  zaznamenali počas topenia snehu a rozmŕzania pôdy. Náhle zvýšenie vlhkosti stimuluje rast mikrobiálneho spoločenstva a prechod vegetácie z dormancie do aktívneho stavu, čo sa prejavuje výraznou emisiou  $\text{CO}_2$ . Zimné pulzy  $\text{CO}_2$  značne odčerpávajú živiny, ktoré pri viacnásobnom opakovanom zamŕzaní a rozmŕzaní pôdy môžu lesným porastom chýbať, čo sa prejavuje spomalením, alebo až zastavením rastu (KURGANOVA et al. 2003).

### **Respirácia kmeňov**

Priemerná respirácia stanovená z 20 opakovaných meraní na 4 stromoch mala v r. 2019 hodnotu  $0,15 \text{ g C m}^{-2} \text{ kôry h}^{-1}$ . Pri priemernej hrúbke 3,6 cm, výške 325 cm a počte 1000 stromov/ha bude priemerná respirácia  $0,0006 \text{ g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , čo je približne 0,5 % z aktuálnej pôdnej respirácie. Podľa BOLSTADA et al. (2004) je podiel respirácie kmeňov v dospelom poraste na úrovni 10 % z ER. Relatívne nízka kmeňová respirácia v našom hodnotení je spôsobená vekom, biometrickými parametrami a počtom stromov v mladých porastoch na kalamitných plochách. Pri údajoch o respirácii kmeňov sme zistili pomerne silnú závislosť na teplote kôry hodnotených stromov ( $R^2 = 0,36$ ). Pre prípadné modelovanie respirácie kmeňov však bude potrebné posúdiť aj vplyv biomasy stromov.

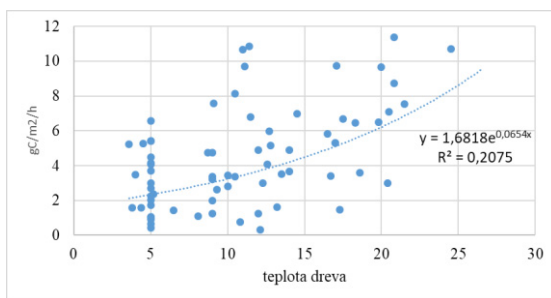
### **Respirácia asimilačných orgánov**

Respirácia asimilačných orgánov dominantných druhov prízemnej vegetácie, listnatých aj ihličnatých stromov sa pohybovala v intervale  $0,05 - 0,19 \text{ g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Nakoľko to boli hodnoty veľmi podobné tým, ktoré sme namerali počas intenzívnej kampane v roku 2015, použili sme výsledky z predchádzajúceho hodnotenia na stanovenie respirácie asimilačných orgánov v roku 2019 upravené o aktualizovaný LAI na sledovaných lokalitách. Celkový index LAI sa čiastočne zvýšil. Výrazný nárast sme zaznamenali u drevín na úkor trávnatých druhov a ostružiny maliny. Napr. LAI smreka sa zvýšil z 0,4 na 2,1 na ploche EXT a z 0,8 na 2,0 na ploche NEX. Za sledované obdobie respirácia asimilačných orgánov na výskumných plochách nado-  
búdala hodnoty  $165 \text{ g C m}^{-2}$  na ploche EXT a  $150$  na ploche NEX.

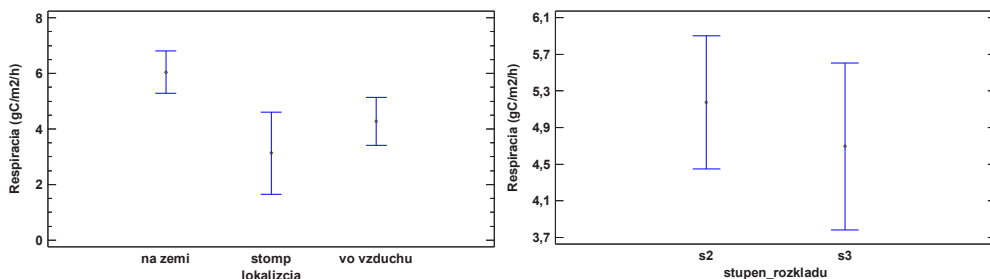
## Respirácia mŕtveho dreva

Respiráciu mŕtveho dreva sme merali v závere vegetačného obdobia 2019 pri relatívne nízkych teplotách (teplota dreva sa pohybovala od 4 do 12 °C). Aby sme sa priblížili priemernej teplote počas vegetačného obdobia (podľa vlastných meraní 12,3 °C), zvýšili sme teplotu vzoriek umelým spôsobom. Vzorky sme preniesli do laboratória a meranie sme zopakovali, keď teplota dosiahla hodnoty okolo 20 °C. Priemernú hodnotu respirácie sme stanovili na 0,13 g CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> suchého dreva za deň. Pri priemernom objeme mŕtveho dreva 320 m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup> bolo emisia CO<sub>2</sub> za vegetačné obdobie vo výške 670 kg C ha<sup>-1</sup>, čo je asi 10% z pôdnej respirácie. Pri experimentálnom meraní pri takmer identických teplotách dreva v smrekových lesoch v Nemecku stanovil HERRMANN a BAUHUS (2012) respiráciu na 19 rokov starých a priemerne 39 cm hrubých vývratoch na 0,3 až 0,7 g CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> suchého dreva za deň. V našom prípade bolo drevo podstatne tenšie, keď až 80% vzoriek malo hrúbku do 25 cm.

Hodnotenie respirácie mŕtveho dreva potvrdilo závislosť na teplote (obr. 10), aj keď regresný vzťah je slabší ako sa sporadicky uvádza v literatúre.



Obr. 10. Závislosť respirácie mŕtveho dreva na teplote v hĺbke 1 cm od obvodu



Obr. 11. Rozdiely v respirácii mŕtveho dreva (g C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) podľa a) polohy (na zemi, vo vzduchu a stojaci zlom), b) podľa stupňa rozkladu (ANOVA, Fisherov LSD post-hoc test)

Vlhkosť dreva sa ukázala ako nevýznamný faktor pre respiráciu mŕtveho dreva. To je pomerne prekvapujúce zistenie, lebo mŕtve drevo ležiace na zemi malo signifikantne vyššiu respiráciu ako drevo bez kontaktu s pôdou a stojace zlomy (štrompy), ako uvádzame na grafickom výstupe z analýzy variancie (ANOVA s Fisherovým post-hoc testom) na obr. 11a. Na obr. 11b predstavujeme rozdiel v respirácii mŕtveho dreva v rôznom stupni rozkladu. Mierne vyššiu, ale štatisticky nevýznamnú respiráciu malo drevo v 2. stupni. Prvý stupeň vzhľadom na minimálny výskyt na výskumnej ploche nebol zahrnutý do analýzy. Podľa hustoty mŕtveho

dreva, ktoré je objektívnym indikátorom miery rozkladu dreva sme zistili, že najviac C emitovalo najmenej rozložené drevo (Fleischer in prep.), ktoré je na 15 ročnej kalamitnej ploche veľmi zriedkavé. Výsledok však naznačuje, že maximálna emisia C z mŕtveho dreva sa udiala v predchádzajúcich rokoch.

## ZÁVER

Podľa meraní metódou EC vo vegetačnom období 2019 bola v roku 2019 ekosystémová respirácia na ploche EXT 796 g C m<sup>-2</sup> a na ploche NEX 829 g C m<sup>-2</sup>. Na oboch plochách najväčší podiel tvorí pôdna respirácia, 74 % na EXT, 65 % na NEX. Na zvýšenej respirácii plochy NEX sa podľa predpokladov podieľa respirácia mŕtveho dreva. Mŕtve drevo za sledované obdobie emitovalo 67 g C m<sup>-2</sup>, čo je 8 % z ER. Suma komponentov ER, ktoré boli merané pomocou komorových metód za sledované obdobie bola na ploche EXT 762 g C m<sup>-2</sup> a na ploche NEX 764 g C m<sup>-2</sup>. Na oboch plochách sme dosiahli veľmi dobrú zhodu medzi meraniami celkovej ER pomocou EC merania a meraním jednotlivých komponentov komorovými metódami. Na oboch plochách bola respirácia zistená EC metódou vyššia ako suma jednotlivých komponentov. Na ploche EXT je rozdiel 4 % a na ploche NEX 8 %. Vysoká miera zhody celkovej respirácie zistenej rôznymi metódami je dobrým východiskom pre sledovanie vývoja narušených lesných porastov z hľadiska tokov CO<sub>2</sub> a podielu jednotlivých zložiek ekosystému na bilancii uhlíka.

## PodĎakovanie

Výsledky prezentované v tomto príspevku boli získané aj vďaka podpore Agentúry pre vedu a výskum formou grantu APVV 17-064.

## LITERATÚRA

- BALDOCCHI, D. B., 2003: Assessing the eddy covariance technique for evaluating CO<sub>2</sub> exchange rates of ecosystems: past, present and future. *Global Change Biology* 9:1-14.
- BOLSTAD, P. V., DAVIS, K. J., MARTIN, J., COOK, B. D., WANG, W., 2004: Component and whole-ecosystem respiration fluxes in northern deciduous forests. *Tree Physiology* 24:493-504.
- BERG, B., 2000: Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management* 133:13-22.
- COX, P. M., BETTS, R. A., JONES, C. D., SPALL, S. A. & TOTTERDELL, I. J., 2000: Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature* 408:184-187.
- FLEISCHER, P. ml., 2016: Ekosystémová výmena CO<sub>2</sub> v smrekových ekosystémoch po prírodných disturbancech. Dizertačná práca, TU Zvolen, 126 s.
- GOULDEN, M. L., MUNGER J. W., FAN, S.M., DAUBE, B.C, WOFSEY, S.C., 1996: Measurements of carbon sequestration by long-term eddy covariance: methods and critical evaluation of accuracy. *Global Change Biology* 2 (3):169-182.
- HERRMANN, S., BAUHUS, J., 2012: Effects of moisture, temperature and decomposition stage on respirational carbon loss from coarse woody debris (CWD) of important European tree species. *Scandinavian Journal of Forest Research* 28:346-357.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2000. In: Watson, R.T., Noble, I. R., Bolin, B., Ravindranath, N. H., Verardo, D.J., Dokken, D. J. (Eds.), *Special Report: Land Use, Land-Use Change and Forestry: Summary for Policymakers*, Cambridge University Press, Cambridge

- KURGANOVA, I., DE GERENYU, V.L., ROZANOVA, L., SAPRONOV, D., MYAKSHINA, T., KUDEY-  
AROV, V., 2003: Annual and seasonal CO<sub>2</sub> fluxes from Russian southern taiga soils. *Tellus* 55B:  
338-344.
- LISKI, J., ILVESNIEMI, H., MAKELA A., WESTMAN C.J., 1999: CO<sub>2</sub> emissions from soil in response  
to climate warming are overestimated. The decomposition of old soil organic matter is tolerant of  
temperature. *Ambio* 28:171-174.
- MONSON, R. K., BURNS, S.P., WILLIAMS, M.W., DELANY, A.C., WEINTRAUB, M., LIPSON, D.A.,  
2006: The contribution of beneath-snow soil respiration to total ecosystem respiration in a high-  
-elevation, subalpine forest. *Global Biogeochemical Cycles* 20: GB3030.
- SUBKE, J. A., REICHSTEIN, M., TENHUNEN, J. D., 2003: Expanding temporal variation in soil CO<sub>2</sub>  
efflux in a mature spruce forest in south Germany. *Soil Biology and Biochemistry* 35:1467-1483..
- TRUMBORE S., 2006: Carbon respired by terrestrial ecosystems-recent progress and challenges, *Global  
Change Biology* 12:141-153
- VALENTINI R., MATTEUCCI G., DOLMAN A.J., et al., 2000: Respiration as the main determinant of  
carbon balance in European forests, *Nature* 404:861-865.
- WARING, R. H., RUNNING, S.W., 2007: *Forest Ecosystems* (Third Edition)

## SÚHRN

Ekosystémová respirácia je proces, pri ktorom sa uvoľňuje energia pri rozklade glukózy zo živých i odumretých buniek. Podľa množstva uvoľneného oxidu uhličitého (CO<sub>2</sub>) je to druhý najväčší suchozemský tok uhlíka. Množstvo uhlíka uvoľneného z lesných ekosystémov do atmosféry narastá po narušení disturbanciami. Rizikom pre zhoršenie pomeru medzi príjmom a výdajom C je aj klimatická zmena.

Vo vegetačnom období roku 2019 sme sledovali ekosystémovú respiráciu (ER) na plochách dlhodobého výskumu vo Vysokých Tatrách, ktoré boli založené v r. 2004 po veľkoplošnom poškodení vetrom. Na ploche s vyťaženou (EXT) a nevyťaženou (NEX) kalamitnou hmotou sme ER sledovali dvoma metódami. 1. Prostredníctvom eddy kovariančných veží, ktoré merali kontinuálne celkovú ER. 2. Pomocou komorových metód, ktorými sme opakovane počas terénnych kampaní hodnotili respiráciu jednotlivých komponentov ER, konkrétne respiráciu pôdy, asimilačných orgánov, kmeňov stromov a mŕtveho dreva.

Rozdiel v celkovej respirácii medzi plochami EXT a NEX bol menší ako 10 %. Na oboch plochách sme dosiahli veľmi dobrú zhodu vo výslednej ER pri použití oboch metód. Celkovo plocha EXT za sledované obdobie (máj – október) respirovala 796 a NEX 829 g C m<sup>-2</sup>. Najvýznamnejší podiel z celkovej respirácie tvorila pôdna respirácia, a to 74 % na EXT a 65 % na NEX. Respirácia listov tvorila 21 % na EXT a 18 % na NEX. Najmenší podiel na oboch plochách tvorila respirácia kmeňov drevín, len 2 %. Respirácia mŕtveho dreva na ploche NEX mala 8 % podiel na celkovej respirácii.

Výsledky potvrdzujú doterajší trend znižovania rozdielov ekologických podmienok medzi diferencovane manažovanými lokalitami, ale tiež poukázali na významný príspevok nespracovaného mŕtveho dreva na celkovú respiráciu lesného ekosystému 15 rokov po poškodení.

## ECOSYSTEM RESPIRATION AND ITS COMPONENTS 15 YEARS AFTER FOREST STAND DESTRUCTION IN THE TATRA MOUNTAINS

### Abstract

Ecosystem respiration (ER) is a process when energy stored in cellulose is released from both live and dead cells. According to the amount of released carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) EC is the second largest terrestrial carbon flux. The amount of carbon (C) emitted from forest ecosystems increases after disturbance impact. Another serious risk for changing ratio between C uptake and release is climate change.

We measured ER during growing season of 2019 on two long-term monitoring plots in the High Tatra Mts. First site represents Norway spruce ecosystems where wood was extracted after large-scale wind disturbance in 2004 (EXT). The second site represents stands which were left without any post-disturbance management (NEX). For estimation of ER we used two independent methods: 1. eddy covariance method measuring continuously total ER, 2. chamber methods used during field campaigns assessing the components of ER – soil respiration, respiration of leaves, respiration of trunks and respiration of dead wood.

Difference in total ER between the study sites was less than 10%. On both the sites the results derived from two estimation methods yielded very similar values. Totally the EXT site respired 796 and the NEX site 829 g C m<sup>-2</sup> during observed period (May – October 2019). Soil respiration contributed the most to total ER, 74% at the EXT and 65% at the NEX site respectively. Leaf respiration counted 21% at the EXT and 18% at the NEX. Trunks contributed the least, on both the sites ca 2%. Dead wood at the NEX site contributed 8% to total ER.

The results confirm tendency of reduction the differences among differently managed spruce ecosystem. On the other hand, the results pointed out an important contribution of left dead-wood at unmanaged stands on total ecosystem respiration 15 years after stand replacing disturbance.

**Key words:** disturbances, deadwood, Norway spruce, forest management, carbon sequestration

**Adresy autorov:**

Doc. Ing. Peter Fleischer, PhD.  
Technická univerzita Zvolen  
Lesnícka fakulta  
Masarykova 24  
960 01 Zvolen  
Štátne lesy TANAP-u  
Tatranská Lomnica,  
059 60 Vysoké Tatry  
email: p.fleischersr@gmail.com

Ing. Peter Fleischer, PhD.  
Technická univerzita Zvolen  
Lesnícka fakulta  
Masarykova 24  
960 01 Zvolen  
email: p.fleischerjr@gmail.com  
Ústav ekológie SAV  
Oddelenie ekofyziológie rastlín  
Štúrova 2  
960 53 Zvolen

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



## LABORATÓRNE STANOVENIE RESPIRÁCIE DREVOKAZNÝCH HÚB – METODICKÝ PRÍSTUP A PRIEBEŽNÉ VÝSLEDKY

*Martin Pavlík, Peter Fleischer, Peter Fleischer ml.*

### ÚVOD

Huby sú súčasťou existencie života na Zemi už približne 2 miliardy rokov. Ich miesto v prírode je pevné a ich funkcie sú nenahraditeľné. Spôsob ich života sa formoval spolu s formovaním života na Zemi celkove. Človek ich spoznáva od vtedy, ako si začal všímať prírodu a veci v nej, ktoré mu môžu byť užitočné. Je to len niekoľko tisíc rokov, čo sa človek s hubami zoznamuje bližšie. Len pár desiatok rokov sa objavujú stále nové zistenia o tom, aké sú huby úžasné, čo sú schopné spracovať, ako nám môžu byť prospešné. Ale huby sú stále rovnaké a záleží len na nás, čo sa o nich naučíme a čo z ich schopností využijeme v prospech nášho života na Zemi.

Ríša húb je obrovská a počet druhov sa spravidla odhaduje od 500 000 do 5 miliónov. Najviac akceptovaný je počet okolo 1,5 milióna (HAWKSWORTH 2001), z ktorých dôkladne popísaných je asi 110 000 druhov (CHANG, WASSER 2017). HAWKSWORTH (2012) odhaduje, že celkove by mohlo existovať 160 000 makromycét, doteraz je však popísaných približne 16 000 (KIRK et al. 2008; WASSER 2010; HAWKSWORTH 2012). Celá táto dosť heterogénna skupina organizmov rôzneho vzhľadu má spoločné to, že sa jedná o eukaryotické, heterotrofné stielkaté organizmy (VÁŇA 1996). Možno ich zatriediť do viacerých ekologických skupín. *Saprofytické* huby žijú na mŕtvom organickom materiáli, *mykorrhízne* symbioticky spolupracujú s koreňmi živých rastlín, *drevné* žijú na dreve obsahujúcom lignín, z nich niektoré sú aj parazitické. *Entomogénne* žijú s hmyzom a *koprofilné* žijú na exkrementoch rôznych živočíchov (CHANG, WASSER 2017).

Huby nás zaujímajú hlavne z dvoch dôvodov: pre látky, ktoré obsahujú a pre schopnosti, ktorými prirodzene disponujú. Preto ich využívame ako potravu, ako zdroj zdraviu prospešných a liečivých látok, a tiež ako prostriedok na obnovu, posilnenie a revitalizáciu prostredia (- poškodeného zvyčajne nerozumnou činnosťou ľudí v minulosti aj v súčasnosti). To sú hlavné dôvody, prečo potrebujeme o hubách vedieť stále viac a stále viac ich rozumne využívať.

Stále rastúci záujem o huby a dopyt po dopestovaných hubách je dôvodom pre skvalitnenie procesu pestovania, vytváranie optimálnych rastových podmienok z hľadiska produkcie nielen kvantity ale najmä kvality húb. Rastové podmienky, napr. kvalita substrátu, režimu osvetlenia, vetrania, čistota a vlhkosť vzduchu, majú významný vplyv na kvalitu pestovaných húb. Náš aktuálny výskum sa zameriava na sledovanie produkcie CO<sub>2</sub> hubou v procese pre-rastania substrátu, tvorby primordií a plodníc húb.

Huby dýchajú podobne ako ľudia – vdychujú kyslík a vydychujú oxid uhličitý. A hoci je nás dosť veľa, je to zanedbateľné množstvo oproti množstvu húb na Zemi. Na základe výskumu vplyvu otepľovania na huby možno konštatovať, že huby vykazujú rýchlejší metabo-



lizmus, rastú a reprodukovujú sa viac, rýchlo dýchajú, teda spotrebujú viac kyslíka a vydychujú viac oxidu uhličitého.

Presných údajov o produkcii CO<sub>2</sub> hubami v prírodných podmienkach, ale ani v procese ich pestovania, je nedostatok. Potreba objektívnej kvantifikácie produkcie CO<sub>2</sub> v procese rastu húb je veľmi aktuálna. Vyplyva z potreby produkcie kvalitných plodníc húb vo veľkých množstvách, ako aj z potreby objektivizácie dopadov pestovania obrovského množstva húb napr. aj na životné prostredie v súvislosti so spomínaným globálnym otepľovaním. Výskum zameraný na vývoj a testovanie prístrojov použiteľných na objektívnu kvantifikáciu produkcie CO<sub>2</sub> je teda veľmi potrebný.

V tomto článku sme sa pokúsili kvantifikovať veľkosť respirácie mycélií pomocou iRGA-senzorov komorovými metódami. Respirácia mycélií sa da merať komorovými metódami buď na živnej pôde alebo na substráte tvorenom štiepkami a pilinami z dreva rôznych drevín.

Komorové metódy majú široké použitie v ekofyziologickom výskume. Používajú sa na stanovenie pôdnej i ekosystémovej respirácie, asimilácie (GPP) i čistej ekosystémovej výmeny (NEE). V tejto práci sa snažíme aplikovať široko rozšírené komorové metódy na meranie respirácie mycélia húb.

Cieľom našej práce bolo:

- 1) nájsť najvhodnejší postup na stanovenie myceliálnej respirácie húb komorovými metódami,
- 2) zistiť vplyv faktorov ako čas, druh huby, substrát, na ktorom huba rastie, vplyv svetla a teploty na respiráciu mycélií húb,
- 3) detekovať biorytmy, ich prítomnosť a periódu v čase od inokulácie po tvorbu plodníc.

## METODIKA

V rámci aktuálneho výskumu sme použili tri typy substrátov:

1. agarový substrát na Petriho miske; 2. štiepky z drevín buk a dub; 3. ražnú slamu.

Hubové inokulum pripravilo odborné mykologické laboratórium Mykoforest Martin Rajtar Velčice, Slovenská republika (spoločnosť Mykoforest).

### Agarový substrát na Petriho miske

Petriho miska s priemerom 80 mm sa naplnila na 1/3 svojho objemu zemiakovo- dextrózovým agarom (PDA), do ktorého bola inokulovaná buď hľiva ustricovitá *Pleurotus ostreatus* alebo lesklokôrovka obyčajná *Ganoderma lucidum* v sterilných podmienkach laminárneho boxu Bioair (Bioair Auro Vertical SD4, EUROCLONE SpA Siziano, Taliansko). Petriho miska sa po utesnení parafilmom (Bemis Co., Oshkosh, WI, USA) uložila v inkubátore (Heratherm IMC 18, Thermo ElectronLED GmbH, Langenselbold, Nemecko) na dobu 3 týždňov pri 25 °C. Médium PDA bolo po 3 týždňoch úplne prerastené mycéliom húb. Vzorky boli testované pomocou súpravy 1.

### Drevené štiepky ako substrát

Drevené štiepky z duba zimného (*Quercus petraea*) a buka lesného (*Fagus sylvatica*) sa zmiešali s výživnými aditívami, ako sú pšeničné otruby a sadra v pomere 80: 15: 5. Táto zmes sa potom zmiešala s čistou vodou, aby sa dosiahla vlhkosť 65%. 1000gramov tohto substrátu sa potom naplnilo do sklenenej fľaše, ktorá sa potom sterilizovala pri 121 °C počas troch

hodín v sušičke APT Line (Binder GmbH, Tuttlingen, Nemecko). Nasledujúci deň, po ochladení na 25 °C bol substrát naočkován hlivou *Pleurotus ostreatus* (PO) a lesklokôrovkou *Ganoderma lucidum* (GL). 100g hubového inokula sa pridalo do sklenených fliaš za sterilných podmienok laminárneho boxu Bioair. Fľaše sa potom prekryli filtermi pozostávajúcimi z hliníkovej fólie so 4 otvormi s priemerom 3 mm a papierovej vaty, ktoré boli pripevnené k okrajom fliaše páskou. Fľaše sa skladovali v laboratóriu pri 22 °C za denného svetla. Úplné prerastenie mycélia substrátom vo fľaši sa dosiahlo v priebehu 30 dní.

### **Ražná slama ako substrát**

Hlavnou zložkou substrátu je ražná slama nasekaná na kúsky dlhé maximálne 10 cm, namočená v 1 % vodnom roztoku hydroxidu vápenatého 24 hodín. Potom bol substrát upravený na vlhkosť 65 %; a inokulovaný hlivou *Pleurotus ostreatus*. Substrát sa potom umiestnil do vreciek MicroSac SacO2 (Zipper Polypropylene Microsac, Deinze, Belgium) tak, že do 1000 gramov slamy sa primešalo 100 gramov inokula hlivy. Takto pripravených 10 vreciek sa uzavrelo a umiestnilo do automatickej komôrky vyrobenej na mieru vybavenej sondou CO<sub>2</sub> Vaisala GMP343 na meranie koncentrácie oxidu uhličitého každých pätnásť minút počas 45 dní.

### **Meranie hubovej respirácie**

Respirácia pôdných mikroorganizmov, rastlín a živočíchov celkove tvorí dýchanie ekosystémov a hrá kľúčovú úlohu v globálnom uhlíkovom cykle. Komorová metóda je jednou z najbežnejšie používaných metód v ekofyziologickom výskume na odhad respirácie v rôznych mierkach ekosystémov. Okrem toho sú komorové metódy vysoko presné, ponúkajú manuálnu aj automatickú funkčnosť a všeobecne sa dajú ľahko ovládať. Komerčne je dostupných niekoľko komorových systémov. Komory na zákazku alebo na výstavbu ponúkajú ďalšie prispôbenie a funkčnosť pre konkrétne účely.

Základným princípom komorových metód je odhad časovej zmeny koncentrácie CO<sub>2</sub> v uzavretej komore. Koncentrácia CO<sub>2</sub> sa meria infračervenými plynovými sondami (IRGA). Metóda je založená na absorpcii infračerveného žiarenia molekulami CO<sub>2</sub>. Miera redukcie žiarenia je funkciou koncentrácie CO<sub>2</sub>. V závislosti od umiestnenia snímača IRGA sú systémy rozdelené na statický (snímač je umiestnený priamo v komore) a dynamický (senzor je umiestnený mimo komory).

### **Meracie súpravy použité na meranie hubovej respirácie**

Na meranie hubovej respirácie sme použili 4 typy súprav:

- Súprava 1** – prístroj LICOR 6400 XT (Licor, Nebraska), s komorou cca 8\*8\*6 cm, otvorený dynamický systém;
- Súprava 2** – prístroj EGM4 PP Systems s komorou na pôdnu respiráciu, s rozmermi cca Ø 16\*20 cm, otvorený dynamický systém;
- Súprava 3a a 3b** – svojpomocne zhotovené súpravy, komory o rozličnom objeme skladajúce sa zo snímača Carbo Cap model 343 Vaisala a transparentnej komory zhotovenej z plexiskla. 40\*40\*40 cm (3a komora), 10\*10\*10 cm (3b komora). Obidve súpravy boli uzatvorenými statickými systémami;
- Súprava 4a a 4b** – svojpomocne zhotovené automaty, skladajúce sa zo snímača Vaisala CARBO CAP a transparentnej komory, ktorá sa automaticky sklápala a vyklápala

v požadovanom časovom intervale. Boli použité komory o rozmeroch Ø 35cm \*75 cm (4a komora), Ø 35cm \*100 cm (4b komora). Obidve súpravy sú uzatvorenými statickými systémami.

Základným princípom komorových metód je stanovenie časovej zmeny koncentrácie  $\text{CO}_2$  v uzavretom priestore (komore). Na meranie koncentrácie  $\text{CO}_2$  sa v súčasnosti používa jú infračervené gazometrické sondy (IRGA). Metóda je založená na absorpcii infračerveného žiarenia molekulami  $\text{CO}_2$ . Miera redukcie žiarenia je funkciou koncentrácie  $\text{CO}_2$ . Podľa umiestnenia IRGA snímača sa systémy delia na statické a dynamické (LIVINGSTONE and HUTCHINSON 1995). V statických systémoch je snímač umiestnený priamo v komore a koncentrácia  $\text{CO}_2$  v komore narastá až kým nedôjde k otvoreniu komory, resp. sa vytvorí tak vysoký gradient  $\text{CO}_2$ , že dôjde k prepúšťaniu cez malé netesnosti, v dynamických komorách je senzor mimo komory a vzorka medzi komorou a snímačom je hnaná pumpou. Dynamické sa ďalej rozdeľujú na otvorené a uzavreté. Otvorené komory majú konštantný prietok vzduchu v komore a koncentrácia  $\text{CO}_2$  je monitorovaná na vstupe a výstupe. Tradičná nevýhoda komorových metód, malá časová mierka, je v súčasnosti kompenzovaná zavádzaním komorových automatov. V uzavretých komorách cirkuluje vzduch vo vnútri komory.

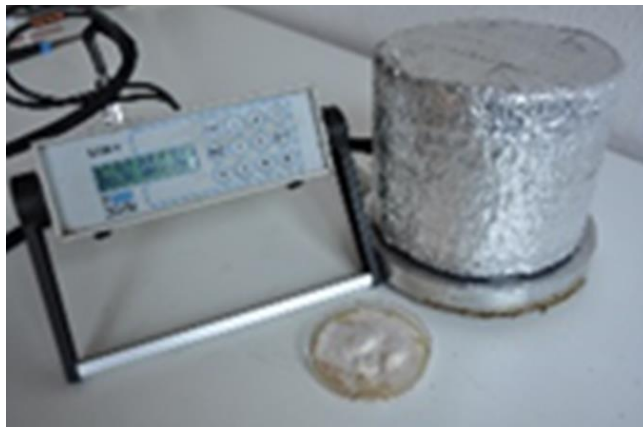
#### ***Meranie respirácie mycélií na agare:***

V experimente boli použité súpravy 1,2 a 3b. Petriho miska bola vložená do súpravy 1 (Obr.1) resp. umiestnená na podložku a zakrytá komorou v prípade súpravy 2 (Obr. 2) a súpravy 3b. Takto získaná respirácia bola na úrovni detekovateľnosti súpravami 1,2 a 3b lebo mycélium vypestované na Petriho miske bolo príliš malé, ako aj rýchlosť jeho respirácie. Predbežne najvhodnejším sa ukázal postup založený na súprave 3b (Obr. 3).



**Obr. 1. Prístroj LICOR 6400 XT – súprava 1**

Na rozdiel od súpravy 1a a 2a sa jednalo o statickú komoru. Súpravy 1a a 2a sú dynamické komory, v ktorých je vzduch neustále hnaný okolo vzorky, čo neumožňuje dlhšiu akumuláciu respirovaného  $\text{CO}_2$  ako pri statickej 3b súprave. Pri statickej metóde nízky tok môže byť vykompenzovaný dlhou dobou merania a tak výsledky z takého merania sa nám zdali byť najviac presvedčivé.



**Obr. 2. Prístroj EGM4 PP Systems – súprava 2**

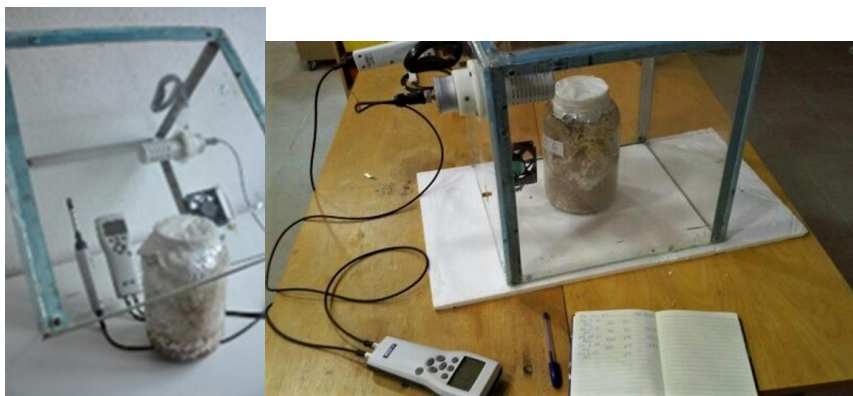
Čím dlhšie je vzorka uložená v súprave 3b tým väčšia koncentrácia  $\text{CO}_2$  v ppm je dosiahnutá. Pri použití veľkej Petriho misky (200 mm) a čo najmenšej komory sa toky ukázali byť detekovateľné za cca 1 až 2 hodiny. Počas tak dlhého merania dochádzalo k stratám v dôsledku nedokonalnej tesnosti komory. Takýto spôsob merania sa ukázal pre nás nevhodný z dôvodu dlhej akumulácie a nízkej frekvencii merania (rádovo hodiny)

Pozorovať rýchlosť respirácie mycelií na substrátoch bolo pre nás výhodnejšou metódou. Množstvo mycelií vytvorených na substrátoch bolo neporovnateľne vyššie a takisto skúmaná vzorka, ktorá sa kládla do komôr 3a, 4a a 4b ju dostatočne vyplňovala. Tým pádom došlo k merateľnému nárastu koncentrácie v priebehu pár minút.

#### ***Vplyv času, druhu huby, substrátu a ich vzájomné pôsobenie na myceliálnu respiráciu:***

Substrát (buk alebo dub z drevnej štiepky) sa naplnil do 48 štvorlitrových sklenených fliaš – 12 fliaš so substrátom z bukového dreva inokulovaným hľivou ustricovitou (PO) a 12 fliaš inokulovaných lesklokôrovkou obyčajnou (GL), 12 fliaš so substrátom z dubového dreva inokulovaným PO a 12 fliaš inokulovaných GL. Po 2 fľaše boli so substrátom z buka a duba ponechané ako kontrolné – bez inokulácie hubami.

Meranie sa vykonávalo v týždňových intervaloch v súprave 3a (Obr.3). Malý komorový ventilátor zaisťoval cirkuláciu vzduchu v komore. Korekcia koncentrácie  $\text{CO}_2$  na teplotu vzduchu sa uskutočnila automaticky. Meranie trvalo 5 minút, pričom koncentrácia sa zaznamenávala každých 5 sekúnd. Z nárastu  $\text{CO}_2$  v komore počas merania sme odhadli priemerný nárast ( $\Delta\text{CO}_2$ ) v komore (ppm min<sup>-1</sup>). Za ideálnych podmienok bol nárast  $\text{CO}_2$  v komore lineárny. Odchýlka od lineárneho trendu, najmä na začiatku merania, bola spôsobená zmenou tlakového gradientu. Na výpočet respirácie mycelia sme vzali iba lineárnu časť zvýšenia koncentrácie  $\text{CO}_2$ . Pokus trval jeden mesiac, počas ktorého sa vykonal 4 merania, počas tejto doby bol substrát úplne prerastený myceliom.



**Obr. 3. Snímač Carbo Cap model 343 Vaisala a transparentná komora zhotovená z plexiskla 40\*40\*40 cm – súprava 3a.**

Podľa DREWITT et al. (2002):

$$F = (P * V * \Delta CO_2) / (R * T * A)$$

kde: P – atmosférický tlak (Pa)  
V – objem komory (cm<sup>3</sup>)  
A – plocha dna komory (cm<sup>2</sup>)  
 $\Delta CO_2$  – nárast koncentrácie CO<sub>2</sub> (ppm min<sup>-1</sup>)  
T – teplota vzduchu v komore (°K)  
R – univerzálna plynová konštanta

hodnotu  $\Delta CO_2$  sme previedli na tok CO<sub>2</sub> vyhodnotený v g CO<sub>2</sub> z 1kg substrátu za 1 hodinu (g CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>)

Vplyv faktorov (substrát, huba, čas) a ich interakcie na myceliálnu respiráciu sa hodnotil pomocou faktorovej analýzy variancie.

#### ***Vplyv teploty na myceliálnu respiráciu:***

Teplotná citlivosť myceliálnej respirácie by mohla byť vyjadrená indexom Q<sub>10</sub>, čo je zvýšenie myceliálnej respirácie pri zvýšení teploty o 10 °C. Na tento účel sa použila komora 4b (Obr.4). Vplyv teploty na respiráciu húb bol vyjadrený jednoduchým lineárnym modelom

$$R_m = [\alpha * e^{\beta}] (\beta * T)$$

kde R<sub>m</sub> je myceliálna respirácia,  $\alpha$  a  $\beta$  sú regresné parametre a T je teplota v °C.

Nelineárna regresia sa použila na prispôbenie parametrov myceliálnej respiračnej frekvencie. Hodnoty Q<sub>10</sub> boli vypočítané podľa LINDER a TROENG (1981):

$$Q_{10} = e^{10*\beta}$$



**Obr. 4. – svojpomocne zhotovené automaty, skladajúce sa so snímača Vaisala CARBO CAP a transparentnej komory o rozmeroch Ø35cm \*75 cm (4a komora), Ø35cm \*100 cm (4b komora)**

***Detekcia časových zmien, odhad biorytmov, ich prítomnosť a časové obdobie v rozsahu od inokulácie mycélia po tvorbu plodníc:***

Použili sme súpravu 4 s automatizovanými komorami. Ražná slama inokulovaná hubou PO sa umiestnili do plastových vreciek SacO<sub>2</sub> a miera dýchania v 2 automatických komorách sa zaznamenávala od 17. 10. 2017 do 27. 11. 2017.

Na identifikáciu časových zmien v respirácii húb sme použili Morletovu wavelet analýzu. Wavelet analýza je vhodný nástroj na analýzu nestacionárnych signálov a umožňuje detekciu hlavných periodických javov v časových radoch a zobrazuje ich priebeh v čase (amplitúda, frekvencia a fáza) Použili sme Morletovu wavelet analýzu, lebo presne rozlišuje oblasti náhodnej fluktuácie s oblasťami výskytu periodických javov. Vygenerované wavelet spektrum je časovo priestorový graf, kde na x a y osi sa nachádzajú čas resp. rozmer časovej periódy.

## **VÝSLEDKY**

### **Vyhodnotenie myceliálnej respirácie na agare**

Miera respirácie mycélia meraná 3 súpravami na agare bola všeobecne na dolnej hranici detekovateľnosti pre všetky súpravy. Dôvodom bolo to, že mycélium pestované na Petriho miske bolo príliš malé v porovnaní s objemom komory. To vedie k veľmi malému zvýšeniu koncentrácie. Postup založený na súprave 3b sa ukázal ako najvhodnejší systém na meranie veľmi malých tokov CO<sub>2</sub>. Na rozdiel od systémov 1 a 2 bol systém 3b statickou komorou. V dynamických systémoch 1 a 2 sa vzduch neustále pohyboval okolo vzorky, čo neumožňovalo dostatočnú akumuláciu CO<sub>2</sub>. V statickej komore by nízky tok CO<sub>2</sub> z mycélia mohol



byť kompenzovaný dlhou dobou merania. Čím dlhšie bola vzorka uložená v komore 3b, tým vyššia bola koncentrácia  $\text{CO}_2$ .

Pri použití Petriho misky a malej komory sa ukázalo, že toky boli zistiteľné asi za 1 až 2 hodiny. Na druhej strane, počas takého dlhého merania došlo k stratám  $\text{CO}_2$  kvôli nedokonalosti tesnosti komory. Tento typ merania sa ukázal byť nevhodný pre našu štúdiu z dôvodu dlhého času potrebného na akumuláciu a zvýšenie koncentrácie  $\text{CO}_2$ , ako aj z dôvodu nízkej frekvencie merania (rádovo). Výsledky získané zo statickej komory 3b sa však javia ako najpresvedčivejšia metóda spomedzi troch testovaných komerčne dostupných komorových systémov.

### Vyhodnotenie myceliálnej respirácie v drevených štiepkach

Na základe vyhodnotenia variability medzi intenzitou respirácie GL a PO na bukových a dubových štiepkach môžeme konštatovať, že miera respirácie mycélia bola najvyššia v druhom týždni sledovaného obdobia. Najnižšie hodnoty boli zaznamenané tretí týždeň. Hodnoty respirácie mycélia sledujú normálne rozdelenie bez výrazných extrémov. Na testovanie homogenity rozptylu sa použil Leveneov test ( $p = 0,21$ ), takže nemôžeme odmietnuť nulovú hypotézu, že rozptyl je rovnaký pri všetkých ošetreniach.

Výsledky multifaktorovej analýzy variancie sa použili na hodnotenie vplyvu troch faktorov (druh huby, substrát a čas od inokulácie) na rýchlosť respirácie mycélia. Najprv sme posúdili vplyv troch faktorov bez ich vzájomného pôsobenia. Každý z týchto faktorov má významný vplyv na rýchlosť myceliálneho dýchania.

Teplotná senzitivita myceliálnej respirácie bola odhadnutá z 479 meraní s komorovým systémom 4b v laboratórnych podmienkach. Rozsah teploty sa pohyboval od 16,0 do 23,0° C. Na základe vyhodnotenia závislosti myceliálnej respirácie od teploty prostredia môžeme konštatovať, že zvýšenie okolitej teploty vedie k dvojnásobnému zvýšeniu rýchlosti respirácie mycélia.

### Časová dynamika hubovej respirácie

Časová dynamika respirácie húb bola zaznamenávaná v komorách (- súpravy 4a a 4b). Súprava 4a obsahovala inokulovaný substrát s PO, zatiaľ čo 4b slúžila ako referencia bez húb vo vnútri substrátu. Meranie trvalo od 17. 10. 2017 do 27. 11. 2017. Respirácia mierne klesala od začiatku pozorovania do 27. 10. 2017 (celkom 10 dní). Zaznamenali sme pokles z 0,75 na 0,35 g  $\text{CO}_2$  kg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>. Hubová respirácia kulminovala 2.11. 2017 (1,6 g  $\text{CO}_2$  kg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>), čo sa zhodovalo s tvorbou hubových primordií. Dňa 7.11. 2017 bola dokončená tvorba plodníc a myceliálna respirácia klesla na 0,93 g  $\text{CO}_2$ . Mierny pokles myceliálnej respirácie pokračoval až do konca sledovaného obdobia, ale denná dynamika sa stala výraznejšou. Hlbší pohľad na dynamiku dýchania ponúka Morletova analýza, ktorá umožňuje detekciu hlavných periodicít. Analýza sa uskutočňovala v 15-minútových intervaloch. Od začiatku experimentu do 20. októbra neboli pozorované žiadne periodicity. Od 23. októbra sa vyskytli periodické udalosti s nízkou frekvenciou (nad 128 hodín), ktoré sa časovo zhodovali so zvýšením dýchania mycélia. Z výsledku môžeme usudzovať, že od začiatku vytvárania primordií 2. 11. 2017 sa v spektre objavili periodické javy ktoré trvali od 8,5 hodiny do 34 hodín. K vylíšeniu klasického cirkadiánneho rytmu nedošlo. Tvorba plodníc bola sprevádzaná vysokofrekvenčnými cyklami (4 hodiny) myceliálneho dýchania. Počas tohto obdobia formovania plodníc došlo k štatisticky významným cyklom s vysokou aj nízkou frekvenciou.



## DISKUSIA

Produkcia a spotreba húb sa za posledných 20 rokov výrazne zvýšila, a to najmä kvôli ich výživovým a liečivým vlastnostiam. Aj preto je hľiva ustricovitá *Pleurotus ostreatus* jedným z najpestovanejších druhov. Na druhej strane je *Ganoderma lucidum* najčastejšie pestovaným druhom založeným výlučne na jeho liečivých vlastnostiach. Ich plodnice nemajú žiadny mechanizmus, ktorý by zabránil strate vlhkosti, preto sa krátko po zbere degradujú (ARES et al. 2007), pretože sú metabolicky aktívne aj po tom, čo sa našli a oddelili od substrátu. Hlavnou príčinou straty vlhkosti je dýchanie. Je to skupina metabolických procesov, ktoré sa vyskytujú súčasne, počas celého života húb. Hlavným účelom dýchania je poskytnúť energiu pre všetky biochemické procesy. Aeróbne dýchanie pozostáva z organického hromadného rozkladu, ktorý produkuje jednoduchšie molekuly vrátane oxidu uhličitého a vody a zároveň produkuje energiu. Kyslík  $O_2$  sa spotrebuje pri enzymatických reakciách (FONSECA a kol. 2002).

Hlavným dôvodom záujmu pestovateľov, predajcov a výskumníkov o hubovú respiráciu je udržanie vysokej kvality plodníc tak dlho, ako je to možné. Aby sa zachovala kvalita plodníc, je potrebné poznať rýchlosť dýchania, aby sa zabránilo nežiaducemu starnutiu a poškodeniu (FARBER et al. 2003). Miera dýchania sa určuje buď spotrebou  $O_2$  alebo produkcie  $CO_2$ . Pomer produkovaného oxidu uhličitého a spotrebovaného kyslíka - respiračného kvocientu (RQ) - je ukazovateľom typu metabolizmu, pretože hodnoty nad 1 naznačujú anaeróbny metabolizmus, zatiaľ čo hodnoty pod 1 naznačujú aeróbny typ (FONSECA et al. 2002).

Na stanovenie rýchlosti dýchania sa plodnice umiestnia do vzdychotesnej nádoby, aby sa monitorovali zmeny v atmosfére, väčšinou úrovne koncentrácie kyslíka a oxidu uhličitého. Miera dýchania čerstvých plodov je vyššia ako ovocie alebo zelenina a pohybuje sa medzi 17,8 a 178  $\mu g CO_2$  na  $kg.s^{-1}$  (LOPEZ-BRIONES a kol. 1993; VAROQUAUX a kol. 1999; FONSECA a kol. 2002; FARBER a kol. 2003; VILLAESCUSA a GILL 2003; ARES a kol. 2006; PARANTELLI a kol. 2007). Podľa VAROQUAUX a kol. (1999), ich rýchlosť respirácie stúpa približne 2,9 krát, potom sa teplota zvyšuje o 10° C v rozmedzí od 1 do 10° C. Na základe týchto výsledkov sa vyvinul systém balenia s modifikovanou atmosférou, ktorý zabezpečuje dobrú kvalitu plodníc v obchodoch po dlhšiu dobu (ARES et al. 2007).

V súčasnosti stále nie je k dispozícii dostatok údajov o produkcii  $CO_2$  hubami v prírodných ani laboratórnych podmienkach. ADEL-RANGEL a kol. (2018) referujú o raste húb v rôznych stresových podmienkach. V týchto prácach sa však neuvádza vplyv stresu na metabolizmus húb a dýchanie alebo produkciu  $CO_2$  (RANGEL 2018). Vedecké práce zaoberajúce sa respiračným dýchaním jednotlivých druhov húb sa zameriavajú najmä na produkciu  $CO_2$  hubami mŕtveho dreva (HERRMANN a BAUHUS 2012; KAHL et al. 2015).

Po vyhodnotení vplyvu drevokazných húb na emisie  $CO_2$  z kmeňov trinástich druhov drevín KAHL et al. (2015) konštatoval, že hlavnými faktormi ovplyvňujúcimi množstvo emisií  $CO_2$  sú dreviny, teplota dreva a spektrum húb rozkladajúcich drevo. Iné faktory, ako je hustota dreva, obsah vlhkosti, ťažba dreva, región a koncentrácie uhlíka a dusíka, sú v počiatočnej fáze rozkladu dreva zanedbateľné.

Rozklad mŕtveho dreva, rovnako ako akéhokoľvek iného organického substrátu, je zdrojom uhlíka. Strata uhlíka (známa ako emisia  $CO_2$ ) je hlavným výsledkom procesu rozkladu dreva (HARMON a kol. 1986), hoci fragmentácia a vyplavovanie významne neprispieva k odstraňovaniu odumretého dreva z ekosystémov (KAHL et al. 2012). Huby rozkladajúce drevo sú teda hlavnými producentmi uhlíka (MOORE a kol. 2004; STENLID a kol. 2007;

LINDAHL a BOBERG 2007). Každý druh pritom využíva svoju špecializovanú stratégiu získavania výživy (HEILMANN-CLAUSEN a BODDY 2008). Každá taxonomická skupina má svoje vlastné stratégie rozkladu dreva alebo akýchkoľvek iných rastlinných látok, ktoré napokon rozkladajú všetky zložky substrátu, vrátane celulózy, hemicelulózy a lignínu, okrem sacharidov, lipidov a peptidov (TEN HAVE a TEUNISSEN 2001).

Objektívne vyhodnotenie respirácie húb a produkcie CO<sub>2</sub> počas kultivačného procesu je dôležité aj vzhľadom na potrebu pestovania húb, čo môže mať nepochybne významný vplyv na životné prostredie. Informácie o myceliálnom dýchaní sú dôležité z rôznych dôvodov. Aké veľké množstvo uhlíka sa uvoľňuje do atmosféry v dôsledku rozkladných procesov rozpadajúceho sa dreva a dýchaním mykorhizných húb? Poľnohospodári tiež potrebujú informácie o produkcii CO<sub>2</sub> počas procesu pestovania húb, ktoré sa používajú na potraviny a lieky.

## ZÁVER

Porovnali sme štyri rôzne systémy založené na komerčne dostupných sondách CO<sub>2</sub> na odhad respiračného dýchania dvoch dôležitých druhov drevokazných húb (*Pleurotus ostreatus* a *Ganoderma lucidum*). Na vyhodnocovanie respirácie húb sa ako najvhodnejšie ukázalo použitie sondy Vaisala GMP343 v kombinácii s jednoduchou automatickou komorou z plexiskla. Metóda je relatívne lacná, jednoduchá, presná a odolná voči pôsobeniu hubových spór.

Popri druhu huby a substrátu sme identifikovali ako významný faktor pre intenzitu myceliálnej respirácie aj čas od inokulácie po tvorbu plodníc. Počiatočné štádium rastu spojené s tvorbou mycélia je metabolicky náročné, a teda produkuje vyšší tok CO<sub>2</sub>. Zníženie produkcie CO<sub>2</sub> pred fruktifikáciou naznačuje možné latentné štádium metabolickej aktivity húb. Produkcia plodníc húb nebola spojená s vyššou produkciou CO<sub>2</sub>.

### Pod'akovanie:

Výskum bol realizovaný s podporou grantov APVV-17-0644, APVV-16-0325 ako aj grantov KEGA 006TU Z-4/2019 a VEGA 1/0367/16.

## LITERATÚRA

- ALDER-RANGEL A., BAILAO A.M., DA CUNHA A.F., SOARES C.M.A., WANG C., BONATTO D., DADACHOVA E., HAKALEHTO E., ELEUTHERIO E.C.A., FERNANDES E.K.K. ET AL., 2018. The second International Symposium on Fungal Stress: ISFUS. Fungal Biology 122 (2018) 386e399387. <https://doi.org/10.1016/j.funbio.2017.10.011>
- ARES G., PRENTELLI C., GÁMBARO A., LAREO C., LEMA P., 2006. Sensory shelf life of shiitake mushrooms stored under passive modified atmosphere. Postharvest Biology and Technology. 41, 191-197.
- ARES G., LAREO C., LEMA P., 2007. Modified Atmosphere Packaging for postharvest Storage of Mushrooms. A Review. Fresh Produce. 1(1), 32-40
- CHANG S. T., WASSER S. P., (2017). The Cultivation and Environmental Impact of Mushrooms. Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science. DOI:10.1093/acrefore/9780199389414.013.231
- DREWITT G. B., BLACK T., NESIC Z., HUMPHREYS E. R., JORK E. M., SWANSON R., MORGENSTERN K., 2002. Measuring forest floor CO<sub>2</sub> fluxes in a Douglas-fir forest. Agricultural and Forest Meteorology. 110(4), 299–317.

- FARBER J. N., HARRIS L. J., PARISH M. E., BEUCHAT L. R., SUSLOW T. V., GORNEY J. R., GARRETT E. H., BUSTA F. F. 2003. Microbiological safety of controlled and modified atmosphere packaging of fresh and fresh-cut produce. *Comprehensive reviews in Food Science and Food Safety*. 2, 142–160.
- FONSECA S. C., OLIVEIRA A. R., BRECHT J. K. 2002. Modeling respiration rate of fresh fruits and vegetables for modified atmosphere packages: a review. *Journal of Food Engineering*. 52, 99–119.
- HARMON M. E., FRANKLIN J. F., SWANSON F. J., SOLLINS M. P., GREGORY S. V., LATTIN J. D., ANDERSON N. H., CLINE S. P., AUMEN N. G., SEDELL J. R., 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Ad Ecol. Res.* 15, 133–302.
- HAWKSWORTH D. L., 2001. Mushrooms: The extent of the unexplored potential. *International Journal of Medicinal Mushrooms*. 3: 333–337.
- HAWKSWORTH D. L., 2012.. Global species numbers of fungi: Are tropical studies and molecular approaches contributing to more robust estimate? *Biodiversity Conservation*.; 21: 2425–2433.
- HEILMANN-CLAUSEN J., BODDY L., 2008. Distribution patterns of wood-decay basidiomycetes at the landscape to global scale. *Br. Mycol. Soc. Symp. Ser.* 28, 263–275.
- HERRMANN S., BAUHUS J., 2012. Effects of moisture, temperature and decomposition stage on respirational carbon loss from coarse woody debris (CWD) of important European tree species. *Scand. J. For. Res.* 28, 346–357.
- KAHL T., MUND M., BAUHUS J., SCHULZE E. D., 2012. Dissolved organic carbon from European beech logs: Patterns of input to and retention by surface soil. *Ecoscience*. 19, 1–10.
- KAHL T., BABER K., OTTO P., WIRTHL CH., BAUHUS J., 2015. Drivers of CO<sub>2</sub> Emission Rates from Dead Wood Logs of 13 Tree Species in the Initial Decomposition Phase. *Forests*. 6, 2484–2504; doi:10.3390/f6072484.
- KIRK P. M., CANNON P. F., DAVID J. C., STALPERS J. A., 2008. *Ainsworth & Bisby's dictionary of the fungi* (10th ed.). Wallingford, U.K.: CAB International.
- LINDAHL B., BOBERG J., 2007. Distribution and function of litter basidiomycetes in coniferous forests. In *Ecology of Saprotrophic Basidiomycetes*; Boddy, L., Frankland, J., van West, P., Eds.; Elsevier Ltd.: London, UK, 183–196.
- LINDER S., TROENG E., 1981. The seasonal variation in stem and coarse root respiration of a 20-year-old Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). In: Tranquillini, W. (ed) *Dick enwachstum der Bäume*, Mitt. Forstl., vol 142. Bundesversuchsanst Wien. 125–140.
- LIVINGSTONE G. P., HUTCHINSON G. L., 1995. Enclosure – based measurement of trace gas exchange: Applications and sources of error. *Biogenic trace gases: measuring emissions from soil and water* (eds Matsos PA, Harriss RC) Blackwell Science, Cambridge. 14–50.
- LOPEZ-BRIONES G., VAROQUAUX P., BUREAU G., PASCAT B., 1993. Modified atmosphere packaging in common mushroom. *International journal of Food Science and Technology*. 28, 57–68.
- MOORE J. C., BERLOW E. L., COLEMAN D. C., RUITER P. C., DONG Q., HASTINGS A., JOHNSON N. C., MCCANN K. S., MELVILLE K., MORIN P. J., 2004. Detritus, trophic dynamics and biodiversity. *Ecol. Lett.* 7, 584–600.
- PARENTELLI C., ARES G., CORONA M., LAREOM C., GÁMBARO A., SOUBES M., LEMA P., 2007. Sensory and microbiological quality of shiitake mushrooms in modified atmosphere packages. *Journal of the Science of Food and Agriculture*. 86, 1645–1652.
- RANGEL D. E. N., FINLAY R. D., HALLSWORTH J. E., DADACHOVA E., GADD G. M., 2018. Fungal strategies for dealing with environment- and agriculture induced stresses. *Fungal Biology* 122 (2018) 602e612.

- STENLID J., PENTTILÄ R., DAHLBERG A., 2007. Wood-decay basidiomycetes in boreal forests: Distribution and community development. In Ecology of Saprotrophic Basidiomycetes; Boddy L, Frankland J, van West P (Eds.); Elsevier Ltd.: London, UK, 239–262.
- TEN HAVE R., TEUNISSEN P. J. M., 2001. Oxidative mechanisms involved in lignin degradation by white-rot fungi. Chem. Rev. 101, 3397–3413.
- VÁŇA J., 1996.. Systém a vývoj hub a houbových organismů. Vydavatelství Karolinum, Praha (in Czech).
- VAROQUAUX P., GOUBLE B., BARRON C., YILDIZ F., 1999. Respiratory parameters and sugar catabolism of mushroom (*Agaricus bisporus* Lange). Postharvest Biology and Technology. 16, 51–61
- VILLAESCUSA R., GILL M.I., 2003. Quality improvement of *Pleurotus* mushrooms by modified atmosphere packaging and moisture absorbers. Postharvest Biology and Technology. 28, 169–179.

## LABORATORY ESTIMATION OF WOOD-DESTROYING FUNGI RESPIRATION – METHODOLOGICAL APPROACH AND PRELIMINARY RESULTS

### Abstract

Presence of fungus in substrate, along with the intensity of substrate colonisation as well as the ultimate production of the fruiting bodies all result in production of carbon dioxide as one of its final metabolic products.

Our study is focused on two highly significant fungal species – *Pleurotus ostreatus* and *Ganoderma lucidum*. Both of these species occur naturally in forests of Slovakia, however their cultivation has a significantly increasing trend. This is mainly due to their medicinal and nutritional properties, as well as the possibilities of their use in mycorestoration. Even though their importance, their ecological and physiological data are incomplete. In this work we applied used four types of chambers to measure and quantify respiration of mycelium of these fungi in three types of substrate (- agar, wood chips, rye straw).

The most suitable was procedure for the determination of mycelial respiration by custom-built chamber equipped with CO<sub>2</sub> probe (GMP 343, Vaisala, Finland) in the growth of oyster mushroom in rye straw. Average CO<sub>2</sub> flux during observation period was 1.09 g CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>. The highest values coincided with beginning of mushroom primordia formation. Mycelial respiration followed air temperature course (R<sup>2</sup> 0.74). We found significant difference between observed fungus and substrate types and elapsed time since inoculation. We also identified significant periodicity in temporal dynamic of mycelial respiration strongly depended on fungus development stage.

**Key words:** *Pleurotus ostreatus*; *Ganoderma lucidum*; growing conditions; substrate; CO<sub>2</sub> flux; chamber methods

### Adresa autorov:

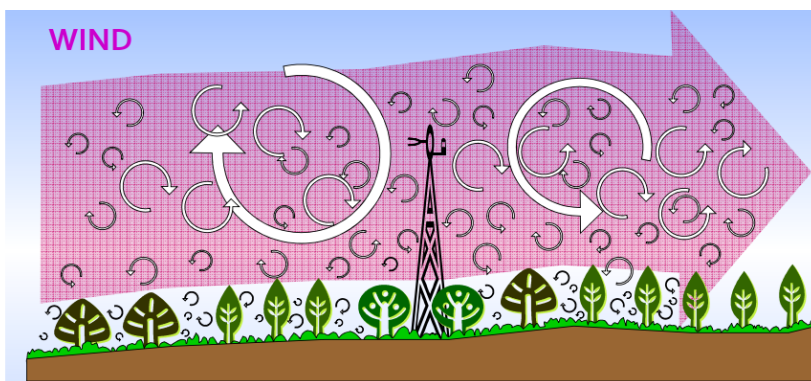
Ing. Martin Pavlík, PhD.,  
doc., Ing. Peter Fleischer, PhD.  
Ing. Peter Fleischer ml., PhD.  
Katedra integrovanej ochrany lesa a krajiny  
Lesnícka fakulta  
Technická univerzita vo Zvolene  
T. G. Masaryka 20  
960 01 Zvolen

## HODNOTENIE BILANCIE UHLÍKA KALAMITNÝCH PLÔCH METÓDOU „EDDY COVARIANCE“ – PRINCÍP A PRIEBEŽNÉ VÝSLEDKY

*Peter Fleischer ml., Peter Fleischer st.*

### ÚVOD A CIELE

Bilancia uhlíka (C) v ekosystéme je vyjadrením rozdielu medzi príjmom a výdajom oxidu uhličitého ( $\text{CO}_2$ ). Vegetácia prijíma C z atmosféry vo forme  $\text{CO}_2$  a pomocou slnečnej energie ho pretvára na organickú hmotu. Výdaj  $\text{CO}_2$  rastlinami je opačný proces, ktorého hlavným účelom je získanie energie a sprievodným znakom je uvoľňovanie  $\text{CO}_2$ . Za normálnych podmienok je príjem a výdaj C, resp.  $\text{CO}_2$  ekosystémami na približne rovnakej úrovni. Rovnováhu môže narušiť poškodenie ekosystému rôznymi typmi disturbancií. Poškodením asimilačných orgánov (listy), korún, alebo dokonca celých jedincov a porastov, obyčajne dochádza ku poklesu fotosyntézy a teda i zníženiu príjmu uhlíka. Náhle odkrytie pôdneho povrchu zas môže spôsobiť prehriatie pôdy, zvýšenie jej vlhkosti, zvýšenie mikrobiálnej aktivity a rýchlejší rozklad povrchového a pôdneho humusu, čo vedie ku zvýšenej emisii  $\text{CO}_2$  z pôdy. V súčasnosti sú lesy mierneho pásma úložiskom C, teda viac C viažu v biomase a pôde, ako emitujú do atmosféry (LUYSSAERT et al. 2010). Klimatická zmena prináša riziko, že podobne ako po disturbanciách, sa lesné ekosystémy zmenia z úložiska (depónia) na zdroj uhlíka (SEIDL et al. 2014). Sledovanie, najmä dlhodobé, výmeny  $\text{CO}_2$  medzi vegetáciou a atmosférou má za cieľ prispieť ku hlbšiemu pochopeniu významu a fungovania terestrických ekosystémov v globálnom uhlíkovom cykle. V súčasnosti sa za najspoľahlivejšiu a najpresnejšiu, ale súčasne aj najnáročnejšiu metódu považuje mikrometeorologická metóda vírvej kovariancie (angl. eddy covariance, EC). Základný princíp metódy vychádza z predpokladu, že prúdenie vzduchu je tvorené 3-rozmernými vírmi (angl. eddies) s rôznym polomerom, ktoré vznikajú pri horizontálnom prúdení vetra cez prekážky (obr. 1).



Obr. 1 Schéma pohybu vzduchu v lesnom ekosystéme, ktorý má charakter horizontálneho prúdenia s množstvom rotujúcich vírov (eddies) (podľa BURBA a ANDERSON 2013)

Podmienkou pre vznik vírov je turbulentné prúdenie, ktoré je korektne merateľné len v určitej výške nad vegetáciou, v tzv. hraničnej vrstve. Príliš nízko nad vegetáciou sú víry deformované samotnou vegetáciou a príliš vysoko turbulentné prúdenie zaniká a mení sa na laminárne.

EC meranie vychádza z premisy, že tok  $\text{CO}_2$  medzi vegetáciou a atmosférou môže byť vyjadrený ako kovariancia medzi koncentráciou plynu a vertikálnou zložkou rýchlosti prúdenia vzduchu (vetra). Pri EC metóde sa koncentrácia  $\text{CO}_2$  meria pomocou infračerveného snímača (IRGA). Na sledovanie rýchlosti a smeru vetra sa používa digitálny ultrasonický 3D anemometer. Synchronne merania rýchlosti, smeru vetra a koncentrácie  $\text{CO}_2$  musia byť merané s vysokou frekvenciou, až 150 Hz. Po digitálnom filtrovaní údajov do výpočtu tokov vstupuje 10 – 20 záznamov za sekundu. Pre korektné meranie a interpretovanie tokov  $\text{CO}_2$  je rozhodujúce umiestnenie oboch snímačov v správnej výške nad povrchom terénu, resp. vegetácie. Pre stanovenie toku medzi ekosystémom a atmosférou je podstatná vertikálna zložka rýchlosti vetra. Podľa smeru vetra (vzostupné, alebo zostupné prúdenie) je možné na základe zmeny koncentrácie  $\text{CO}_2$  a rýchlosti vzduchu určiť veľkosť ( $\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) a smer toku (do ekosystému = fotosyntéza, do atmosféry = respirácia). Vysoká rýchlosť merania (desiatky meraní počas 1 sekundy) umožňujú zachytiť veľké množstvo vírov s rôznou rýchlosťou, smerom a polomerom. Napriek tomu, že snímač je vlastne jeden merací bod, systém EC vďaka vysokej frekvencii snímania a umiestneniu niekoľko metrov nad vegetáciou, je schopný zachytiť toky  $\text{CO}_2$  na území rádovo desiatky až stovky hektárov. Veľkou výhodou EC metódy je neinvazívnosť merania, lebo ovplyvnenie jednotlivých zložiek ekosystému meracími zariadeniami (kuvety na listy, komory na celé rastliny, alebo pôdu), môže viesť ku značne vychýleným výsledkom. Prudký rozvoj technológie vysokofrekvenčného merania a nástrojov na spracovania extrémne veľkých dátových súborov s koncentráciou  $\text{CO}_2$ , vodnej pary, rýchlosti a smeru vetra v posledných rokoch umožnil rozšírenie tejto metódy a vytvorenie globálnej siete terénnych staníc na sledovanie výmeny  $\text{CO}_2$  (BALDOCCHI et al. 2001). Napriek dnes už značne zjednodušenej obsluhu EC systému, sú pre korektnú inštaláciu meracích zariadení, zber, prenos a interpretáciu údajov o tokoch  $\text{CO}_2$  kladené stále značné nároky na zabezpečenie presných a spoľahlivých informácií o sekvestracii uhlíka. Metóda EC okrem tokov  $\text{CO}_2$  sleduje aj toky  $\text{H}_2\text{O}$  (vodnej pary) a energie (citeľné a latentné teplo), čo zvyšuje jej univerzálne použitie v ekofyziologickom výskume a monitoringu. Základné koncepty EC boli navrhnuté v 50. rokoch a prvé merania sa uskutočnili v 70. rokoch. V súčasnosti je vo svete okolo 500 inštalácií EC prakticky vo všetkých typoch biómov (XIAO et al. 2012). Dokonca sa metódou EC sledujú aj toky  $\text{CO}_2$  na morskej hladine.

V lesných ekosystémoch na Slovensku sa EC metóda použila prvý krát v rámci tzv. po-kalamitného výskumu vo Vysokých Tatrách. V rokoch 2005–2008 tri EC systémy inštalovali výskumní partneri z Inštitútu M. Plancka (Jena, Nemecko) a Univerzity Viterbo (Taliansko). Na dvoch 7 m stožiaroch sa C bilancia sledovala na plochách poškodených vetrovou kalamitou s rozdielnym typom manažmentu (spracovaná – EXT, resp. nespracovaná kalamita – NEX) a pomocou 30 m stožiara sa sledovali toky C v stojacom, vetrovou kalamitou nepoškodenom (referenčnom – REF) poraste. V roku 2018 sme inštalovali vlastné (ŠL TANAP-u) EC meranie na ploche EXT, na identickom mieste ako v r. 2005 so zámerom pokračovať v dlhodobom sledovaní vývoja smrekových ekosystémov po veľkoplošnom poškodení. V roku 2019 sme meranie rozšírili o rovnaký EC systém (Licor 7500 DS) na nespracovanej kalamitnej ploche (NEX), ktorý zabezpečila TU vo Zvolene. Podrobný popis porastových



a stanovištných pomerov na sledovaných výskumných plochách bol uvedený vo viacerých prácach, napr. FLEISCHER (2008).

V tomto príspevku sme sa zamerali na teoretický popis EC metódy, nakoľko je to na Slovensku stále výnimočný spôsob merania bilancie medzi príjmom a výdajom CO<sub>2</sub>. Praktickú použiteľnosť metódy demonštrujeme na vybraných výsledkoch z roku 2018 a 2019, kde porovnávame bilanciu (alebo čistú ekosystémovú výmenu, angl. NEP) medzi lesným ekosystémom a atmosférou. Vzhľadom na dôsledky rastúcej koncentrácie CO<sub>2</sub> na klimatický systém Zeme a súčasne potenciál lesných ekosystémov sekvestrovať uhlík do biomasy a pôdy je pre praktickú starostlivosť o lesy potrebné poznať, ako sa aktuálny manažment premietá do bilancie uhlíka. Diferencovaný manažment lesných porastov v Tatranskom národnom parku (TANAP) je vhodnou príležitosťou, aby sa objektívne posúdil vplyv tradičného spracovania kalamitou postihnutých porastov (odstránenie polomu, zalesnenie, výchova kultúr a prirodzených mladín) a tzv. bezzásahového režimu (polom ponechaný, žiadne následné zalesňovanie, ani výchova mladín z prirodzenej obnovy) na zabezpečenie rastúcej spoločenskej požiadavky na sekvestráciu C lesmi.

## TEORETICKÝ PRINCÍP MEÓDY EDDY COVARIANCE

Stanovenie bilancia uhlíka ako jedna z kľúčových tém ekofyziologického výskumu si vyžaduje hodnotenie príjmu (fotosyntéza) a výdaja (respirácia) CO<sub>2</sub> ako na časovej (hodina, deň, rok), tak na priestorovej úrovni (list, rastlina, krajina, alebo ekosystém). Tradičným nástrojom na hodnotenie bilancie sú kувety a komory, do ktorých sa uzatvára časť rastliny, alebo malá vzorka ekosystému. Ich nespornou výhodou je možnosť sledovať dennú variabilitu tokov CO<sub>2</sub> a definovane vzťahov ku environmentálnym podmienkam prostredia a tiež priame meranie jednotlivých komponentov C cyklu – respiráciu pôdy, respiráciu a fotosyntézu listov, respiráciu kmeňov drevín a respiráciu mŕtveho dreva. Nevýhodou je obmedzená priestorová a časová popisnosť. Umiestnenie komory, alebo kувety do určitej miery mení podmienky prostredia, najmä tlak, ktorý je napr. rozhodujúci pre difúziu CO<sub>2</sub> z pôdy. Pre posúdenie tokov CO<sub>2</sub> na väčších priestorových jednotkách (ekosystém, alebo krajina) je potrebný veľký počet meraní a ich extrapolácia geoštatistickými metódami na základe práce zistených regresných vzťahov s faktormi prostredia.

Od 70. rokov je meranie tokov CO<sub>2</sub> na ekosystémovej úrovni riešené najmä metódou vírvej kovariancie. Princíp merania spočíva v Reynoldsovej dekompozícii časových radov (X) ktorá je nahradená priemerom  $\bar{X}$  a odchýlkou od daného priemeru  $X'$

$$X = \bar{X} + X'$$

Keďže sú víry prúdenia vzduchu v hraničnej vrstve trojrozmerné, môžeme pri hodnotení rýchlosti vetra tento princíp rozšíriť o horizontálny (u), vertikálny (w) a laterálny (v) smer

$$u = \bar{u} + u'; v = \bar{v} + v'; w = \bar{w} + w'$$

Pri EC metóde je podstatné vertikálne prúdenie vzduchu (w), ostatné smery môžeme zanedbať. Nutnou podmienkou je stacionarita (stabilita v čase) a homogenita (stabilita v priestore) tokov CO<sub>2</sub>, potom tok CO<sub>2</sub> (F) sa dá vyjadriť

$$F = \bar{\rho} \cdot \bar{s} \cdot \bar{w}$$



kde  $\rho$  = hustota vzduchu,  $w$  – vertikálny komponent rýchlosti vzduchu,  $s$  = koncentrácia  $\text{CO}_2$   
 Pri použití Reynoldsovej dekompozície nadobúda tok nasledovný tvar

$$F = \overline{(\bar{\rho} + \rho')(\bar{w} + w')(\bar{s} + s')}$$

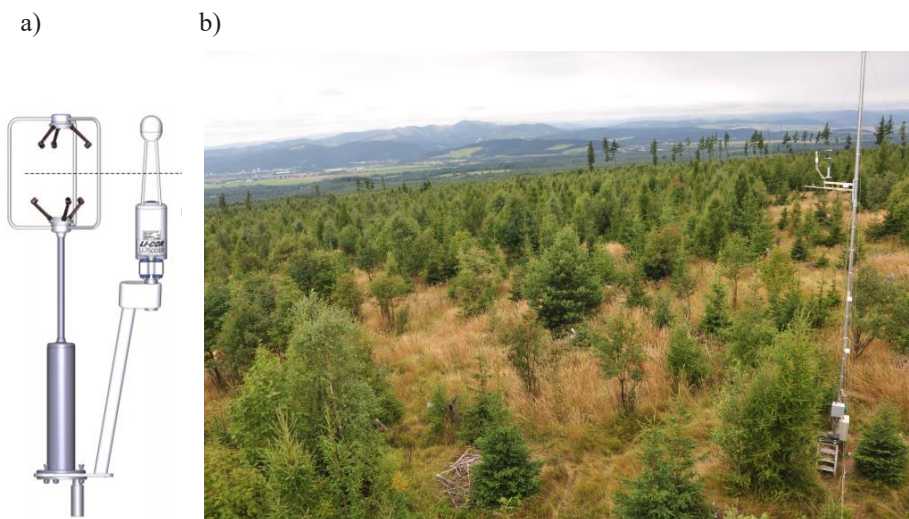
Po vylúčení členy ktorých priemerná odchýlka od priemeru je nula dostávame tvar

$$F = \overline{\bar{\rho} \cdot \bar{w} \cdot \bar{s}} + \overline{\bar{\rho} \cdot w' \cdot s'} + \overline{\rho' \cdot \bar{w} \cdot s'} + \overline{\rho' \cdot w' \cdot \bar{s}} + \overline{\rho' \cdot w' \cdot s'}$$

Za predpokladu že fluktuácie hustoty vzduchu sú zanedbateľné a že priemerný vertikálny tok nad horizontom s homogénnym terénom je nulový (vylúčenie konvergenencie a divergencie) má rovnica tvar:

$$F = \overline{\rho \cdot s' \cdot w'}$$

Základom merania tokov  $\text{CO}_2$  sú vysokorýchlostné snímače koncentrácie  $\text{CO}_2$  a rýchlosti/smeru vetra (na obr. 2a vpravo). Infračervený analyzátor (IRGA) stanovuje koncentráciu na základe zoslabenia infračerveného signálu úmerne koncentrácii  $\text{CO}_2$ . Prúdenie vzduchu sníma 3D ultrasonický anemometer (na obr. 2a vľavo). Nutnú synchronizáciu oboch meraní pre výpočet kovariancie zabezpečuje GPS prijímač.



**Obr. 2.a) Ultrasonický 3D anemometer (vľavo) a IRGA analyzátor (vpravo),  
 b) EC snímače na výskumnej ploche EXT**

EC systém okrem veľkého priestorového rozlíšenia je schopný poskytnúť aj veľké časové rozlíšenie. Bežne sa údaje vyhodnocujú od 30 min po roky. Slabou stránkou EC je nedostatočná schopnosť kvantifikovať podiel jednotlivých komponentov tokov  $\text{CO}_2$ . Metóda dobre separuje fotosyntézu (hrubá primárna produkcia, (GPP) a ekosystémovú respiráciu (RE), ale už napr. neumožňuje stanovenie autotrofnej ( $R_a$ ) a heterotrofnej ( $R_h$ ) zložky respirácie, ani

podiel druhov či spoločenstiev na celkovej GPP alebo RE. EC nachádza stále širšie uplatnenie pri sledovaní fyziológie rastlín na ekosystémovej úrovni, vplyvu disturbancií a manažmentu, vplyvu funkčného typu alebo veku rastlín. Tak ako použitie komorových metód, tak aj použitie EC má svoje obmedzenia. Ideálnemu meraniu tokov  $\text{CO}_2$  zodpovedá rovný terén, stabilný stav atmosféry, homogénne prúdenie vzduchu, poloha sledovaného ekosystému na náveternej strane svahov. Tieto požiadavky sú v reálnych podmienkach zriedka naplnené, preto do interpretácie tokov vstupujú korekcie, ktoré môžu spresniť, ale pri nesprávnom použití aj výrazne znížiť kvalitu meraní. V každom prípade musí byť meranie EC doplnené kontinuálnym sledovaním meteorologických prvkov, ako je množstvo slnečného žiarenia, zrážkový úhrn, teplota a vlhkosť vzduchu, celková radiačná bilancia, teplota a vlhkosť pôdy. Tieto faktory prostredia podmieňujú fyziologický stav a procesy vegetácie, teda i okamžitý príjem, resp. výdaj C a  $\text{H}_2\text{O}$  ekosystémom. Mikroklimatické údaje sa používajú aj na domodelovanie chybných, alebo chýbajúcich hodnôt zaznamenaných EC systémom. Metóda EC tiež pomáha stanoviť efektivitu konverzie  $\text{CO}_2$  do biomasy a využitie vody a slnečnej energie v tomto procese. Merania z EC systémov pomáhajú pri tvorbe produkčných modelov a sú vhodné na charakterizovanie tokov  $\text{CO}_2$  na veľkých plochách, napr. na úrovni biómov, alebo biosféry (BALDOCCHI 2001). Kvôli obmedzeniam EC vyplývajúcich z prísnych meteorologických podmienok je možné tieto nedostatky kompenzovať súbežným používaním s komorovými metódami. Či je ekosystém zdrojom, alebo rezervoárom C môže byť stanovené na základe bilancie  $\text{CO}_2$  (NEE) medzi biosférou a atmosférou. NEE zodpovedá rozdielu medzi príjmom C v fotosynéze a výdajom vo forme ER. Na základe dohody, NEE so zápornou hodnotou zodpovedá príjmu a plusové hodnoty bilancie zodpovedajú výdaju C formou respirácie.

Je prirodzené, že vo veľkých objemoch EC dát sa vyskytujú chybné údaje, alebo dokonca údaje chýbajú. Okrem poruchy systému, alebo snímačov, dôvodom môžu byť nevhodné mikrometeorologické podmienky. Nedostatočné turbulentné prúdenie, znečistenie snímačov  $\text{CO}_2$  (prachom, kvapkami dažďa, ľadom a pod.) je potrebné v databáze vyznačiť a v procese spracovania nahradiť modelovanými hodnotami podľa štandardných metód (ISAAC et al. 2017). Značná časť korekcií je automatizovaná a zabezpečuje ich základný softvér EC merania (EddyPro). Ťažisko interpretácie však spočíva na post-processingu, ktorý je v plnej kompetencii riešiteľa a podľa WUTZLERA et al. (2018) v zásade zahŕňa tri nasledujúce kroky:

1. Determinácia a filtrovanie periód s nízkou turbulentiou ( $u^*$  filtrovanie)  
Cieľom je nájsť hraničnú hodnotu pri ktorej toky  $\text{CO}_2$  sa stávajú nezávislými na frikčnej rýchlosti ( $u^*$ ). Stabilná stratifikácia prízemnej vrstvy atmosféry totiž tlmi turbulentné toky a vedie ku podhodnoteniu nočného NEE, resp. ER. Podľa MASMANA a LEE (2002) nevhodné podmienky sa dajú stanoviť na základe pomeru NEE a  $u^*$ . Počas podobných podmienok a v porovnateľnom čase by NEE (resp. RE) nemala byť závislá na  $u^*$  hodnote. Nad štatisticky odvodenou hraničnou hodnotou  $u^*$  je možné považovať namerané toky za správne. Na stanovenie hraničnej hodnoty sa dnes používa viacero metód (najčastejšie tzv. moving point) založených na teplote a drsnosti povrchu vegetácie, resp. pôdy.
2. Nahradenie chýbajúcich dát v 30 min krokoch  
Po identifikácii chybných, alebo chýbajúce dát nasleduje procedúra „gap filling“, čo je nástroj na nahradenie chybných a doplnenie chýbajúcich údajov NEE. Tie sú modelované na základe korelácie tokov  $\text{CO}_2$  s určujúcimi klimatickými premennými, ide najmä o žiarenie, vlhkosť a teplotu vzduchu, resp. pôdy.

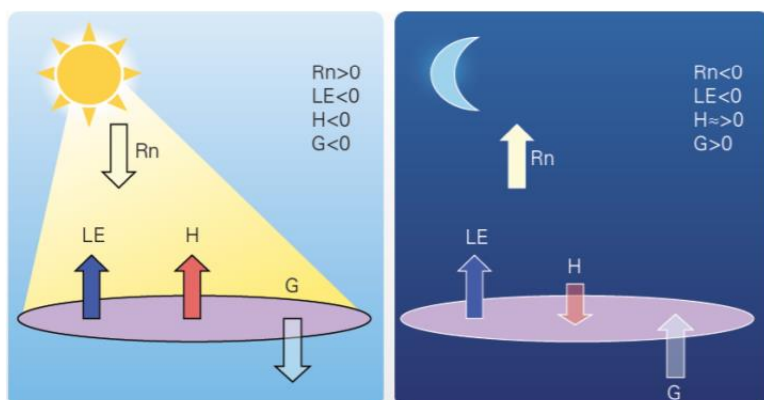
### 3. Rozdelenie NEE na GPP a ER.

Hodnoty namerané systémom EC sú vlastne údaje o NEE, teda rozdiel (bilancii) medzi príjmom (GPP) a výdajom (RE)  $\text{CO}_2$ . Pre rozdelenie bilancie na jednotlivé toky (GPP a RE) sa vychádza z predpokladu, že počas noci je  $\text{GPP} = 0$  a teda  $\text{NEE} = \text{RE}$ . Druhým predpokladom je to, že ER je výsledkom relatívne malého počtu meteorologických faktorov (teplota vzduchu a pôdy, vlhkosť pôdy) a dostatočného množstva substrátu pre emisiu C. Tretím predpokladom je, že GPP je funkciou intenzity slnečného žiarenia a stavu nasýtenia atmosféry vodnou parou (VPD). Na modelovanie dennej respirácie sa obyčajne používa tzv. „nočná metóda“, pri ktorej sa vzťah medzi teplotou pôdy a respiráciou zistený počas noci používa na odvodenie denných hodnôt (REICHSTEIN et al. 2005).

Súčasťou systém EC je niekoľko metód na kontrolu správnosti nameraných údajov. Jedným zo spôsobov posúdenia správnosti fungovania celého systému je metóda energetickej bilancie. Ide o zjednodušenú podobu zákona zachovania energie, čo v praxi znamená, že súčet hlavných zložiek energetickej bilancie sa rovná nule:

$$R_n + H + LE + G = 0$$

kde  $R_n$  (net radiácia),  $H$  (citelné teplo),  $LE$  (latentné teplo) a  $G$  (tok tepla do pôdy). Do rovnice vstupujú ako denné, tak nočné hodnoty, lebo jednotlivé komponenty počas 24 hod nadobúdajú kladné, resp. záporné hodnoty (obr. 3).



Obr. 3. Model energetickej bilancie počas dňa a noci (podľa BURBA a ANDERSON, 2013)

Všetky štyri komponenty energetickej bilancie sú merané EC systémom. Princíp kontroly tokov  $\text{CO}_2$  vychádza z predpokladu, že ak sú korektne zmerané komponenty energetickej bilancie, tak je vysoko pravdepodobné, že správne sú aj toky  $\text{CO}_2$ . V praxi to znamená, že splnenie bilančnej rovnice síce nemusí automaticky znamenať správne meranie  $\text{CO}_2$ , ale nesplnenie určite indikuje chybu v meraní  $\text{CO}_2$  (BURBA a ANDERSON 2013).

## PRAKTICKÉ HODNOTENIE BILANCIE $\text{CO}_2$ METÓDOU EC VO VYSOKÝCH TATRÁCH

Monitoring bilancie  $\text{CO}_2$ , resp. C v smrekovcovo–smrekových ekosystémoch je jedna z kľúčových tém pokalamitného výskumu po rozsiahlom poškodení tatranských lesov prírod-



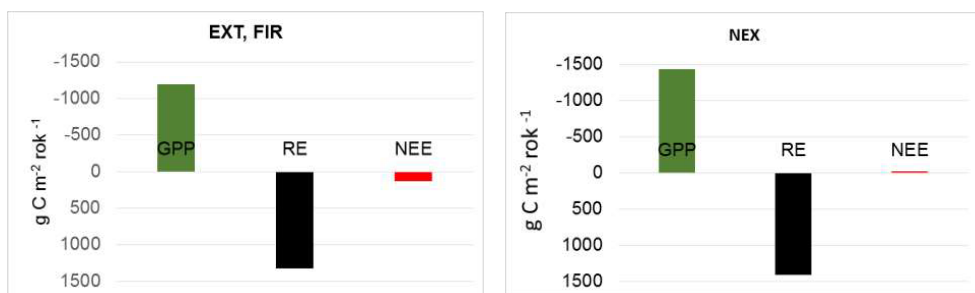
nými disturbanciami v priebehu posledných dvoch desaťročí. Hneď v prvých rokoch po rozvrate lesných porastov víchricou v r. 2004 boli na postihnutom území inštalované tri EC systémy. Od r. 2005 do r. 2008 boli toky CO<sub>2</sub> sledované na lokalite so spracovanou, (EXT) s nespracovanou (NEX) kalamitou (obr. 4) a v referenčných porastoch, ktoré vetrom neboli postihnuté. Výsledky potvrdili, že kým stojace lesy viac C ukladali ako respirovali, tak oba typy kalamitných plôch s rozdielnym manažmentom fungovali ako zdroj C. Pritom viac C emitovala nemanažovaná lokalita, lebo v porastoch chýbal podrast a aj sukcesná vegetácia sa vyvíjala pomalšie (FLEISCHER 2016).



**Obr. 4.** Súčasný stav (2019) na výskumnej ploche EXT (hore) a NEX (dole) (foto archív VSaM)

## Komorové metódy

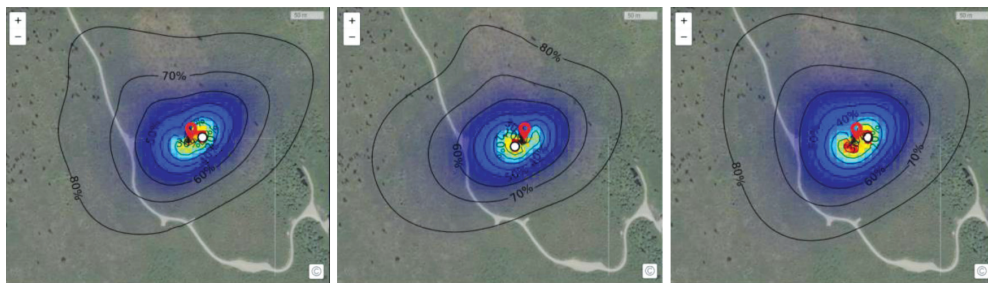
Od roku 2008 sa na sledovanie hlavných tokov  $\text{CO}_2$  začali používať komorové metódy. Spočiatku najmä na hodnotenie respirácie, neskôr aj fotosyntézy pomocou svojpomocne skonštruovaných komôr, manuálnych aj kontinuálne a nezávisle pracujúcich automatov. Metodicky najkomplikovanejšou časťou stanovenia bilancie bola extrapolácia diskrétnych bodových meraní na dlhšie časové úseky (vegetačné obdobie, resp. celý rok) a na plochu ekosystému, resp. výskumnej plochy. Modely použité na extrapoláciu bodových meraní boli odvodené z regresných vzťahov medzi jednotlivými tokmi (GPP a RE), resp. ich komponentami (pôdna respirácia, respirácia listov, respirácia kmeňov, respirácia mŕtveho dreva) a podmieňujúcimi faktormi. Pri fotosyntéze ako kľúčové faktory ovplyvňujúce jej veľkosť, správnejšie rýchlosť, boli identifikované: druh vegetácie a druhovo špecifická listová plocha (LAI), intenzita fotosynteticky aktívneho žiarenia (správnejšie hustota toku fotónov). Pri pôdnej respirácii sme ako najvýznamnejšie faktory stanovili: teplotu a vlhkosť pôdy, typ vegetácie, intenzitu prekorenenia, typ a množstvo humusu a mikroreliefové pomery. Pri respirácii listov a kmeňov to bola teplota a pri respirácii nekromasy to okrem teploty a vlhkosti dreva bol aj stupeň rozkladu. Po desiatich rokoch sme vyhodnotili bilanciu na plochách poškodených vetrom, ktoré boli manažované (EXT), resp. nemanážené (NEX), poškodené kombináciou vetra a požiaru a následne boli manažované (FIR). Priaznivú bilanciu ( $\text{GPP} > \text{RE}$ ) sme zaznamenali len na ploche NEX v dôsledku najvyššej listovej plochy sukcesnej vegetácie (plocha sa nevyžíňala) a čiastočne aj drevín (nerobili sa žiadne výchovné zásahy v nárastoch lesných drevín), ako uvádzame na obr. 5. Na základe konvencie kladné hodnoty tokov indikujú nárast C v atmosfére, záporné hodnoty pokles, teda príjem C lesným ekosystémom.



Obr. 5. Bilancia (NEE) a toky C (GPP – fotosyntéza, RE – respirácia) v ( $\text{g C m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$ ) na sledovaných plochách v r. 2015 (FLEISCHER ml. 2016)

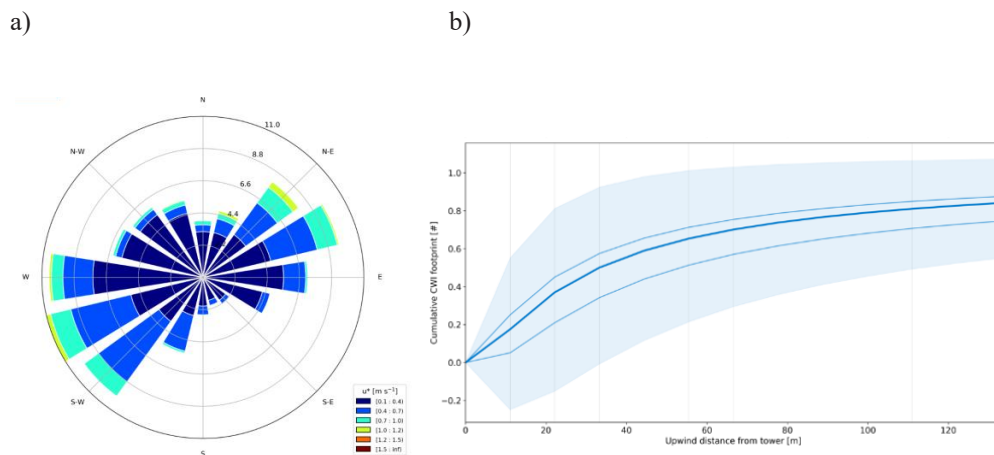
## Metóda EC

Na rozdiel od komorových metód, metóda EC je kontinuálna a pokrýva relatívne veľké územie (ekosystém, príp. krajina). Pri meraní metódou EC nie je potrebná extrapolácia meračných údajov. Veľkosť a tvar územia, ktoré zachytáva EC meranie (foot print) závisí od výšky umiestnenia snímačov, charakteru povrchu a vegetácie, smeru a rýchlosti vetra. Algoritmus na stanovenie „foot print“ sme použili podľa KLJUN et al. 2015. Takto zachytené územie sa v priebehu roka mení. Na obr. 6 uvádzame 80% plochy (vonkajší okraj), ktorú zachytáva EC na ploche EXT počas merania na jar, v lete a na jeseň 2018. Snímače umiestnené na stožiaroch vo výške 7 m nad terénom zachytávali územie s výmerou približne 14 ha.



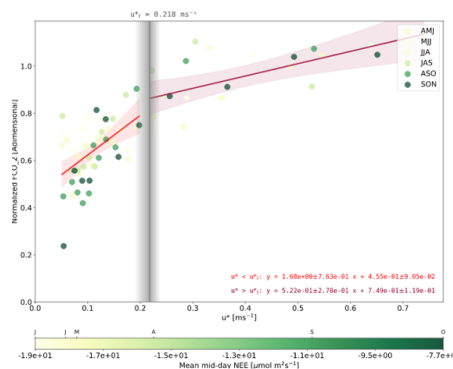
**Obr. 6. Plocha hodnotená EC meraním na výskumnej lokalite EXT na jar, v lete a na jeseň 2018**

Najviac údajov EC získava zo smeru prevládajúceho prúdenia vzduchu. Množstvo údajov vstupujúcich do bilancie tokov sa mení so vzdialenosťou od meracieho stožiaru. Maximum údajov sa zbiera vo vzdialenosti 20 – 60 m od stožiaru, pričom najspoľahlivejšie dáta sa nachádzajú do vzdialenosti 120 m. Podiel relevantných údajov klesá v bezprostrednej blízkosti stožiaru a tiež vo väčšej vzdialenosti. Maximálny dosah snímača pri momentálnej výške vegetácie a snímačov na ploche EXT bol cca 200 m. Priemerné početnosti smerov a rýchlostí vetra za sledované obdobie na ploche EXT v roku 2018 sú na obr. 7a.



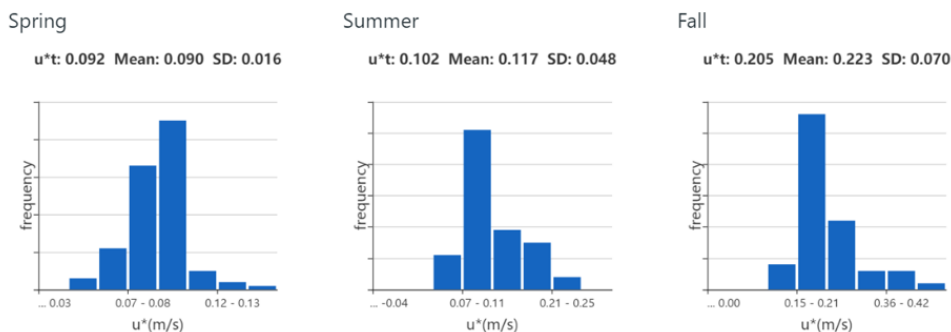
**Obr. 7.a) Priemerné smery a rýchlosti vetra za sledované obdobie na ploche EXT  
b) reprezentatívnosť územia zachyteného EC meraním v hlavnom smere vetra**

Všeobecne známym obmedzením merania tokov  $\text{CO}_2$  metódou EC je závislosť na turbulentnom prúdení vzduchu. Podmienkou pre turbulentné prúdenie je dostatočná frikčná rýchlosť ( $u^*$ ), ktorá závisí nie len od rýchlosti a smeru vetra, ale predovšetkým od charakteru povrchu a najmä vegetácie. Stanovenie hraničnej hodnoty frikčnej rýchlosti ( $u^*$ ) je spôsob ako odfiltrovať merania pri nevhodných mikroklimatických podmienkach (nedostatočná turbulencia). Výsledok hodnotenia  $u^*$  metódou MPT (moving point test) podľa REICHSTEINA et al. (2005) je na obr. 8, kde hraničná hodnota  $U^* = 0,2 \text{ m s}^{-1}$  je zobrazená sivým pásom.



**Obr. 8.** Grafické vyhodnotenie frikčnej rýchlosti ( $u^*$ ) ako podmienky pre vznik turbulentného prúdenia indikuje zlom v priebehu závislosti respirácie na rýchlosti prúdenia. Pri hodnotách menších ako kritická hodnota (sivý pás) je NEE lineárne závislá na rýchlosti vetra a nevytvára podmienky pre turbulentné prúdenie.

Hodnoty  $u^*$  sa v priebehu roka menia, tak ako sa mení fenologický stav vegetácie, alebo sa realizujú lesnícke opatrenia (vyžívanie, prerezávky a pod). Histogramy  $u^*$  pre jednotlivé sezónne obdobia (jar, leto, jeseň) v r. 2018 uvádzame na obr. 9.



**Obr. 9.** Štatistické charakteristiky hodnoty  $u^*$  v priebehu r. 2018

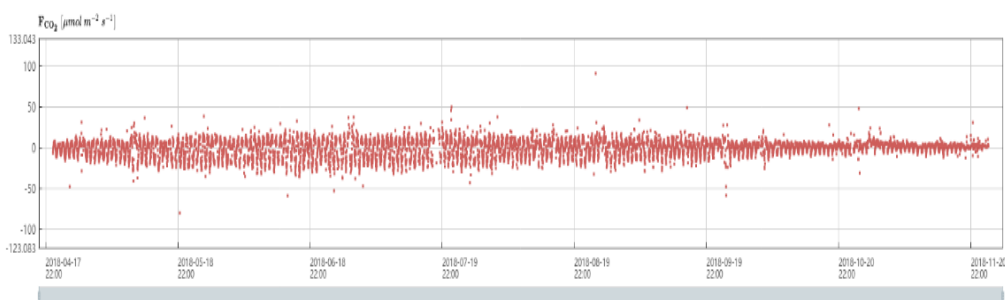
Hodnoty tokov  $CO_2$  pod limitnou rýchlosťou  $u^*$  sme z C bilancie vylúčili (ISAAC et al. 2017). Vylúčené hodnoty sú vyznačené žltou farbou na grafickom chode bilancie  $CO_2$  pred úpravou (a), po vylúčení údajov s nízkou  $u^*$  a c) údaje po procese domodelovania chýbajúcich hodnôt (gap filling) podľa REICHSTEINA et al. (2005) ako uvádzame na obr. 10.



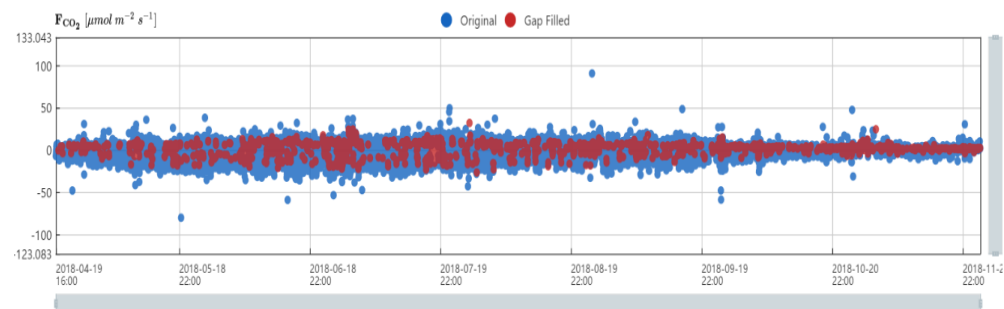
a)



b)



c)



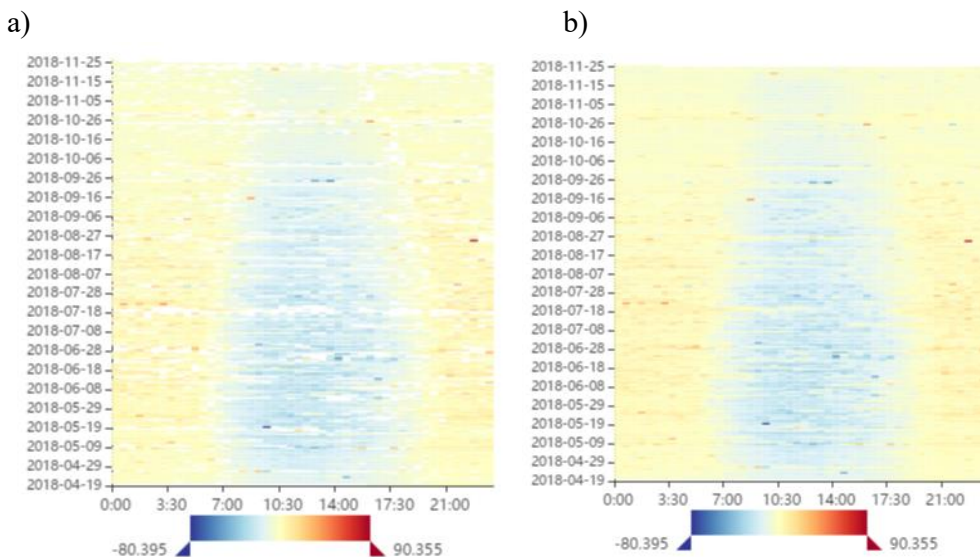
### Obr. 10. Bilancia $\text{CO}_2$ (NEE)

a) s vyznačenými hodnotami nízkej turbulencie ( $u^* < 0,2 \text{ m s}^{-1}$ )

b) po vylúčení hodnôt s nedostatočnou turbulenciou

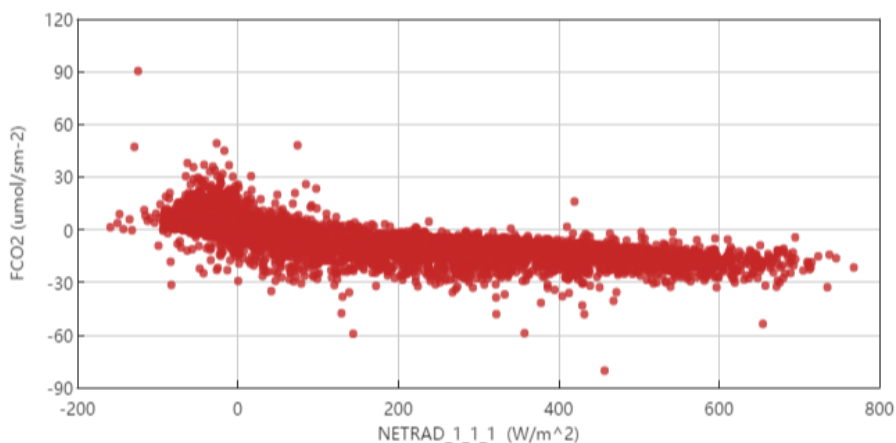
c) po doplnení chýbajúcich údajov metódou „gap filling“, kde modré značky sú merané a červené značky sú modelované hodnoty

Priebeh bilancie C (NEE) je možné zobrazit' pomocou tzv. „finger print“. Na obr. 11 je denný a sezónny chod bilancie NEE, kde na osi  $x$  sú hodiny na  $y$  osi sú dni v roku. Farebný gradient vyjadruje veľkosť toku (v  $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ), biela farba je priradená chýbajúcim hodnotám.



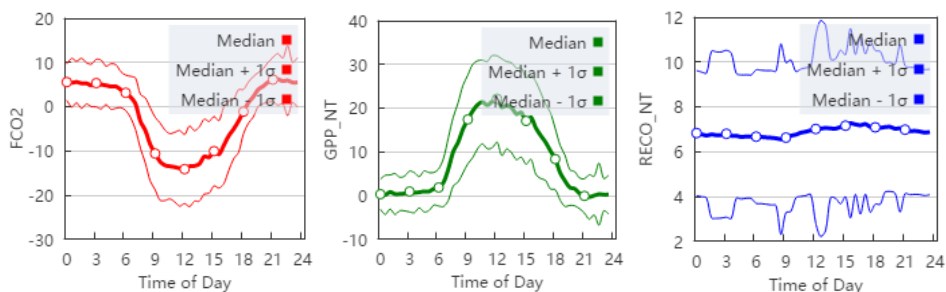
**Obr. 11. Denný a sezónny priebeh NEE ( $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) po procese a) „u\* filtering“ a b) „gap filling“**

Vzťah bilancie (NEE) ku žiareniu (net radiácia) je na obr. 12. Z priebehu hodnôt je zrejmé, že pri záporných hodnotách net-radiácie (spätne vyžarovanie v noci, pri zamračenej oblohe, daždi a pod.) prevládala respirácia (plusové hodnoty na osi x). Pri žiarení nad  $150 \text{ W m}^{-2}$  prevláda fotosyntéza (mínusové hodnoty toku  $\text{CO}_2$ ). Z grafu je zrejmé aj to, že nárast intenzity žiarenia nevyvoláva prudkú zmenu fotosyntézy (GPP).



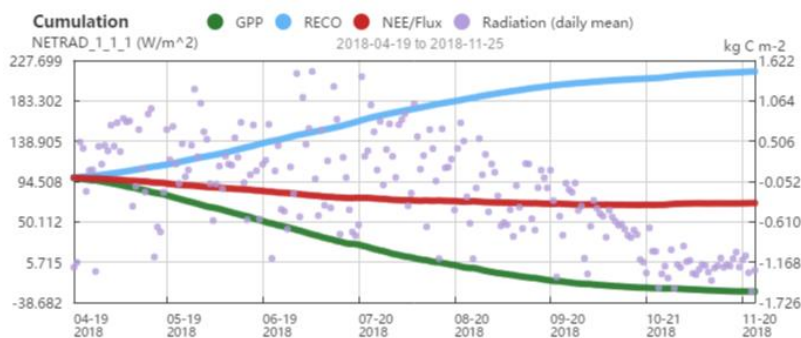
**Obr. 12. Závislosť tokov  $\text{CO}_2$  ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) od intenzity net žiarenia ( $\text{W m}^{-2}$ )**

Priebeh jednotlivých tokov  $\text{CO}_2$  (NEE, GPP a RE) na dennej úrovni za sledované obdobie uvádzame na obr. 13.



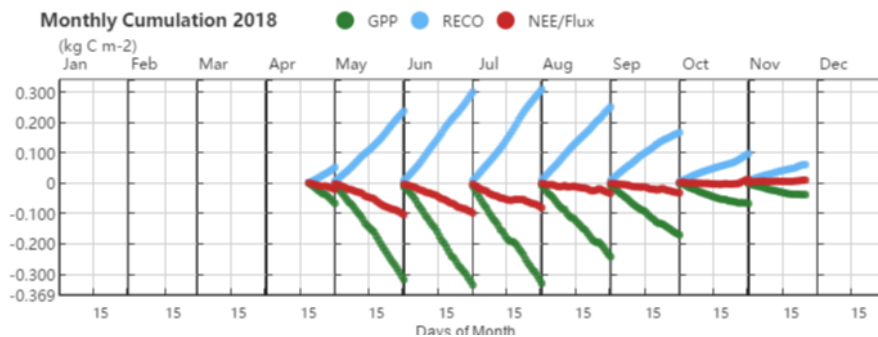
**Obr. 13. Denný chod NEE, GPP a RE (medián a smerodajná odchýlka) za sledované obdobie (apríl – november 2018) na ploche EXT**

Priebeh kumulatívnych hodnôt jednotlivých tokov (NEE, GPP a RE) a priemernej dennej radiácie za sledované obdobie v r. 2018 na ploche EXT uvádzame na obr. 14. Suma jednotlivých tokov za sledované obdobie nadobúdala nasledovné hodnoty: NEE=  $-0,3510 \text{ kg C m}^{-2}$ , GPP=  $-1,5742 \text{ kg C m}^{-2}$ , a RE=  $1,4702 \text{ kg C m}^{-2}$ .



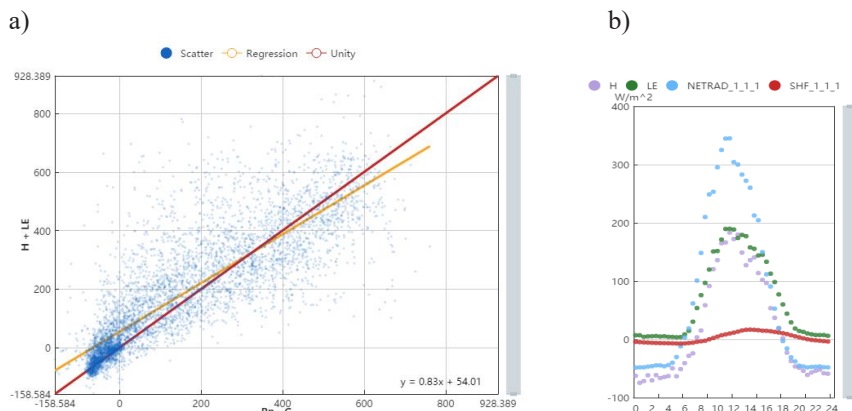
**Obr. 14. Kumulatívny priebeh NEE, GPP, RE a priemernej dennej radiácie počas sledovaného obdobia**

Priebeh jednotlivých tokov C podľa mesiacov na obr. 15 potvrdzuje ich silnú závislosť ako na klimatických, tak vegetačných pomeroch. Fotosyntéza (GPP) kulminovala v júli, respirácia v auguste. Najväčší rozdiel medzi príjmom a výdajom (NEE) bol v máji a júni, keď už bola pôda dostatočne prehriata, ale vegetácia ešte nedosahovala svoj vrchol.



**Obr. 15. Priebeh kumulatívnych hodnôt tokov C (NEE, GPP, ER) v jednotlivých mesiacoch r. 2018 na ploche EXT**

Kontrola správnosti merania tokov na základe energetickej bilancie potvrdila korektnosť meraní. Bilancia nie je dokonale „uzavretá“, ako ilustrujeme na obr. 16a. Na obr. 16b uvádzame denné chody jednotlivých komponentov energetickej bilancie ( $\text{W m}^{-2}$ ) v priebehu sledovaného obdobia.

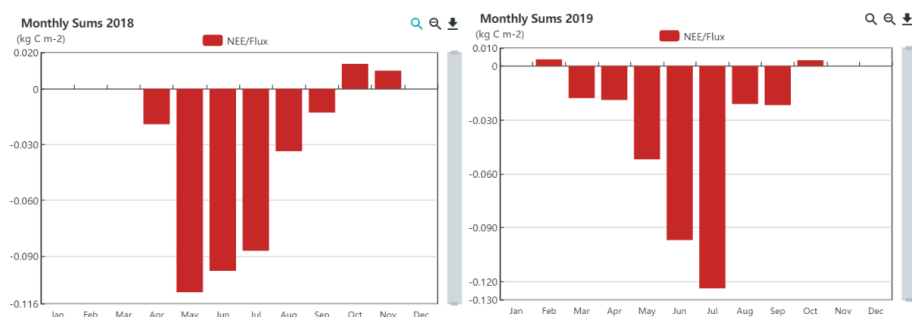


Obr. 16. a) Vzťah jednotlivých komponentov energetickej bilancie ( $Rn-G$ ) a  $H+LE$  pre posúdenie správnosti merania EC systému, červená čiara je teoretický stav a) žltá sú skutočné hodnoty b) Denný priebeh jednotlivých zložiek energetickej bilancie ( $\text{W m}^{-2}$ )

Minimálny rozdiel, ktorý indikuje odchýlka meraných hodnôt (žltá) od teoretických (červená) je pravdepodobne spôsobený akumuláciou energie (tepla) priamo vo vegetácii, spotrebou energie na fotosyntézu, vplyvom konštrukcie samotnej veže na toky  $\text{CO}_2$  (MAUDER et al. 2013, CHARUCHITTIPAN et al. 2014)

### Bilancia C na ploche EXT v r. 2019

Rovnakým spôsobom sme vyhodnotili EC merania v roku 2019. Na obr. 17 uvádzame grafické porovnanie mesačných hodnôt NEE na ploche EXT v r. 2018 a 2019.

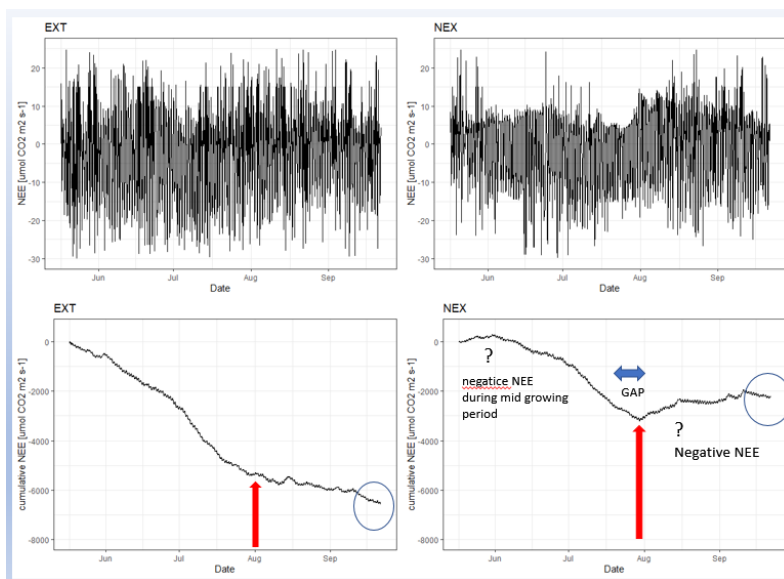


Obr. 17. Bilancia C na ploche EXT podľa mesiacov v r. 2018 a 2019

Po oba roky kalamitná plocha EXT fungovala ako depónium C. Množstvo sekvestrovaného uhlíka bolo počas rovnakého obdobia veľmi podobné. Rozdiely v jednotlivých mesiacoch v r. 2018 a 2019 boli spôsobené rozdielnym priebehom počasia a vegetačných fenofáz.

## Bilancia C na ploche EXT a NEX v r. 2019

Od polovice mája do konca októbra 2019 sme sledovali toky  $\text{CO}_2$  súbežne na ploche EXT a NEX. Bilancia C za sledované obdobie bola na ploche EXT  $-250 \text{ g C m}^{-2}$ , a NEX:  $-83 \text{ g C m}^{-2}$ . GPP za sledované obdobie nadobudla porovnateľné hodnoty  $1043 \text{ g C m}^{-2}$  na EXT a  $915 \text{ g C m}^{-2}$  na NEX. Respirácia bola  $796$  resp.  $829 \text{ g C m}^{-2}$ . Na obr. 18 uvádzame priebeh okamžitých 30 min a kumulatívnych hodnôt NEE na oboch sledovaných plochách v r. 2019.



Obr. 18. Priebeh 30 min (hore) a kumulatívnych (dole) hodnôt NEE v r. 2019 na ploche EXT a NEX ( $\text{umol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ )

V polovici vegetačného obdobia došlo ku výpadku meraní na ploche NEX a po oprave systému bol priebeh NEE iný ako dovtedy, resp. iný aký bol na ploche EXT. Či je to dôsledok manipulácie so systémom, alebo sa jednalo o ekofyziologické zmeny na výskumnej ploche môže spoľahlivo potvrdiť až opakované meranie.

## ZÁVER

Meranie bilancie C metódou EC na kalamitných plochách vo Vysokých Tatrách potvrdili trend znižovania ekologických rozdielov diferencovane manažovaných plôch po 15 rokoch. Približne 14 ha plochy ktoré zachytili EC merania v r. 2019 na území so spracovanou aj nespracovanou kalamitnou hmotou boli v sledovanom období depóniom uhlíka, t.j. viac C do sukcesných ekosystémov ukladali, ako emitovali do atmosféry. Mierne viac uhlíka deponovali manažované porasty. Výsledky EC meraní potvrdili silnú závislosť tokov C na klimatických a fenologických pomeroch a sú porovnateľné s hodnotami príjmu a výdaja C zisťovanými komorovými metódami. Interpretácia doterajších výsledkov bilancie nad rámec priamo meraných plôch si bude vyžadovať detailné informácie najmä o stave vegetácie a charakteristikách terénu, ktoré predpokladáme odvodiť z údajov diaľkového prieskumu zeme.

## PodĎakovanie

Výsledky prezentované v tomto príspevku boli získané aj vďaka podpore Agentúry pre vedu a výskum formou grantu APVV 17-064.

## LITERATÚRA

- BALDOCCHI, D., 2001: FLUXNET – A new tool to study the temporal and spatial variability of ecosystem-scale carbon dioxide, water vapor, and energy flux densities. *Bulletin of Am. Meteorology Society* 82:2415–2434.
- BURBA, G., ANDERSON, D., 2013: A brief practical guide to eddy covariance flux measurement: principles and workflow examples for scientific and industrial applications. Licor, 211 p.
- FLEISCHER, P., 2008: Windfall research and monitoring in the High Tatra Mts – objectives, principles, methods and current status. *Contribution to Geodesy and Cartography* 38:223–248.
- FLEISCHER, P. ml., 2016: Ekosystémová výmena CO<sub>2</sub> v smrekových ekosystémoch po prírodných disturbanciách. Dizertačná práca, TU Zvolen, 126 s.
- CHARUCHITTIPAN, D., BABEL, W., MAUDER, M. et al., 2014. Extension of the averaging time in eddy-covariance measurements and its effect on the energy balance closure. *Boundary-layer Meteorology* 152(3):303–327.
- ISAAC, P., CLEVERLY, J., MCHUGH, I. et al., 2017. OzFlux data: Network integration from collection to curation. *Biogeosciences* 14:2903–2928.
- KLJUN, N., CALANCA, P., ROTACH M.W. et al., 2015. A simple two-dimensional parameterisation for Flux Footprint Prediction (FFP). *Geoscientific Model Development* 8(11): 3695–3713.
- LUYSSARET, S., CIAIS, P., PIAO, S.L., SCHULZE, E.D. et al., 2010: The European carbon balance. Part 3: forests. *Global Change Biology* 16:1429–1450.
- MASSMAN, W.J., LEE, X., 2002: Eddy covariance flux corrections and uncertainties in long term studies of C and energy exchanges. *Agricultural and Forest Meteorology* 113:121–144–
- MAUDER, M. DRUE, M., GRAF, C. et al., 2013. A strategy for quality and uncertainty assessment of long-term eddy-covariance measurements. *Agricultural and Forest Meteorology* 169:122–135.
- REICHSTEIN, M., FALGE, E., BALDOCCHI, D. et al., 2005. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biology* 11(9):1424–1439.
- SEIDL, R., SCHELHAAS M.J., RAMMER, W., VERVERK P.J., 2014: Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change* 4(9):806–810.
- XIAO, J., CHEN, J., DAVIS, K.J., REICHSTEIN, M., 2012: Advances in upscaling of eddy covariance measurements of carbon and water fluxes. *Journal of Geophysical Research* 117, G00J01
- WUTZLER, T., MOFFAT A.L., MIGLIAVACCA, M., et al., 2018: Basic and extensible post-processing of eddy covariance flux data with REdDyProc. *Biogeosciences* 15:5015–5030.

## Abstract

Measurement of C fluxes by eddy covariance towers on wind throw sites in the Tatra Mts confirmed tendency of reducing differences among differently managed stands 15 years after large-scale destruction. Both managed and unmanaged stands represented by ca 14 ha EC footprints in 2019 acted as carbon sink. More C was stored in successional ecosystems during photosynthesis than was released by respiration to the atmosphere. The managed stands stored slightly more C than the unmanaged. The EC measurement of C fluxes confirmed strong dependence on climatic and phenological conditions.

The amount of C stored and released was well comparable with results gained by the chamber methods. Further interpretation of EC measurement beyond the footprint requires detailed information on vegetation and surface microtopography and relies on data acquired by remote sensing technique.

**Key words:** Norway spruce, post-disturbance management, carbon flux partitioning, footprint

**Adresy autorov:**

Ing. Peter Fleischer, PhD.  
Technická univerzita Zvolen,  
Lesnícka fakulta  
Masarykova 23  
960 01 Zvolen  
email: p.fleischerjr@gmail.com  
Ústav ekológie lesa SAV  
Štúrova 2  
960 53 Zvolen

Doc. Ing. Peter Fleischer, PhD.  
Technická univerzita Zvolen  
Masarykova 23  
960 01 Zvolen  
Štátne lesy TANAP-u,  
Tatranská Lomnica  
059 60 Vysoké Tatry  
email: p.fleischersr@gmail.com





## **VÝZNAM PROJEKTU PROTIPOŽIARNEJ OCHRANY LESA VO VYSOKÝCH TATRÁCH PO VETROVEJ KALAMITE A JEHO VPLYV NA VÝVOJ POŽIAROVOSTI NA KALAMITNOM ÚZEMÍ**

*Ivan Chromek, Pavol Hlaváč*

### **ÚVOD A PROBLEMATIKA**

Tatranská bóra, poeticky nazvaná „Alžbetka“, v novembri 2004 „položila“ cca 12 tisíc hektárov lesných porastov s objemom kalamitného dreva 2,3 milióna m<sup>3</sup>, a nasledujúca podkôrníková kalamita k týmto hektárom postupne pripísala ešte ďalších cca 8 tisíc hektárov porastov v našom najstaršom národnom parku TANAP (FLEISCHER 2019). Uznesením vlády Slovenskej republiky č. 1168 zo dňa 01.12.2004, ako reakcia na potrebu riešenia situácie po veternej kalamite zo dňa 19.11.2004, bol zriadený Výbor vlády SR pre obnovu a rozvoj Vysokých Tatier (VvSRPORVT). Jedným z rozhodnutí uvedeného výboru bolo, vzhľadom k situácii vo Vysokých Tatrách, spracovať projekt na ochranu postihnutej plochy pred požiarimi.

Práve obrovská rozloha kalamitnej plochy s veľkým množstvom horľavého materiálu, sťažená prístupnosť až nedostupnosť poškodeného územia, možný negatívny vplyv klimatických zmien i pôsobenie antropogénnych faktorov vytvárali z TANAP-u miesto so zvýšeným nebezpečenstvom vzniku a šírenia lesného požiaru. Ten je charakterizovaný ako komplex fyzikálno-chemických javov, náhla, čiastočne alebo úplne neovládaná, časovo a priestorovo ohraničená mimoriadna udalosť, t.j. škodlivý činiteľ, pri ktorom dochádza k poruche a poškodeniu všetkých zložiek biocenózy. Má veľmi nepriaznivý dosah na všetky funkcie lesa, pričom jeho negatívny význam sa zvyšuje aj tým, že často návrat k pôvodnému stavu je mimoriadne obtiažný až nemožný (STOLINA a kol. 2001). Lesné požiare okrem poškodenia lesných ekosystémov predstavujú i reálne nebezpečenstvo ohrozenia ľudských životov, môžu spôsobiť vážne škody na sídlach i priľahlých urbanizovaných územiach. K rizikovým faktorom vzniku a šírenia požiaru na kalamitnej ploche patrí veľké množstvo mŕtveho dreva vo forme zlomených, vyvrátených a postupne usychajúcich stromov, veľké množstvo olámaných a ponechaných konárov, vysoko horľavé preschnuté asimilačné orgány i zaburinenie neobhospodarováných porastov. Preto veľmi dôležitou úlohou pri eliminácii lesných požiarov je prevencia realizovaná pomocou legislatívnych, organizačno-riadiacich a lesohospodárskych opatrení.

Cieľom projektu bolo zamedziť možnostiam vzniku lesných požiarov, ktoré, najmä v počiatočnom období spracovávanía kalamity, predstavovali jedno z najväčších rizík v uvedenom priestore. Navyše, projekt vznikol v období, keď po prvýkrát dochádzalo k „otvorenému konfliktu“ medzi majiteľmi a obhospodarovateľmi lesných pozemkov vo Vysokých Tatrách, Štátnymi lesmi TANAP-u a Ministerstvom pôdohospodárstva a rozvoja vidieka SR na jednej strane a orgánmi štátnej ochrany prírody, Ministerstvom životného prostredia SR i niekoľkých ekologických mimovládok (aktivistov) na druhej strane. V podstate v období, keď sa

formovali základné myšlienky zonácie TANAP-u a bezzásahových priestorov ponechaných na „samovývoj“ (napríklad Tichá a Kôprová dolina), čo malo vplyv aj na samotnú prácu autorského kolektívu, ktorý projekt spracovával. „Projekt protipožiarnej ochrany na území Vysokých Tatier po vetrovej kalamite“ vychádzal z platnej legislatívy SR, s dôrazom na zákon NR SR č. 326/2005 Z. z. o lesoch, opatrenie MP SR č. 326/2000-700, ktorým sa upravuje vykonávanie preventívnych opatrení na ochranu lesa pred požiarimi, zákon č. 314/2001 Z. z. o ochrane pred požiarimi, vyhlášku MV SR 121/2002 Z. z. o požiarnej prevencii, zákon NR SR č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny a i.

Dokument sa stal počas jeho prípravy a realizácie niekoľkokrát predmetom rokovania Výboru vlády SR pre obnovu a rozvoj Vysokých Tatier (VvSRORVT), rokovania na pôde troch ministerstiev (Ministerstva pôdohospodárstva, Ministerstva vnútra a Ministerstva životného prostredia), ale aj predmetom rokovaní zo strany orgánov štátnej ochrany prírody, obhospodarovateľov lesných pozemkov a Hasičského a záchranného zboru MV SR. Vždy v súvislosti s otázkou spojenou s adekvátnosťou zásahov a ochrany životného prostredia v našom najstaršom národnom parku – Tatranskom národnom parku. Konečná verzia projektu bola schválená na VI. zasadnutí vládneho výboru 15.8.2005.

Zo zasadnutia, okrem iného vyplynulo (Zápis zo VI. zasadnutia Výboru vlády SR pre obnovu a rozvoj Vysokých Tatier (VvSRORVT), dňa 15. augusta 2005 vo Vysokých Tatrách):

- Minister ŽP ocenil tento materiál a poukázal na problém personálneho zabezpečenia strážnej kontroly súvisiacej s prípadným obmedzením vstupu do TANAP-u. Z dôvodu zvýšenia efektívnosti kontroly konštatoval potrebu zvýšenia počtu strážcov zo 7 na 25 osôb. Bolo konštatované stále riziko požiarov, ktorých bolo po kalamite už trinásť. V tejto súvislosti bola zdôraznená potreba dovybavenia protipožiarnej techniky pre Hasičský a záchranný zbor v sume 12,5 mil. SKK.
- VvSRORVT prerokoval a schválil tento aktualizovaný projekt, pričom skonštatoval, že táto úloha bola splnená. Projekt sa bude priebežne aktualizovať aj na ďalších zasadnutiach VvSRORVT.

Záverečné hodnotenie: Aktualizovaný projekt protipožiarnej ochrany bol predložený, VvSRORVT ho schválil a skonštatoval, že úloha bola splnená.

## VÝSLEDKY A NAVRHOVANÉ RIEŠENIA

Aký vplyv malo prijatie opatrení z projektu, ktoré boli zhrnuté na 67 stranách textu a grafickej časti (7 základných máp v mierke 1:35000 s označením „Mapa 1–7“ a k nim nadväzujúcich doplnkových (čiastkových) máp v mierke 1:25000 (pre každý ochranný obvod 5 máp) na vývoj požiarovosti na kalamitnom území?

V roku 2005 na celom území TANAP-u bolo registrovaných 27 lesných požiarov. Bolo to obdobie, keď spracovanie kalamity bolo v plnom prúde a v priestore bol maximálny pohyb techniky a ľudskej sily patriace organizáciám, ktoré na základe výberových konaní obsadili „obchodné celky“ s cieľom, čo v najkratšej dobe vyťažiť maximum drevnej hmoty. V uvedenom období sa základné opatrenia, vychádzajúce z projektu, dostávali len do praxe. Navyše v platnosti nebol ani obmedzený pohyb osôb v priestore kalamitiska, dokonca sa začala propagovať myšlienka tzv. „katastrofickej turistiky“, čo malo vplyv aj na narastajúci počet lesných požiarov.

Prekvapujúco, prvým požiarom bol požiar z konca roka 2004. Vznikol dňa 28. 12. 2004 pod Hrebienkom pričom horel odpad a zvyšky po kalamitnej ťažbe.

Prvý registrovaný lesný požiar v oblasti postihnutej veternou kalamitou bol požiar z 21. 03. 2005 pod Tatranskou Poliankou. Zhoreli pri ňom zvyšky nezužiteľného dreva po spracovaní kalamity.

Z časového aspektu požiarovosti sa medzi rizikové mesiace v plnej miere zaradil mesiac máj.

Zakladanie ohňa v prírode bolo dôsledkom vzniku nasledovných požiarov:

- 03.05.2005 v lokalite Hubert.
- 28.05.2005 v lokalite Uhlišťatka. V tento deň horelo aj v lokalite Nový Smokovec pri nedodržaní postupu pri spaľovaní zvyškov po ťažbe.
- 28.–29.05.2005 horelo pod Spáleným vrchom, približne v polovičnej vzdialenosti medzi Mengusovskou dolinou a Mengusovcami. Požiar kalamitnej plochy vznikol v dielcoch č. 471a, 471b v ŠL TANAP-u Ochranný obvod Štrbské Pleso. Zasiahol plochu cca 100 x 50 m. Požiar, z dôvodu neskorého ohlásenia skupinou lesných robotníkov (spozorovanie cca 12:00 h, nahlásenie 17:58 h z dôvodu „nedostatočného kreditu na mobile“ a nedostatočnej koordinácie prác v danom priestore) prešiel z pozemnej formy do podzemnej, s hrozbou prechodu do korunového požiaru v okrajovej časti požiariska. Z tohto dôvodu, ale aj z dôvodu ťažko prístupného terénu bola
- sťažená likvidácia lokálnych ohnísk. Na zabránenie prechodu do korunového požiaru, museli byť zrúbané aj horiace okrajové stojace stromy (4–5 ks).
- 29.05.2005 bol zaregistrovaný posledný májový požiar v lokalite Tatranská Polianka, taktiež zapríčinený zakladaním ohňov v prírode.

K týmto požiarom patrí aj požiar z prvej polovice mája 2005 neďaleko rómskej osady Rakúsy, ktorý objavil lesný personál. Vznikol úmyselným podpálením haluziny po spracovaní kalamitného dreva. Následne sa rozšíril a poškodil mladý lesný porast patriaci mestu Spišská Belá na výmere troch hektárov.

Okrem uvedených lesných požiarov vznikol v intraviláne mesta Vysoké Tatry (Tatranská Polianka) v dôsledku nedodržiavania zákazu spaľovania aj požiar hospodárskej budovy s ohrozením miestnych obyvateľov a pacientov Sanatória Dr. Guhra.

Práve na základe vyššie uvedených požiarov bol spracovaný návrh doplnujúcich opatrení k protipožiarnemu projektu.

Napriek navrhnutým a sprísneným opatreniam, porušovaním platnej legislatívy, nepozornosťou, nedodržiavaním odporúčaní z projektu, nedisciplinovanosť návštevníkov i obyvateľov Vysokých Tatier, ale taktiež zamestnancov rôznych firiem pracujúcich na kalamitnej ploche, nedošlo k poklesu požiarov, ale naopak v júni boli zaregistrované ďalšie tri požiare:

- 21.06.2005 na lokalite Žakovská, na ploche po spracovanej veternej kalamite na výmere 0,2 ha.
- 25.06.2005 nad Štôlou na ploche po spracovanej veternej kalamite na výmere 50 m<sup>2</sup>.
- 29.06.2005 na Uhlišťatkách pod Mengusovskou dolinou na vývratisku s čiastočne spracovanými kmeňmi na výmere dvoch hektárov.

Avšak „skúška ohňom“ pre Vysoké Tatry prišla až 30.07.2005. Požiar nad Cestou Slobody, medzi Tatranskou Poliankou a Smokovcami, zachvátil kalamitnú plochu (približne 215 ha, z čoho 13 ha bolo už novo vysadeného lesa) i kalamitou nepoškodený les (približne 15 ha). Zhorelo pritom vyše 18 000 m<sup>3</sup> vývrátov, zlomov a stojacich stromov. Tento veľký les-

ný požiar celkom nezastavil ani intenzívny dážď (v noci z 31.07. na 01.08. spadlo až 40 mm zrážok). Vážnym nebezpečenstvom v tomto prípade bolo ohrozenie osídlenej oblasti pozdĺž Cesty Slobody. Požiar, trvajúci 96 hodín, sa podarilo zlikvidovať až 2. augusta 2005. Avšak ani tento požiar a prijatie ďalších protipožiarnych opatrení neznamenali v roku 2005 koniec požiarov vo Vysokých Tatrách.

V auguste bolo registrovaných ďalších osem požiarov. Do konca roka 2005 ich bolo zaznamenaných ešte šesť.

Z vyšetrovania príčin vzniku požiarov vyplynulo, že 14 požiarov malo priamu súvislosť so spaľovaním zvyškov po ťažbe alebo priamo súviseli s ťažobnou činnosťou. Paradoxne dva požiare vznikli ako dôsledok úmyselného podpálenia poľovníckych posedov a jeden podpálením maringotky s osobnými vecami pilčiekov.

V roku 2006 bolo zaznamenaných celkovo 14 požiarov. V tomto roku došlo len k jednému požiaru, ktorý súvisel so spaľovaním zvyškov po ťažbe. Požiar, ktorý vznikol na vyťaženom rúbanisku pri sídlisku vo Vyšných Hágoch 8. 11. 2006 zasiahol plochu 400 árov. Problémom sa však stal zvýšený pohyb turistov, s tým spojené zakladanie ohňov v prírode a odhadzovanie cigaretových ohorkov. Novým javom sa stalo úmyselné zapaľovanie vývratov na kalamitnej ploche neznámymi osobami.

Z dôvodu zvýšenia prevencie pred vznikom lesných požiarov na území Vysokých Tatier sa začal realizovať na základe zmluvy uzatvorenej medzi TU vo Zvolene ako dodávateľom a Ministerstvom SR v zastúpení NLC vo Zvolene a ŠL TANAP-u so sídlom v Tatranskej Lomnici, ako objednávateľom, monitoring požiarneho rizika (HLAVÁČ, CHROMEK 2007). Monitoring bol realizovaný v roku 2007 od 14.05.2007 (z dôvodu zmonitorovania vstupných veličín pre merania po zimnej sezóne 2006/2007) až do 30.09.2007 (obr. 1). Cieľom bolo, na základe terénnych meraní a nasledujúcej prognózy vo vývoji počasia, preventívne zníženie rizika vzniku lesných požiarov vplyvom antropogénnej činnosti.



TECHNICKÁ UNIVERZITA VO ZVOLENE

MONITORING ZABEZPEČUJE TECHNICKÁ UNIVERZITA VO ZVOLENE

MONITORING POŽIARNEHO RIZIKA  
PROJEKT PROTIPOŽIARNEJ OCHRANY LESA  
NA ÚZEMÍ VYSOKÝCH TATIER PO VETROVEJ KALAMITE

Predpokladaný stupeň požiarneho nebezpečenstva stanovený na  
28.07.2007

pre kalamitné územie Vysokých Tatier na základe meraní (TU vo Zvolene) a predpovede počasia (SHMU) je:

**II. (dva) pre kalamitné plochy \*,**  
**II. (dva) pre stojace lesné porasty.**

\*Upozomenie: V prípade pretrvávajúcej absencie výdatnejších zrážok sa lokálne na niektorých plochách (nespracovaná kalamita, silne zaburinné, južné expozície, blízkosť turistických chodníkov) môže vyskytnúť stupeň požiarneho nebezpečenstva III. (tri) z dôvodu zvýšeného sucha (predpoklad od 10:00 do 18:00 hod.)

Obr. 1. Ukážka správy z monitoringu požiarneho rizika  
so stanoveným stupňom nebezpečenstva na deň 28.07.2007

**Tab. 1. Stupeň požiarneho nebezpečenstva – bodové vyhodnotenie**

| Stupeň požiarneho nebezpečenstva | Charakteristika  | Bodové rozsah | Opatrenie                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |
|----------------------------------|------------------|---------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| I.                               | Minimálne riziko | 6 – 12        | Dodržiavanie platnej legislatívy a technologických postupov prác                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |
| II.                              | Zvýšené riziko   | 13 – 19       | Obmedzená činnosť v lesoch s vylúčením rizikových prác a činností – zvýšená pozornosť pri práci s horľavými a nebezpečnými látkami (PHM, pesticídy a i.).<br>Zákaz spaľovania zvyškov po ťažbe; zákaz kladenia ohňa v táboriskách. Obmedzenie turistiky – zákaz vstupu do rizikových lokalít uzatvorenie vybraných turistických chodníkov).<br>Pravidelný denný pozemný monitoring (zvýšená hliadková činnosť).<br>Zvýšená kontrolná a represívna činnosť (Lesná stráž, Stráž prírody, Polícia). Letecký monitoring podľa schváleného harmonogramu.<br>Aktivácia monitorovacieho lietadla s hasiacou náplňou na letisku. |
| III.                             | Vysoké riziko    | 20 – 27       | Zákaz vstupu do lesov.<br>Zastavenie lesných prác s výnimkou celodenného monitoringu, pričom hliadková a pozorovacia činnosť sa vykonáva aj v noci.<br>Zvýšená činnosť leteckého monitoringu v priestore kalamity podľa schváleného harmonogramu (denný a večerný monitorovací let).<br>Presun a aktivácia vrtuľníka s vakom na letisko v Poprade.                                                                                                                                                                                                                                                                       |

Súčasne predmetom zmluvy bolo aj odosielanie príslušného stupňa požiarneho nebezpečenstva (tab. 1), zainteresovaným inštitúciám – MP SR, ŠL TANAP-u, OR HaZZ v Poprade, NLC – LVÚ Zvolen, KLÚ v Prešove, OblÚ v Poprade, KÚ ŽP v Prešove, ŠOP v Banskej Bystrici, Správa TANAP-u, Mesto Vysoké Tatry a niektorým urbáriátom, resp. súkromným vlastníkom lesov v predmetnej oblasti. Stupeň požiarneho nebezpečenstva sa stanovoval pre jednotlivé dni s dvoj až trojdňovým predstihom v závislosti na klimatických pomeroch, podľa upravenej metodiky autorského kolektívu projektu „Projekt protipožiarnej ochrany lesa na území Vysokých Tatier po vetrovej kalamite“ (HLAVÁČ a kol., 2005), pričom najmenej rizikový bol stupeň I. a najviac stupeň III. (tab. 1).

Pri ich stanovovaní sa prihliadalo nielen na riziko vzniku a šírenia požiarov, ale aj na potrebu predpovede vzhľadom na vykonávanie a plánovanie lesohospodárskej činnosti v rámci podniku ŠL TANAP-u. Z uvedeného dôvodu sa na základe vlastných meraní, hodnotení a výpočtov, sledovaných rizikových indexov (tab. 2), informácií získaných od SHMÚ, konzultácií s pracovníkmi OR HaZZ v Poprade i ŠL TANAP-u vyhlasovali jednotlivé stupne diferencovane, v závislosti od dennej doby a rizika vzniku požiaru v konkrétnom priestore.

**Tab. 2. Matica pre stanovenie podmienok možného vznik lesného požiaru podľa určených rizikových indexov**

| Podmienky pre vznik lesného požiaru | Klimatické indexy | Index pre vlhkosť dreva | Index pre vlhkosť asimilačných orgánov a fytocenózy | Index pre vlhkosť hrabanky | Index smeru vetra | Index vplyvu insolácie |
|-------------------------------------|-------------------|-------------------------|-----------------------------------------------------|----------------------------|-------------------|------------------------|
| Nepravdepodobné                     | 1                 | 1                       | 1                                                   | 1                          | 1                 | 1                      |
| Nepriaznivé                         | 2                 | 1                       | 1                                                   | 1                          | 1                 | 1                      |
| Priaznivé                           | 3                 | 3                       | 3                                                   | 3                          | 2                 | 3                      |
| Veľmi priaznivé                     | 4                 | 5                       | 5                                                   | 5                          | 2                 | 5                      |
| Vysoké                              | 5                 | 5                       | 5                                                   | 5                          | 2                 | 5                      |

Preto pri zasielaných predpovediach bola niekedy uvádzaná poznámka, prípadne upozornenie s odporúčaniami pre vyhlásenie vyššieho stupňa rizika pre určitú lokalitu alebo časový úsek. Týmto spôsobom sa zabráňovalo celoplošnému uzatvoreniu priestoru aj v súvislosti s cestovným ruchom vo Vysokých Tatrách. Naopak, väčší dôraz bol kladený na preventívne opatrenia zabezpečované hliadkovou činnosťou zamestnancami ŠL TANAP-u, ŠOP a iných zainteresovaných zložiek.

V prípade vyhlásenia stupňa požiarneho nebezpečenstva „III – vysoké riziko“ a v lokalitách, kde sa zistil (stanovil) vysoký index rizika (5, 4) aj pri vyhlásení stupňa „II – zvýšené riziko“ sa uplatňovalo ustanovenie § 19 ods. 4 zákona NR SR č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny.

Išlo hlavne o uzatvorenie niektorých turistických chodníkov (TZCH) v priestore kalamity, do doby zabezpečenia splnenia navrhovaných opatrení, alebo úplného spracovania kalamity (tab. 3).

Návštevníkov Vysokých Tatier o prípadnom uzatvorení chodníkov sa poskytovala informácia pomocou informačných (zákazových) tabúľ, miestnymi oznamovacími prostriedkami, kompetentnými pracovníkmi hotelov, ubytovní; pracovníkmi ŠL TANAP-u, ŠOP a pod.. Uzatvorenie chodníkov sa realizovalo takým spôsobom, aby nedošlo k úplnému zneprístupneniu vysokohorských chát.

Ďalším účinným opatrením, v uvedenom období, vychádzajúcim z projektu, sa stalo „Vyhlasovanie zákazu vstupu do lesov (porastov)“. Uvedený zákaz vstupu sa realizoval v spolupráci s KLÚ v Prešove a príslušnými ObLÚ s orientáciou hlavne na oblasti s vysokým stupňom rizika vzniku požiaru. Neskôr sa uvedené opatrenie prenieslo aj do platných právnych predpisov.



**Tab. 3. Zoznam uzatvorených turistických chodníkov (TZCH)**

| P. č. | Číslo chodníka | Farba značenia | Úsek- trasa                                       |
|-------|----------------|----------------|---------------------------------------------------|
| 1.    | 0930           | červená        | Podbanské – Jamské pleso                          |
| 2.    | 2836           | modrá          | Tatranská Štrba – Štrbské Pleso                   |
| 3.    | 2902           | modrá          | Tri Studničky – rázcestie pod Grúnikom            |
| 4.    | 2903           | modrá          | Biely Váh – Jamské pleso                          |
| 5.    | 2905           | modrá          | Tatranské Zruby – rázcestie nad T. Zrubmi         |
| 6.    | 2906           | modrá          | Starý Smokovec – rázcestie pod Slavkovským štítom |
| 7.    | 2911           | modrá          | Tatranské Matliare – rázcestie nad T. Matliarmi   |
| 8.    | 5802           | zelená         | rázcestie Tichá dolina – rázcestie pod Grúnikom   |
| 9.    | 5803           | zelená         | Štrbské Pleso – Tri Studničky                     |
| 10.   | 5806           | zelená         | Nižné Hágy – Nová Polianka                        |
| 11.   | 8851           | žltá           | Podbanské – rázcestie pod Kasprovým               |
| 12.   | 8856           | žltá           | Nižné Hágy - Zbelovo                              |
| 13.   | 8858           | žltá           | Starý Smokovec – Velická poľana                   |
| 14.   | 8863           | žltá           | Tatranská Lomnica (Grand) – Tatranské Matliare    |

Zdroj: HZS (<http://www.vysoketatry.sk/chodnik.html>)

Vyšší dôraz bol taktiež kladený i na merania a monitoring v teréne, zabezpečovaný pracovníkmi TU vo Zvolene. Celkovo sa uskutočnilo 11 výjazdov v termínoch 14.07.2007, 19.07.2007, 22.07.2007, 27.07.2007, 02.08.2007, 10.08.2007, 15.08.2007, 23.08.2007, 02.09.2007, 08.09.2007 a 22.09.2007. Dôraz bol kladený najmä na obdobie s maximálnymi priemernými teplotami koncom júla a začiatkom augusta.

Pri týchto meraniach sa zisťovala vlhkosť a teplota hrabanky, vlhkosť dreva, asimilačných orgánov a fytoceenózy, index zaburinenia a i. (tab. 3). Vlastné klimatické merania sa vykonávali každý deň na dvoch modelových lokalitách a dopĺňali ďalšími meteorologickými pozorovaniami (údajmi) realizovanými SHMÚ (voľne dostupných na internetovej stránke SHMÚ). Stupeň sa zasielal prostredníctvom elektronickej pošty zainteresovaným inštitúciám v zmysle zmluvy. Tým sa zabezpečila informovanosť štátneho aj súkromného sektora v rizikovom priestore.

Novým rizikovým fenoménom počas monitoringu bol vznik požiarneho nebezpečenstva na plochách s vysychajúcimi smrečinami v dôsledku podkôrnikovej kalamity v blízkosti turistických chodníkov (suché stromy, zvyšky kalamitnej hmoty, suché opadané ihličie). Tento negatívny jav sa začal prejavovať začiatkom augusta a pretrvával pri priaznivých poveternostných podmienkach do polovice septembra. K najrizikovejším úsekom z tohto aspektu patril turistický chodník „Tatranská Lomnica – Hrebienok“, kde možné riziko vzniku požiaru mimo už uvedených faktorov zvyšovali hlavne turisti (fajčenie, manipulácia s otvoreným ohňom).

Z uvedených dôvodov bol počas obdobia realizácie monitoringu vyhlásený II. (druhý) stupeň rizika pre celé kalamitné územie celkom 24x a pre všetky stojace porasty 19x. Lokálne pre lokality s nespracovanou kalamitou, silne zaburinené plochy, južné expozície, miesta v blízkosti turistických chodníkov sa II. (druhý) stupeň rizika vyhlásil 3x pre kalamitné

plochy a 2x pre stojace lesné porasty. Najvyšší, III. (tretí) stupeň bol časovo neobmedzene vyhlásený pre všetky kalamitné plochy len jeden krát (23.07.2007). Časovo diferencovane sa III. (tretí) stupeň pre všetky kalamitné plochy vyhlásil 2x v čase od 10:00 do 16:00 h (21.07.2007, 24.07.2007) a 1x v čase od 10:00 do 18:00 h (20.07.2007). Lokálne pre kalamitné plochy s nespracovanou kalamitou, silne zaburinené, s južnou expozíciou, prípadne pre priestory v blízkosti turistických chodníkov bol najvyšší rizikový stupeň (III.) vyhlásený až 7x (19.07.2007, 25.07.2007, 28.07.2007, 03.08.2007, 04.08.2007, 05.08.2007 a 06.08.2007). Najrizikovejším obdobím pre vznik požiarov vo Vysokých Tatrách bolo obdobie od 16.07.2007 do 10.08.2007, čo korešponduje aj z celkovým klimatickým vývojom v rámci Slovenska.

**Počas doby realizácie monitoringu požiarneho rizika nebol na predmetnom území zaznamenaný žiaden požiar.**

V ďalších rokoch aj vďaka účinnému tlaku na dodržiavanie opatrení vyplývajúcich z projektu a rekodifikácii platných právnych predpisov došlo k postupnému znižovaniu počtu lesných požiarov.

## ZÁVER

Projekt, okrem identifikácie rizík vzniku požiaru a návrhu dlhodobého plánu preventívnych a represívnych opatrení podľa existujúceho rizika pre celé územie Vysokých Tatier postihnuté vetrovou kalamitou definoval aj nový fenomén, ktorým bol doteraz nepoznaný požiar kalamitnej plochy.

Avšak základné prínosy projektu, okrem iných skutočností, spočívali v tom, že pri všetkých rokovaníach bol projekt zúčastnenými stranami považovaný za nestranný, slúžiaci ako argument pre obidve strany. Napriek tomu, že projekt, svojím spôsobom spracovania, vybočoval z platnej legislatívy z hľadiska riešenia podobných situácií pri ochrane lesov pred požiarom. Svedčí to aj o diplomacii spracovateľov projektu, ktorí častokrát nad rámec zadania, dokázali individuálne prerokovať navrhované znenia opatrení so všetkými zainteresovanými stranami skôr, ako sa dostali na prerokovanie na úrovni ministerstiev, poprípade samotného výboru vlády.

Projekt sa navyše stal podkladom pre spracovanie podobných projektov aj pre iné územia Slovenska postihnuté uvedenou kalamitou. Navyše z nadčasového hľadiska poukázal na základné nedostatky v legislatíve, čo viedlo k postupným zmenám v legislatívnom chápaní ochrany lesov pred požiarom, ktoré vyvrcholili prijatím neobvyklej právnej normy s názvom „Spoločné usmernenie Ministerstva vnútra Slovenskej republiky – Prezídium Hasičského a záchranného zboru, Ministerstva pôdohospodárstva Slovenskej republiky – sekcia lesnícka a Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky – sekcia ochrany prírody a krajiny na jednotnú realizáciu preventívnych protipožiarnych opatrení v priestore postihnutom kalamitou a na lesných pozemkoch“.

## LITERATÚRA

- FLEISCHER, P., 2019: Kam smerujú tatranské lesy? In: Tatry, 2019, roč. LVIII, č. 6, s. 17–19, ISSN 1335-6828.
- HLAVÁČ, P. CHROMEK, I., 2007: Monitoring – stanovenie požiarneho nebezpečenstva na kalamitnom území Vysokých Tatier. In: Ochrana lesa 2007. Zborník z medzinárodnej konferencie. Zvolen – Kováčová: TU vo Zvolene, 2007, s. 153–163, ISBN 978-80-228-1788-2.
- HLAVÁČ, P., OSVALD, A., CHROMEK, I., MAJLINGOVÁ, A., 2005: Projekt protipožiarnej ochrany lesa na území Vysokých Tatier po vetrovej kalamite. Realizačný projekt. Zvolen: TU vo Zvolene, 2005, 67 s.
- STOLINA, M., KODRÍK, J., NOVOTNÝ, J., KONÔPKA, J., HLA VÁČ, P., 2001: Ochrana lesa. Zvolen: TU vo Zvolene, 2001, s. 67–75, ISBN 80-228-1067-3.
- Tatranské chodníky. Dostupné na internete: <http://www.vysoketatry.sk/chodnik.html>.

## SÚHRN

Zavedenie opatrení vyplývajúcich z projektu protipožiarnej ochrany Vysokých Tatier malo vplyv na požiarovosť v priestore územia TANAP-u postihnutého vetrovou kalamitou. Príspevok sa zaoberá dopadom jednotlivých protipožiarnych opatrení na zníženie rizika vzniku a šírenia lesných požiarov v postihnutom priestore za obdobie rokov 2004–2007.

**Kľúčové slová:** lesný požiar, monitoring, protipožiarne opatrenia, vetrová kalamita

## THE IMPORTANCE OF THE FOREST PROTECTION PROJECT AGAINST FIRE IN HIGHT TATRAS AFTER THE WIND CALAMITY AND ITS IMPACT ON THE FIRE OCCURRENCE DEVELOPMENT IN THE CALAMITOUS AREA

### Abstract

The implemetation of measures resulting from the project of fire protection in High Tatras also had an impact on the fire hazard in the TANAP area affected by the wind calamity.

The paper deals with the impact of individual fire – fighting measures on the reduction of the risk of occurrence and spread of forest fires in the affected area for the period 2004–2007.

**Key words:** forest fire, monitoring, fire – fighting measures, wind calamity

### Adresa autorov:

Mgr. Ing. Ivan Chromek, PhD.  
KPO DF TU vo Zvolene  
T. G. Masaryka 24  
960 01 Zvolen

Ing. Pavol Hlaváč, PhD.  
KIOLK LF TU vo Zvolene  
T. G. Masaryka 20  
960 01 Zvolen