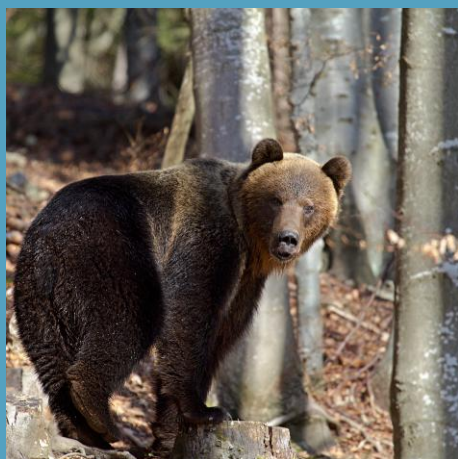
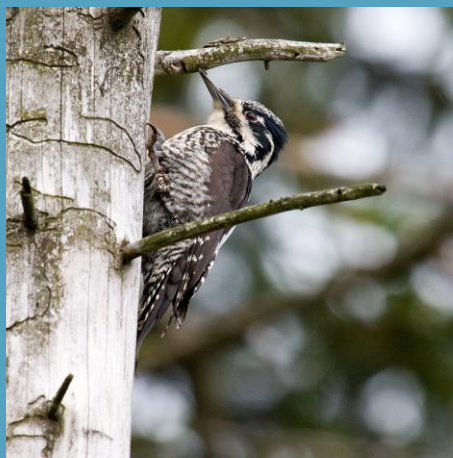




Výskum a ochrana Malej Fatry

Michal Kalaš & Ján Kicko, 2017

**ŠOP SR, Správa Národného parku Malá Fatra
a
Fatranský spolok**

Výskum a ochrana Malej Fatry

**Zborník referátov z konferencie Výskum a ochrana Malej Fatry
Gbeľany, 5. október 2017**

Vydavateľ:	Občianske združenie Fatranský spolok, Varín a ŠOP SR - Správa Národného parku Malá Fatra
Editori:	Michal Kalaš & Ján Kicko
Recenzenti:	prof. Ing. Ivan Vološčuk, DrSc. doc. Ing. Karol Ujházy, PhD. doc. Ing. Dr. Jana Ižvoltová RNDr. Anton Krištín, DrSc. Mgr. Henrik Kalivoda, PhD. RNDr. Martin Korňan, PhD. Ing. Slavomír Find'o, CSc. Ing. Ján Kicko, PhD. Mgr. Miroslav Kutal, PhD. RNDr. Michal Kalaš Mgr. Vladimír Nemček Mgr. Filip Tulis, PhD. RNDr. Jozef Šibík, PhD. Mgr. Jakub Kubala, PhD.
Grafické spracovanie:	Michal Kalaš, zalomené v programe Scribus
Foto na obálke:	© Michal Kalaš
Tlač:	Alfa print, s. r. o., Martin
Rok vydania:	2017
Náklad:	100 výtlačkov

Odporúčená citácia:

zborníka:

KALAŠ M. & KICKO J. (eds.) 2017. Výskum a ochrana Malej Fatry. Zborník príspevkov z vedeckej konferencie Výskum a ochrana Malej Fatry (Gbelaňany 5. októbra 2017). Varín, 112 pp.

príspevku:

OBUCH J. 2017. Časové zmeny v potrave výra skalného (*Bubo bubo*) v Žilinskej kotline. Pp. 47 – 49. In: KALAŠ M. & KICKO J. (eds.) 2017. Výskum a ochrana Malej Fatry. Zborník príspevkov z vedeckej konferencie Výskum a ochrana Malej Fatry (Gbelaňany 5. októbra 2017). Varín, 112 pp.

Rukopis neprešiel jazykovou úpravou. Za odbornú úroveň príspevkov zodpovedajú autori a recenzenti. Za použitie grafických príloh zodpovedajú autori príspevkov.

ISBN 978 - 80 - 972895 - 0 - 8

Tlač zborníka bola financovaná z darov a z príjmu 2 % dane, venovaných Občianskemu združeniu Fatranský spolok.

OBSAH

PREDSLOV	5
MOŽNOSTI APLIKÁCIE POZNATKOV VEDECKÝCH VÝSKUMOV V INTEGROVANOM MANAŽMENTE NÁRODNÉHO PARKU MALÁ FATRA IVAN VOLOŠČUK	7
KONCEPCIA EKOLOGICKEJ KOMPLEXITY A ILUSTRÁCIA JEJ VYUŽITIA PRI VÝSKUME NELESNÝCH EKOSYSTÉMOV KRIVÁNSKEJ FATRY PETER SABO, MARTINA ŠKODOVÁ & LEONTÍNA STRIEŽOVSKÁ	13
STRUKTURA PŘIROZENÉHO HORSKÉHO SMÍŠENÉHO LESA V NP MALÁ FATRA JANA LÁBUSOVÁ, MARTIN MIKOLÁŠ, RADEK BAČE, VOJTĚCH ČADA, MARTIN DUŠÁTKO, PETER GLONČÁK, PAVEL JANDA, MARIÁN JASÍK, LENKA MATĚJŮ, HANA MRHALOVÁ, KRISTÝNA SVOBODOVÁ, MICHAL SYNEK, VOLODYMYR TROTSIUK, JURAJ VYSOKÝ & MIROSLAV SVOBODA	22
BOTANICKÉ ASPEKTY OCHRANY PRÍRODY A NIEKOĽKO ZAUJÍMAVÝCH NÁLEZOV RASTLÍN V NP MALÁ FATRA A JEHO OCHRANNOM PÁSME ANNA DOBOŠOVÁ	30
HYPSOMETRICKÝ GRADIENT V ROZŠÍŘENÍ MOTÝLOV(PAPILIONOIDEA) NA TRANSEKTE DOLINA BYSTRČKA – VEĽKÝ ROZSUTEC (MALÁ FATRA) MIROSLAV KULFAN	37
HUSTOTA POPULÁCIE VÝRA SKALNÉHO (<i>BUBO BUBO</i>) VO VYBRANEJ ČASTI OKRESU ŽILINA JÁN KICKO	42
ČASOVÉ ZMENY V POTRAVE VÝRA SKALNÉHO (<i>BUBO BUBO</i>) V ŽILINSKEJ KOTLINE JÁN OBUCH	47
TEORETICKÉ ZHODNOTENIE DLHODOBÉHO VÝSKUMU ŠTRUKTÚRY, ORGANIZÁCIE A DYNAMIKY ORNITOCENÓZY ZMIEŠANÉHO PRALESA V NPR ŠRÁMKOVÁ MARTIN KORŇAN & PETER ADAMÍK	50
ČASOPRIESTOROVÁ DISTRIBÚCIA PLŠIKA LIESKOVÉHO (<i>MUSCARDINUS AVELLANARIUS</i>) POČAS VEGETAČNEJ SEZÓNY LADISLAV HLÓŠKA	57
RECENTNÝ VÝSKYT A REPRODUKCIA RYSA OSTROVIDA (<i>LYNX LYNX</i>) V CHKO KYSUCE A NP MALÁ FATRA MARTIN DULA, MICHAL KALAŠ, ĽUBOSLAV HRDÝ, TOMÁŠ FLAJS, PETER DRENGUBIAK & MIROSLAV KUTAL	67
RECENTNÍ VÝSKYT A DYNAMIKA VLKA OBEČNÉHO (<i>CANIS LUPUS</i>) V ZÁPADNÍCH KARPATECH MIROSLAV KUTAL, BARBORA ČERNÁ BOLFIKOVÁ, MARTIN DULA, LEONA KUTALOVÁ, MICHAL BOJDA, MICHAL KALAŠ, TOMÁŠ FLAJS, ĽUBOSLAV HRDÝ, PETER DRENGUBIAK, SABINA NOWAK, ROBERT MYSLAJEK, MICHAŁ FIGURA & PAVEL HULVA	71
ORGANIZOVANÉ PRIAME POZOROVANIA MEDVEĎA HNEDÉHO (<i>URSUS ARCTOS</i>) V OBLASTI NÁRODNÉHO PARKU MALÁ FATRA MICHAL KALAŠ	76

PRESNÉ URČENIE NADMORSKÝCH VÝŠOK HREBEŇA MALEJ FATRY TOMÁŠ CESNEK	82
MONITORING STAVU TURISTICKÉHO CHODNÍKA - PRÍPADOVÁ ŠTÚDIA Z NP MALÁ FATRA JURAJ ŠVAJDA, JOZEF LIMÁNEK, LUCIA SIBILOVÁ & MARTIN KALAFUT	93
KRÁTKE SPRÁVY	98
JASKYŇA NAD VYVIERAČKOU VO VRÁTNEJ DOLINE PAVOL CVACHO & MARIANNA CVACHOVÁ	99
DIVERZITA FLÓRY A VEGETÁCIE NAD HORNOU HRANICOU LESA V KRIVÁNSKEJ MALEJ FATRE JOZEF ŠIBÍK	104
PRÍSPEVOK ŠTUDENTOV VÝSKUMNÉHO ÚSTAVU VYSOKOHORSKEJ BIOLÓGIE ŽILINSKEJ UNIVERZITY K PRAKTICKEJ OCHRANE PRÍRODY SR ZUZANA HREHOVÁ, LADISLAV NOVÁK & MARIÁN JANIGA	105
VODNÁR POTOČNÝ (<i>CINCLUS CINCLUS</i>) V KRIVÁNSKEJ FATRE TOMÁŠ FLAJS	109
ZIMNÝ MONITORING VEĽKÝCH ŠELIEM V OBLASTI MALEJ FATRY TOMÁŠ FLAJS	111

PREDSLOV

Vážení priatelia. S odstupom času sa Vám dostáva do rúk zborník príspevkov, ktoré odznali na konferencii venovanej výskumu a ochrane Malej Fatry v Gbeľanoch 5. októbra 2017. Prezентuje výsledky množstva zanietenných ľudí, veď na jeho obsahu participovalo 51 autorov a spoluautorov. Ak k tomu pridáme každého, komu autori vyjadrili svoje poďakovanie, číslo bude prinajmenšom dvojnásobné.

Pri zostavovaní zborníka som postrehol nástup novej generácie prírodovedcov v tomto území. Plynulo, a podľa mňa aj úspešne, nadväzujú na neoceniteľnú prácu svojich predchodcov, neraz ich učiteľov z terénu. Popri rastúcom záujme širšej verejnosti sú ich príspevky jasným dôkazom, že i v dnešnej, výrazne „indoorovej“ spoločnosti nie je príroda na úplnom chvoste verejného záujmu. Prácu spomínaných kolegov si vážim o to viac, že výsledky svojich bádání publikovali práve tu, hoci by iste pre ne našli miesto vo významnejších zborníkoch. Z týchto ľudí mám veľkú radosť. Sú zárukou objavovania nových poznatkov, ktoré má Správa Národného parku Malá Fatra možnosť využívať pri presadzovaní záujmov ochrany prírody. Nie zo zdvorilosti, ale z obdivu uvediem, že mojou inšpiráciou sú ľudia, ktorí v Malej Fatre bádajú desaťročia. Na konferencii sme si vypočuli viacerých z nich. Ich zanietenný prejav bol dôkazom, že svojmu poslaniu venovali ďaleko viac, ako predpokladá bežný, osemhodinový pracovný čas. Veď predsa výskum a ochrana prírody sa nerobia v kancelárii od siedmej do pätnástej ... Ľuďom našej krvnej skupiny to iste nevadí. Spoločne si ale musíme uvedomovať, že za naše výsledky ďakujeme aj svojim rodinám. Len vďaka ich zhovievavosti si môžeme obúvať túlavé topánky a aspoň na krátko ignorovať čas.

V predchádzajúcom odstavci som uviedol, že Národný park Malá Fatra nie je verejnosti celkom ľahostajný. Hoci je takéto konštatovanie pravdivé, dnes, po 50-tich rokoch zákonnej ochrany nemožno vysloviť slová spokojnosti nad stavom, v akom sa územie nachádza. Už to nie je chránená krajinná oblasť, hoci mnohí obyvatelia regiónu s týmto

názvom dodnes žijú. V roku 1988 sa stal z územia národný park. Žiaľ, roky ukazujú, že z hľadiska praktickej ochrany prírody viac-menej len formálne. Prírodovedecká hodnota bola v minulosti tiež dôvodom, prečo je Národný park Malá Fatra súčasťou európskej sústavy chránených území - NATURA 2000. Na prvý pohľad je teda všetko v poriadku. Skutočne? Nie len poznatky prírodovedcov, no v poslednom čase aj pribúdajúce nechápavé hlasy návštevníkov a postupne i obyvateľov regiónu hovoria, že pod pojmom národný park si spoločne predstavujeme niečo iné. Niečo, čo naozaj reprezentuje najcennejšie prírodné dedičstvo našej krajiny. Môže ním byť aj územie s priemernou hustotou 680 m lesných ciest na 1 km², s neustálym tlakom túto sieť rozširovať? Alebo územie, kde sa vplyvom lesného hospodárenia menia niektoré lesy na kalamitami posilňované plantáže? Územie s ťažbami dreva v najcitlivejšom období roka, v čase hniezdzenia vtákov a vyvážania mladčiat? Môžu sa v národnom parku beztrešne plašiť orly skalné na hniezdach vrtuľníkom prenajatým filmármi? Alebo vypúšťať z najnavštevovanejšej turistickej chaty kanalizačné splašky do okolitej prírody? Územie, kde stovky sebeckých „milovníkov prírody“ flagrantne porušujú pravidlá návštevného poriadku a národný park považujú za svoju osobnú telocvičňu? Kde sa celé leto drancujú lesné plody aby sa následne speňažili popri cestách? Toto všetko dnes umožňuje legislatíva a v niektorých prípadoch aj nečinnosť štátnych orgánov.

Nuž, aj takýto nelichotivý je pohľad na Národný park Malá Fatra v súčasnosti. Punc atraktívnosti mu to rozhodne nepridáva. Verím, že historicky prvé výkupy pozemkov v NP Malá Fatra, ku ktorým pristúpilo Ministerstvo životného prostredia SR v roku 2017 sú predzvesťou novej éry ochrany tohto bezpochyby jedinečného územia. Malá Fatra si to určite zaslúži.

Michal Kalaš
riaditeľ Správy NP Malá Fatra

Úprimné poďakovanie patrí spoločnosti KIA Motors, ktorá nám na konferenciu poskytla svoje vzdelávacie stredisko a pre podujatie zabezpečila obed a občerstvenie.



Účastníci konferencie Výskum a ochrana Malej Fatry, ktorá sa uskutočnila vo vzdelávacom stredisku KIA MOTORS v Gbeľanoch dňa 5. októbra 2017.

MOŽNOSTI APLIKÁCIE POZNATKOV VEDECKÝCH VÝSKUMOV V INTEGROVANOM MANAŽMENTE NÁRODNÉHO PARKU MALÁ FATRA.

THE FACILITY FOR APPLICATION OF SCIENTIFIC KNOWLEDGES INTO THE INTEGRATED MANAGEMENT OF THE MALÁ FATRA NATIONAL PARK

IVAN VOLOŠČUK

Ivan Vološčuk, 059 60 Tatranská Lomnica 66, email: ivoloscuk@azet.sk

Abstract

This paper reports about the results of research under the grant project VEGA in Krivánska Fatra Mts in the years 2014-2016. The research was focused on changing the landscape structure, the ecological characteristics of the forest vegetation zones at the level of groups of forest types in the National Nature Reserves, through the evaluation of repeated research on stationary surfaces in the National Nature Reserve Rozsutec after 40 years and the assessment of cultural ecosystem services (tourism and recreation). The paper reports some findings of the valuation of ecosystem services in the field of integrated landscape management.

Key words

landscape structure, vegetation zones, stationary surfaces, ecosystem services, Integrated Landscape Management.

Úvod

Krivánska Malá Fatra, ktorej krajina a ekosystémy sú vlastnými nositeľmi kategórie Národný park Malá Fatra, patrí na Slovensku medzi najviac prírodovedecky prebádané územie. Dejiny výskum Krivánskej Malej Fatry, vrátane literárnych odkazov, sú podrobne opísané v monografii CHKO Malá Fatra (Pagáč et al. 1983).

Komplexný prírodovedecký výskum Krivánskej Malej Fatry v rokoch 1972 – 1974 bol zameraný na Národnú prírodnú rezerváciu (NPR) Rozsutec. Výsledky výskumu početného tímu erudovaných prírodovedcov 20. storočia boli publikované v obsiahlej monografii Rozsutec – Štátna prírodná rezervácia“ (Janík et al. 1981).

Obidve tieto kľúčové monografie odrážajú nielen veľký organizačný entuziazmus bývalej Správy Chránenej krajiny oblasti Malá Fatra na čele s riaditeľom Ing. Jánom Pagáčom, ale aj moderné pochopenie významu ekologického komplexného výskumu chránených území pre praktický manažment ochrany prírody.

V rokoch 1996 – 1998 Správa Národného parku Malá Fatra v súčinnosti s Ústavom ekológie lesa Slovenskej akadémie vied vo Zvolene zorganizovala opakovaný výskum v Národnej prírodnej rezervácii Rozsutec, s odporúčaním zamerať výskum aj na stacionárne plochy (Korňan 1998).

Ústav ekológie lesa SAV vo Zvolene zúčastnil sa na tomto výskume v rámci riešenia vlastného vedecko-technického projektu komisie GAT č. 95/5305/590 „Kvantifikácia antropickej záťaže regiónov Národného parku Malá Fatra na základe biotických a abiotických indikátorov a ich diverzity“.

Stacionárny výskum v rokoch 1972 - 1974 zachytil ešte krajinu Krivánskej Malej Fatry s doznievajúcim trendom tradičného využívania podhorských a vysokohorských trvalých trávnych porastov formou kosenia lúk a pasenia oviec a dobytky. Pri opakovanom výskume v rokoch 1996 – 1998 už bol badateľný útlm tradičného spôsobu využívania trvalých trávnych porastov. V lesoch Krivánskej Malej Fatry sa tradične hospodáril podľa platných lesných hospodárskych plánov (novšie pomenovanie „plánov starostlivosti o lesy“).

V rokoch 2014 – 2016 kolektív výskumných a pedagogických pracovníkov Fakulty prírodných vied Univerzity Mateja Bela v Banskej Bystrici v rámci grantového projektu VEGA uskutočnil opakovaný výskum na stacionárnych plochách NPR Rozsutec. Výsledky grantového výskumu boli publikované v monografii „Dynamika krajiny štruktúry a diverzity ekosystémov Krivánskej Fatry“ (Vološčuk et al. 2016).

Ekologická charakteristika lesných vegetačných stupňov na úrovni skupín lesných typov sa opiera o analýzu 99 typologických plôch založených v národných prírodných rezerváciách Národného parku Malá Fatra v rámci inventarizačného výskumu.

V predkladanom príspevku uvádzame niekoľko poznatkov z grantového výskumu v rokoch 2014 – 2016, s možnosťou aplikácie biologicko-ekologických výskumov Krivánskej Malej Fatry v integrovanom manažmente ekosystémov a krajiny Národného parku Malá Fatra.

Hlavné poznatky z výskumu v rámci grantového projektu VEGA 2014 – 2016.

V štvrtohorách (kvartér) prešla vysokohorská krajina Krivánskej Malej Fatry zložitým vývojom. Krajinný obraz v priebehu tisícročí sa vytváral pod vplyvom zložitých dejov, ktorých hlavnou príčinou boli výkyvy podnebia. Významným prejavom chorografickej dimenzie krajiny a bioty Krivánskej Malej Fatry je horná hranica lesa. Pochopenie dynamiky vývoja hornej hranice lesa v tomto horstve umožní v aplikovanej podobe realizáciu kvalitnejšieho integrovaného manažmentu Národného parku Malá Fatra.

Vývoj využitia krajiny Krivánskej Malej Fatry v ostatných troch storočiach skúmal člen riešiteľského kolektívu Tomáš Lepeška pomocou mapového zobrazenia z obdobia 1. vojenského (tzv. Jozefského) mapovania v rokoch 1763 – 1785, 2. vojenského (tzv. Františkovo) mapovania v rokoch 1806 – 1869, 3. vojenského mapovania v rokoch 1869 – 1877, vojenského mapovania v rokoch 1957 – 1971, pomocou základných máp SR, ktoré zobrazujú stav krajiny v 80. rokoch 20. storočia a ortofotosnímками zobrazujúcimi stav v roku 2003. Informácie o terajšom priebehu hornej hranice lesa boli získané z lesníckych porastových máp v mierke 1:10 000, ktoré sú súčasťou plánov starostlivosti o lesy lesných hospodárskych celkov Varín, Turany a Párnica.

Krajinný obraz Krivánskej Malej Fatry bol od 15. – 16. storočia podstatne ovplyvnený predovšetkým Valachmi – pastiermi oviec a dobytky, ktorí na veľkých plochách zlikvidovali kosodrevinu a znížili hornú hranicu lesa na južných svahoch Krivánskej Malej Fatry priemerne až o 260 m. K ďalšiemu zníženiu hornej hranice lesa prispela aj zvýšená lavínová aktivita na územiach s odstránenou kosodrevinou – najmä v oblastiach Stohu (1608 m n. m.), Osnice (1363 m n. m.) a Malého Fatranského Kriváňa (1671 m n. m.). Valasi odlesňovali pohorie zhora aj zdola. Koncom 19. storočia zo 14 okolitých obcí v Krivánskej Malej Fatre sa páslo spolu 12 241 oviec. V roku 1969 v Krivánskej Malej Fatre bolo 2 542 ha hôľnych pastvín a spolu s podhorskou oblasťou to bolo 2 749 ha. V dvadsiatych a tridsiatych rokoch 20. storočia bolo v Krivánskej Malej Fatre zaznamenaných 46 salašov, ktoré mávali bežne aj viac ako 500 oviec. Takáto intenzívna pastva viedla k silnej deštrukcii povrchu a následnému odnosu pôdy najmä v okolí napájadiel, salašov a prítí.

Výrazné znižovanie prirodzenej hornej hranice lesa a fragmentovanie pásma kosodreviny spojené s tvorbou an-

tropo-zoogénnych foriem deštrukcie mačinovej pokrývky (až pôdneho plášťa), viedlo k tvorbe spustnutých pôd. Deštrukčnými procesmi bol na nich odstránený, stenčený, alebo fyzikálne značne pozmenený pôdny plášť s výrazným prispením diferencovanej expozičnej klímy.

Plocha územia nad hornou hranicou lesa v Krivánskej Malej Fatre sa zväčšovala v období rokov 1763 – 1869. Jej pozvoľný úbytok nastal v rokoch 1869 – 1877, avšak výrazné zmenšenie rozlohy nad hornou hranicou lesa nastal v období 1980 – 2003.

V období medzi rokmi 1957 až 1980 v dôsledku umelého zalesňovania kosodrevinou a smrekom v rámci celoštátneho projektu zvyšovania hornej hranice lesa a pásma kosodreviny dochádza k ďalšiemu pozvoľnému zníženiu plošnej rozlohy územia nad hornou hranicou lesa. Na začiatku 20. storočia táto rozloha dosahovala 28,52 km², v osemdesiatych rokoch 20. storočia sa zmenšila na výmeru 27,04 km², teda úbytok predstavuje 1,48 km². Tento pokles výmery sa prejavil najmä v oblasti Kľačianskej Magury (1367 m n. m.), juhozápadnej rázsochy Chleba (1646 m n. m.), v priestore medzi Chatou pod Chlebom a záverom Révayovskej doliny a pasienkov v oblasti Kraviarske (1361 m n. m.).

Od 80-tych rokov 20. storočia po rok 2003 došlo k výraznejšiemu zmenšeniu výmery územia nad hornou hranicou lesa (zmenšenie o 6,03 km²). Bolo to spôsobené jednak prirodzenou sukcesiou lesných spoločenstiev a jednak umelým zalesňovaním. Významnú úlohu tu zohráva upustenie od intenzívneho využívania krajiny, čo predstavuje dominantný faktor pri opätovnej stabilizácii drevín v ekotóne hornej hranice lesa. Hôľne pasienkarstvo, ktoré v ostatných rokoch je v štádiu významného poklesu, je zásadnou hnacou silou vo fungovaní a dynamike vysokohorských subalpínskych ekosystémov. Niektorí autori predpokladajú, že ďalší vplyv na zvýšenie hornej hranice lesa môžu mať aj globálne klimatické zmeny. Ekotón hornej hranice lesa je veľmi citlivý na zmenu teplotného režimu, ktorú spôsobuje globálne otepľovanie klímy v oblasti subalpínskeho vegetačného stupňa. Niektoré prognózy predpokladajú, že globálne klimatické zmeny môžu spôsobiť zmenu štruktúry zloženia lesov a posunutie terajšej hornej hranice lesa do vyšších nadmorských výšok.

Na základe hodnotenia ekologických podmienok lesných vegetačných stupňov na úrovni skupín lesných typov pomocou metódy nepriameho zisťovania ekologických faktorov Ellenbergovými ekologickými indexmi (svetlo, teplota, kontinentalita, vlhkosť, pôdna reakcia a živiny - dusík v pôde) boli preukázané podstatné rozdiely medzi ekologickými podmienkami lesných spoločenstiev v západnej a južnej časti Krivánskej Fatry na podloží granodioritov s dominanciou oligotrofných kambizemí až podzolov a lesnými spoločenstvami vo východnej a severnej časti horstva na vápencovo-dolomitovom komplexe s dominanciou modálnych kambizemí (Vološčuk 2016 in Vološčuk et al. 2016).

Porovnanie výsledkov ekologickej analýzy spoločenstiev lesných vegetačných stupňov Slovenska (Vladovič et al. 2012) s našimi analýzami lesných spoločenstiev

Krivánskej Malej Fatry v dubovo-bukovom až kosodrevinovom lesnom vegetačnom stupni v ostatných 40 rokoch vedie k poznatku, že vo všetkých lesných vegetačných stupňoch došlo v dôsledku intenzívneho zmladenia drevín k významnému poklesu celkovej pokryvnosti bylinnej vrstvy. Znížením korunového krytu drevín (v dôsledku postupného starnutia porastov) došlo k zvýšeniu svetelných pomerov, čo dalo podnet k väčšiemu prirodzenému zmladeniu drevín. Z našej analýzy vyplýva, že v Krivánskej Malej Fatre k zmene drevinového zloženia vegetačných stupňov v ostatnom storočí dochádza v dôsledku prirodzeného vývoja porastov a nie vplyvom klimatických zmien.

Všeobecne možno konštatovať, že výsledkom prirodzeného starnutia porastov je okrem iného tiež zvýšenie druhovej a štruktúrálnej diverzity drevinovej zložky fytoocenóz. V Krivánskej Malej Fatre v dubovo-bukovom až smrekovo-bukovo-jedľovom vegetačnom stupni buk je drevinou s veľkým ekologickým potenciálom. Predurčuje ho k tomu jeho široká ekologická amplitúda, kompetičná sila, relatívna dlhovekosť a pomerne malé množstvo biotických škodcov. V štruktúre lesných spoločenstiev bukového až smrekovo-bukovo-jedľového lesného vegetačného stupňa dochádza k určitej unifikácii, a to najmä vo vzťahu k teplote, pôdnej reakcii a obsahu živín v pôde. Táto homogenizácia v podmienkach severnej časti Krivánskej Malej Fatry s dominanciou vápencov, slienitých bridlic a slieňov sa prejavuje prevahou mezotrofných až nitrofilných spoločenstiev, čím sa čiastočne stierajú rozdiely medzi acidofilnými a kalcifilnými spoločenstvami. V rámci Slovenska dochádza k nitrifikácii rastlinných spoločenstiev v dubovom a bukovo-dubovom vegetačnom stupni a v rámci Krivánskej Malej Fatry čiastočne v dubovo-bukovom lesnom vegetačnom stupni. Súvisí to s celkovou eutrofizáciou prostredia, čo je fenomén posledných dekád (rastie podiel druhov čerstvo vlhkých pôd). K miernej acidifikácii došlo v druhej polovici 20. storočia, avšak na začiatku 21. storočia došlo k poklesu globálnej acidifikácie, na čo poukazuje analýza Ellenbergových ekoindexov pôdnej reakcie v uplynulých 40 rokoch.

Na acidifikácii prostredia Krivánskej Malej Fatry v ostatných 40 rokoch sa podieľali depozície vzdušných polutantov, najmä sýry, ktoré dosahovali maximum v 80-tych rokoch 20. storočia. Obsah organického uhlíka a dusíka v povrchových horizontoch v tom období vzrástol takmer vo všetkých hodnotených spoločenstvách. Napriek zvýšeniu obsahu obidvoch prvkov, ich vzájomný pomer C/N vo väčšine prípadov klesol, čo z hľadiska živnosti znamená zmenu stanovišť ku priaznivejším. Tento jav mohlo spôsobiť aj odstránenie výmladkového hospodárenia, vyhrabávanie opadanky, osekávanie letniny, či pasenia, čo boli ešte do polovice 20. storočia bežné formy využívania lesov Krivánskej Malej Fatry. Zníženie intenzity využívania, resp. odstraňovania biomasy z lesov, je jeden z dôvodov zvýšeného obsahu uhlíka a dusíka v pôdach. Depozície dusíka spôsobujú eutrofizáciu prostredia a pokles pomeru C/N. V dôsledku týchto zmien dochádza ku zníženiu druhovej diverzity a zmene lesných spoločenstiev od

druhovo bohatých ku chudobnejším, uniformnejším a mezotrofnejším.

V ostatných rokoch v Krivánskej Malej Fatre teploty sa menili naprieč celým gradientom lesnej vegetačnej stupňovitosti. Zrážky sa v nižších polohách nemenili, ale vzrástli v nadmorských výškach nad 700 m. Zmena klimatických extrémov sa prejavila najmä oteplením zimných mesiacov v smrekovo-bukovo-jedľovom a smrekovom lesnom vegetačnom stupni a zvýšením maximálnych teplôt vo všetkých nadmorských výškach. Nebezpečné sú nárazové extrémne zrážky, ktoré napríklad v roku 2014 vo Vrátnej doline v synergii s pôdnymi a geologickými podmienkami spôsobili mohutný zosun pôdy v kosodrevinovom lesnom vegetačnom stupni pod Hromovým a zničenie infraštruktúry údolnej časti kabínkovej lanovky vo Vrátnej doline.

Z analýzy fytoindikácie v Krivánskej Malej Fatre zatiaľ nevyplýval posun vegetačnej stupňovitosti vplyvom globálneho otepľovania, čo možno vysvetliť tlmivým efektom lesného porastu a udržiavaním stabilnej lesnej mikroklimy pod korunovým krytom drevín. Ekologická analýza fytoocenóz lesných vegetačných stupňov Krivánskej Malej Fatry jednoznačne nepotvrdzuje hypotézu o vplyve recentnej klímy na posun vegetačných stupňov. Na druhové zloženie lesných ekosystémov v druhej polovici 20. storočia však mohla vplývať acidifikácia a eutrofizácia prostredia.

Hodnotenie dynamiky zmien štruktúry vegetácie stacionárnych plôch Národnej prírodnej rezervácie Rozsutec v uplynulých 40 rokoch sme uskutočnili na základe opakovaných výskumov vo fytoocenózach siedmich stacionárnych plôch. Výsledky výskumu vyústili do poznania, že v uplynulých 40 rokoch na stacionárnych plochách nedošlo k podstatnej zmene celkového zastúpenia drevín. Došlo však k zmene ich sociologického postavenia, čo súvisí s vývojovými fázami prirodzených lesov. S ohľadom na vývoj lesných spoločenstiev v prísne chránenom území bez antropického vplyvu možno konštatovať, že dreviny, ktoré pred 40 rokmi tvorili krovinovú vrstvu, sa dostali do podúrovňovej vrstvy a dreviny, ktoré v uplynulom období tvorili podúrovňovú vrstvu, sa dostali do hlavnej až nadúrovňovej vrstvy. Na prirodzene vzniknutých porastových medzerách došlo k zmladeniu drevín a vytvoreniu trojvrstvovej porastovej štruktúry, ktorá je typická pre pralesové formy. Súčasne s prirodzeným vývojom lesných porastov došlo k zvýšeniu podielu odumretého dreva na zemi. Vznik prerušovaného zapojenia korún a vytvorenie porastových medzier malo vplyv na dynamiku bylinnej synúzie, v ktorej došlo k menšiemu posunu v pokryvnosti dominantných druhov, ale nedošlo k ich zániku. V ekologickom spektre Ellenbergových ekoindexov vo fytoocenózach stacionárnych plôch nedošlo k významným zmenám, čo svedčí o pomerne dobrej ekologickej stabilite, integrite a komplexite lesných spoločenstiev stacionárnych plôch.

Novým prvkom vo výskume ekosystémov a biodiverzity Krivánskej Malej Fatry bola modelová kvantifikácia indikátorov funkčnej a štruktúrálnej ekologickej komplexity a ekologickej integrity vybraných nelesných ekosystémov Krivánskej Malej Fatry. Vzhľadom k pomerne novej výskumnej téme je táto problematika širšie vysvetlená v sa-

mostatnom príspevku spoluriešiteľov grantového projektu VEGA Petra Sabu a Martiny Škodovej.

Pri ekonomickom hodnotení ekosystémových služieb Krivánskej Malej Fatry spoluriešiteľ grantového projektu VEGA Juraj Švajda položil dôraz na stanovenie úžitkových a neúžitkových ekonomických hodnôt. Ekosystémové služby sú úžitky z aktívneho alebo pasívneho využívania ekosystémov. Ekosystémové funkcie a procesy sú službami len v prípade, ak spoločnosť z nich má úžitok. Ak teda človek nemá možnosť prijímať kultúrne služby v erózii devastovanej krajiny vo forme oddychu, rekreácie, estetických zážitkov, tieto služby pre človeka predstavujú existovať.

Využívanie krajiny a ekosystémov Krivánskej Fatry až na samotnú hranicu únosnosti v niektorých častiach národného parku (Vrátna dolina, turistami erodované chodníky na hlavnom hrebeni, zdevastované chodníky nad Hornými Dierami a v oblasti Šľahorky-Medzirohlie-Medzirozsutce-Veľký Rozsutec) znížilo ich kapacitu poskytovať spoločnosti niektoré kultúrne služby. Člen tímu výskumníkov Juraj Švajda hodnotil nemateriálne úžitky odvodené z ekosystémov s dôrazom na turistiku, rekreáciu a genius loci Vrátnej doliny a celej Krivánskej Malej Fatry. Kvantitatívny odhad hodnoty ekosystémových služieb bol vykonaný len pre časť služieb, pre ktoré boli k dispozícii dostatočné údaje. Rekreácia a turistika je súčasťou kultúrnych ekosystémových služieb. Na zistenie rekreačnej hodnoty bol použitý dotazníkový prieskum vykonávaný priamo v teréne medzi návštevníkmi chráneného územia. Zameriaval sa na zisťovanie preferencií návštevníkov, pričom sa využívala metóda zisťovania ochoty platiť (willingness to pay - WTP) vstupný poplatok na udržanie národného parku, vrátane rekreačných a neúžitkových hodnôt. Výsledky priniesli potenciálny rozsah hodnôt územia. Opčné, existenčné hodnoty a hodnoty zachovania pre budúce generácie boli vypočítané pomocou kontingenčného hodnotenia. Pre výpočet hodnoty dreva a zásobovania pitnou vodou bola použitá metóda trhových cien. V prípade zadržania vody a ukladania uhlíka boli použité referenčné hodnoty oceňujúce náhradné a ušetrené náklady.

Celkovú ekonomickú hodnotu ekosystémových služieb Národného parku Malá Fatra vypočítal Juraj Švajda na hodnotu 50 mil. EUR ročne. Z úžitkových hodnôt tu dominujú rekreačné hodnoty (38 mil. EUR ročne), pričom nezanedbateľné sú neúžitkové hodnoty (10 mil. EUR ročne). V prípade ostatných národných parkov je rekreačná hodnota oveľa vyššia – napr. NP Veľká Fatra 53 mil. EUR ročne, NP Slovenský raj 152 mil. EUR ročne a TPN Poľsko 519 mil. EUR ročne. Neúžitkové hodnoty sa pohybovali vo vyššie uvedených územiach nasledovne: NP Veľká Fatra 117 mil. EUR ročne, NP Slovenský raj 76 mil. EUR ročne a poľský TPN 216 mil. EUR ročne. Výsledky výskumu umožňujú na základe ocenenia vybraných ekosystémových služieb tieto zahrnúť do nákladov a cien spravovania chráneného územia, ako aj zobjektívizovať a zefektívniť plánovací a rozhodovací rozvoj v území.

Z pohľadu efektívneho manažmentu ekosystémových služieb Krivánskej Fatry významné sú služby biodiverzity,

ochrana pred povodňami a búrkami a služby kultúrneho charakteru.

Výsledky výskumu v rokoch 2014 – 2016 umožnili načrtnúť prognózu zmien ekosystémov na hornej hranici lesa i v pásme lesov a sekundárnych lúčnych spoločenstiev, ktoré človek prestal tradične využívať a ktoré pustnú a odchádzajú do zabudnutia. Výskum tiež naznačil predikciu dlhodobého vývoja turistiky a jej vplyv na charakteristický vzhľad Krivánskej Malej Fatry a poskytol základné ekologické a environmentálne informácie pre prácu každého, kto má možnosť, prípadne i povinnosť zasahovať do prírodného prostredia Národného parku Malá Fatra, zlepšovať a chrániť ho pre súčasné i budúce generácie.

Problematika ekosystémových služieb patrí do oblasti ekosystémovej ekológie. Vyskytujú sa však aj kritické hlasy, podľa ktorých má ekosystémová ekológia príliš mechanomorfnu povahu, ktorá ponúka obraz prírody ako stroja, ktorého chod ľudia svojou činnosťou narušujú a môžu teda do viesť až k zrúteniu (Daněk 2014). Kritika sa dotýka tiež predpokladu prírodnej rovnováhy, ktorý ekosystémová teória dobre legitimizuje, ale ktorý pri znalosti dnešnej ekológie podľa kritikov už nemôže naďalej slúžiť ako základ ochrany prírody. Prílišný dôraz na stabilitu a homogenitu ekosystémov kritici chápu ako obmedzovanie ľudskej slobody i slobody chrániť prírodu. Podľa nich neexistuje žiadny jednoznačný vzťah medzi diverzitou a stabilitou spoločenstva, a pokiaľ táto závislosť niekde existuje, ide skôr o obrátenú príčinnosť – čím je spoločenstvo stabilnejšie, tým dlhšie existuje a tým viac majú organizmy čas na to, aby sa vzájomne prispôbili a mohli koexistovať. Podľa kritikov stabilita ekosystému nie je o nič lepšia, ako nestabilita, pretože mnohé spoločenstvá priamo potrebujú vonkajšie, často drastické zásahy (napríklad severský ihličnatý les sa zmladzuje len vďaka lokálnym požiarom alebo víchriciam). Kritici spochybňujú aj samotný pojem biodiverzity, ktorý vznikol z čisto ľudskej potreby zdôrazniť význam každej jednotlivosti, každého konkrétného organizmu, spoločenstva, javu, ale zároveň z čisto vedeckej potreby zovšeobecňovať, že dôležité sú hlavne konkrétnosti.

Zmeny, ktoré človek vytvára v ekosystémoch, vadia predovšetkým jemu. Otázkou je, do akej miery sú tieto zmeny odlišné od zmien prirodzených, ku ktorým by došlo aj bez pričinenia človeka. Podľa niektorých kritikov prírodu nechrátime preto, aby sme ju zachránili pred pádom do apokalypsy, ale preto, že sa nám páči. Treba sa však opýtať, prečo sa nám páči a prečo máme radi práve takúto prírodu. Táto otázka presahuje možnosti biologického vysvetľovania, pretože je to otázka filozofická, etická a možno i náboženská. Táto diskusia vyvoláva aj ďalšiu otázku, prečo teda máme uplatňovať práve takéto manažment a nie iný (Daněk 2014)?

Integrovaný manažment krajiny

Z hľadiska procesu rozhodovania v rámci integrovaného manažmentu je najdôležitejšie to, kto má hlavný mandát urobiť záverečné rozhodnutie. Medzi základné predpoklady dobrého rozhodovania patrí vytvorenie inštitúcie, ktorá bu-

de efektívne koordinovať rozhodovacie procesy. Z tohto pohľadu v procese rozhodovania je nevyhnutné inovovať organizačnú štruktúru štátnej ochrany prírody a posilniť kompetencie Správy Národného parku Malá Fatra.

Manažment jednoznačne znamená riadenie, resp. komplex riadiacich činností, ktorý zahŕňa plánovanie, organizáciu a kontrolu. Teóriu integrovaného manažmentu krajiny u nás rozvíja krajinný ekolog László Miklós, jeden z dvojice zakladateľov teórie krajinného plánovania metódou LANDEP (v spoluautorstve s Milanom Ružičkom). Miklós vysvetľuje, že prírodovedecké prístupy integrovaný manažment často stotožňujú len s komplexným prístupom ku výskumu, možno s náznakom, že výsledky komplexných výskumov je možné využiť aj pre plánovacie činnosti. V skutočnosti to však nie je manažment, v lepšom prípade len príprava podkladov pre manažment (Miklós 2014).

Podľa Miklósa „za integrovaný manažment nemožno považovať súbor fyzických činností a realizáciu najrôznejších opatrení, ako správne obhospodarovanie lesa, výsadba drevín, orba po vrstevnici, lebo tu ide o odborové činnosti, obhospodarovanie, čo sa môže označiť módnym pojmom manažment. Nemožno integrovane orať, vysádzať alebo rúbať stromy, ani integrovane kosiť, používať alebo nepoužívať chemikálie, prípadne nezasahovať do prírody, teda prostejšie – nerobiť nič. Tak isto nie je možné integrovať hmotné prvky krajiny do seba. Integrovaným spôsobom však môžeme rozhodovať o umiestnení týchto činností a určení spôsobu vykonávania – teda kde orať, kosiť, stavať, rúbať alebo vysádzať stromy, aby to vyhovovalo čo najväčšiemu počtu odvetví a aby tieto činnosti mali zároveň priaznivý dopad na polyfunkčné využívanie prírodných zdrojov“.

Integrovaný prístup teda znamená uplatnenie a harmonizácia záujmov rôznych rezortov, s dôrazom na udržateľný rozvoj. Kľúčovou integrujúcou činnosťou je prístup, plánovanie a priestorový informačný systém (nie odvetvový).

Najvýznamnejším integračným princípom v politike lesného hospodárstva je zdôraznenie mimoprodukčných (verejnoprospešných, celospoločenských) funkcií lesa (zákon NR SR č. 326/2005 Z. z. o lesoch v znení neskorších predpisov). Plán starostlivosti o lesy (predtým lesný hospodársky plán) predstavuje ukážku integrovaného manažmentu, pretože v procese plánovania sú do prípravy plánu starostlivosti o les zainteresované rozličné subjekty, ochrana prírody, stakeholderi, vlastníci, správcovia a nájomcovia dotknutých pozemkov, miestne samosprávy, mimovládne záujmové skupiny ochrany prírody, turistik, rekreácie, športu a pod.

Ochrana prírody má z teoretického pohľadu charakter priestorovo chápaného integrovaného manažmentu, pretože sa opiera o zákonom stanovené obmedzenia výkonu všetkých ostatných spoločenských činností v krajine (zákon NR SR č. 543/2004 Z. z. o ochrane prírody a krajiny v znení neskorších predpisov). Základom pre integrovaný manažment národného parku a chránenú krajinnú oblasť je program starostlivosti, ktorého súčasťou sú vyhlásené zóny vymedzené a odstupňované podľa povahy prírodných hod-

nôt v nich. Program starostlivosti o národný park obstaráva Ministerstvo životného prostredia a schvaľuje vláda SR. Zóny v národnom parku ustanoví všeobecne záväzným právnym predpisom Ministerstvo životného prostredia po dohode s ministerstvom pôdohospodárstva. Proces spracovania programu starostlivosti o národný park zahŕňa nielen princíp schválenej územnej diferenciácie (zóny), ale tiež participáciu stakeholderov a miestneho obyvateľstva i mimovládnych organizácií ochrany prírody na tvorbe plánu integrovanej starostlivosti o národný park. Žiaľ, v súčasnosti väčšina našich národných parkov nemá schválené zónovanie územia a teda ochrana prírody nemôže prostredníctvom programu starostlivosti vstupovať do procesu integrovaného manažmentu.

Praktickú realizáciu koncepcie integrovanej starostlivosti v národnom parku na Slovensku podľa zákona NR SR o ochrane prírody krajiny zabezpečuje organizácia ochrany prírody (správa národného parku), ktorú zriaďuje Ministerstvo životného prostredia SR, prostredníctvom ktorej zabezpečuje výkon štátnej ochrany prírody a krajiny. Z toho vyplýva, že administratíva národného parku má byť zložená z kvalitných odborníkov, disponujúcich dostatočnými rozhodovacími kompetenciami, dostatkom finančných prostriedkov, schopná efektívne komunikovať so všetkými zainteresovanými stranami na rozvoji národného parku. Bez týchto podmienok správa národného parku, ako odborná organizácia, je kompetentná len na vydávanie odborných stanovísk pre orgány štátnej správy k činnostiam v národnom parku.

Doterajšie skúsenosti ukazujú, že v súčasných spoločensko-politických a ekonomických podmienkach správy národných parkov ťažko môžu uskutočňovať celý komplex činností súvisiacich s integrovaným manažmentom krajiny a starostlivosti o národný park. Manažérska organizácia národného parku by mala mať vládou SR sformulované také postupy a mechanizmy, aby sa v národnom parku mohli naplniť postuláty integrovaného manažmentu krajiny a ekosystémov.

Integrovaný manažment ekosystémových služieb je výzvou do budúcnosti. Jeho zavedeniu môže brániť vysoká otvorenosť a prepojenosť ekosystémov, ale aj nedostatočné poznanie, informovanosť či ignorovanie významu ekosystémových služieb. V súčasnej dobe je potrebné zamerať zvýšené úsilie najmä na výskum ekosystémových služieb, na vzdelávanie s následným prepojením poznatkov do integrovaného manažmentu (Kaniánská 2014).

PodĎakovanie

Príspevok bol spracovaný v rámci projektu VEGA č. 1/0255/14 „Dynamika krajinej štruktúry, diverzity fytoce-nóz a indikácia rozptylu slnečnej energie vo vybraných ekosystémoch Národného parku Malá Fatra.

Literatúra

- DANĚK T. 2014. Je současná biologie s nami nebo proti nám? In: Diviaková, A. (ed.) 2014, Stav a trendy integrovaného manažmentu životného prostredia. Technická univerzita Zvolen. 16–18.
- JANÍK M. & ŠTOLLMANN A. (eds.) 1981. Rozsutec – Štátna prírodná rezervácia. Vydavateľstvo Osveta Martin.
- KANIANSKÁ R. 2014. Manažment a oceňovanie ekosystémových služieb. In: Diviaková, A. (ed.) 2014, Stav a trendy integrovaného manažmentu životného prostredia. Technická univerzita Zvolen. 63–69.
- KORŇAN M. 1998. Výskum a ochrana Krivánskej Fatry. Správa národných parkov SR, Správa NP Malá Fatra, Varín.
- MIKLÓS L. 2014. „State-of-the-art“ integrovaného manažmentu krajiny. In: Diviaková, A. (ed.) 2014, Stav a trendy integrovaného manažmentu životného prostredia. Technická univerzita Zvolen. 10–15.
- PAGÁČ J. & VOLOŠČUK I. (eds.) 1983. Malá Fatra, chránená krajinná oblasť. Príroda Bratislava.
- VLADOVIČ J., MERGANIČ J., MALIŠ F., KRIŽOVÁ E., UJHÁZY K., VODALOVÁ A., PÔBIŠ I., BOŠELA M. & PAVLENDÁ P. 2012. Reakcia diverzity lesných fytoocenóz na zmenu edaficko-klimatických podmienok Slovenska. Technická univerzita, Zvolen.
- VOLOŠČUK I. 2013. Teoretické princípy ekologických procesov, funkcií a služieb ekosystémov. Belianum Banská Bystrica.
- VOLOŠČUK I. 2014. Problémy organizačného manažmentu ochrany prírody na Slovensku. In: Diviaková, A. (ed.) 2014. Stav a trendy integrovaného manažmentu životného prostredia. Technická univerzita Zvolen. 19–23.
- VOLOŠČUK I., SABO P., ŠKODOVÁ M., ŠVAJDA J. & LEPEŠKA T. 2016. Dynamika krajinnej štruktúry a diverzita ekosystémov Krivánskej Fatry. Belianum Banská Bystrica.

KONCEPCIA EKOLOGICKEJ KOMPLEXITY A ILUSTRÁCIA JEJ VYUŽITIA PRI VÝSKUME NELESNÝCH EKOSYSTÉMOV KRIVÁNSKEJ FATRY

THE CONCEPT OF ECOLOGICAL COMPLEXITY AND ILLUSTRATION OF ITS USE IN THE RESEARCH OF NON-FOREST ECOSYSTEMS OF KRIVÁNSKA FATRA MTS.

PETER SABO¹, MARTINA ŠKODOVÁ², LEONTÍNA STRIEŽOVSKÁ³

¹*Katedra biológie a ekológie, Fakulta prírodných vied, Univerzita Mateja Bela v Banskej Bystrici, email: peter.sabo@umb.sk*

²*Katedra geológie a geografie, Fakulta prírodných vied, Univerzita Mateja Bela v Banskej Bystrici*

³*Katedra kvantitatívnych metód a informačných systémov, Ekonomická fakulta, Univerzita Mateja Bela v Banskej Bystrici*

Abstract

The contribution outlines the concepts of ecological complexity and non-equilibrium thermodynamics of the living systems and demonstrates their possible use in research of non-forest ecosystems. On meadows and in wetlands situated north-east from the settlement Štefanová in Krivánska Fatra we have assessed partial components of ecological complexity and integrity. Practical proxy indicators of the functional part of complexity are relatively easily obtained thermal indexes TBC and TRN, more precise are indexes of solar energy dissipation SED and of solar energy capture SEC. The structural component of complexity was assessed using indexes of species diversity of vascular plants, including Hill numbers (called also true diversity indexes), which have bigger discriminative power. The structural dimension of ecological integrity was indicated on basis of the abundance of native species eventually indirectly on the basis of alien and synanthropic species. The results obtained demonstrate the possibilities of practical use of the concepts outlined for evaluation and comparison of ecosystems, while in the future also thermal photos can be utilised, e.g. obtained from airplane.

Key words

ecosystem, ecological complexity, non-equilibrium thermodynamics, energy dissipation, species diversity

Úvod

K vnútorným hybným silám globálnej krízy patrí aj dominujúca vedecká paradigma, ktorá nedostatočne postihuje vysokú zložitosť, komplexitu ekologických systémov. Bohatstvo druhov, biocenóz, ekoregiónov ani široké spektrum ekosystémových služieb využívaných ľudstvom by neboli možné bez tejto komplexity. Tú vytvárajú mnohoraké a početné interakcie v spoločenstvách a ekosystémoch, ktoré spôsobujú, že správanie populácií, spoločenstiev a ekosystémov je nelineárne. To sťažuje prognózovanie ich vývoja pri meniacich sa vonkajších podmienkach. A zvyšuje riziko náhlych zmien systému, vrátane možného prechodu do úplne novej postupnosti stavov, ktorá pre ľudstvo vôbec nemusí byť priaznivá.

Komplexita systémov sa prejavuje v raste ich štrukturálnej a funkčnej (resp. behaviorálnej) zložitosti, jej generátorom je vysoká diverzita a variabilita prvkov (napr. druhov v ekosystéme, ekosystémov v krajine), ale aj početnosť a rozmanitosť ich interakcií a zložité siete spätných väzieb (Proulx 2007; Sabo et al. 2011). Rozlišujú sa 1) štrukturálna zložitosť – počty a rozmanitosť prvkov a ich interakcií, hĺbka a priestorový rozsah hierarchií a 2) funkčná (behaviorálna) zložitosť – počty a rozmanitosť procesov a postupností stavov systému, ktoré sú obrazom

správania celku, dávajú mu typický vzhľad, aj identitu.

K pilierom teórie ekologickej komplexity patrí koncepcia nerovnovážnej termodynamiky živých systémov, ktorú pre živé systémy adaptovali Schneider & Kay (1994). Vychádzali z idey, že každý tok kvalitnej energie do živého systému ho vychyľuje od bodu termodynamickej rovnováhy s jeho prostredím. Aby sa s energetickým gradientom vyrovnal, systém musí túto energiu konvertovať a dissipovať. Biologická a ekologická komplexita je teda odpoveďou živého systému na prísun energie a iné dostupné prírodné zdroje. Čím je prísun energie do systému vyšší, tým je systém usporiadanejší (pri dostatku iných zdrojov) a zložitejší. Trend zvyšovania komplexity je zjavný v priebehu sukcesie aj biologickej evolúcie (Würtl & Annala 2010).

V prípade horských území, ako je Národný park Malá Fatra, koncepcia nerovnovážnej termodynamiky môže vysvetliť zložitosť jeho ekosystémov, výškovú stupňovitosť vegetácie, aj existenciu azonálnych ekosystémov. Ekologické podmienky sa menia so zmenou oslnenia, dostupnosti vody, typu a druhu pôdy, charakteristik reliéfu aj geologického podkladu. Ide tu o spontánnu evolučnú odpoveď na kombináciu ekologických faktorov a na prísun energie.

Vychádzajúc z existujúcich koncepcií ekologickej komplexity a z typológii základných vzťahov v ekosystéme a

v krajine (Cadenasso et al. 2006, Jörgensen 2012), za tri základné dimenzie, piliere ekologickej komplexity navrhujeme tento model:

- 1) Funkčný resp. behaviorálny rozmer komplexity pomerne dobre vystihuje schopnosť spoločenstiev, ekosystémov a krajín disipovať slnečnú energiu.
- 2) Štrukturálny resp. priestorový rozmer dobre vystihujú dve premenné: diverzita resp. heterogenita ekologických prvkov v danom systéme a ich konektivita.
- 3) Historický resp. časový rozmer reflektuje vysokú dynamiku ekosystémov. Sem patrí napr. podiel, kompozícia a prepojenia reliktných plôšok v krajine.

Odpoveďou na vysokú zložitosť ekosystémov a cieľom ich manažmentu je ekologická integrita (EI). Ide o mieru organizácie, celistvosti a funkčnosti ekosystémov (Leo & Levin 1997), mieru vitality a reziliencie systému, podľa Plesníka (2010) ide o syntetickú vlastnosť ekosystému, ktorý spontánne udržiava druhové zloženie a vzťahy zodpovedajúce prírodnej biodiverzite. Ekologická integrita spoločenstva, ekosystému aj krajiny je nepriamo úmerná vzdialenosti k ideálnej ekologickej komplexite a k prirodzenému druhovému zloženiu referenčného ekosystému za daných tokov energie a ďalších ekologických podmienok. K referenčným normatívom patria charakteristiky prírodných ekosystémov, divočiny.

1 Metodické postupy hodnotenia ekologickej komplexity a integrity

Hodnotenie ekologickej komplexity a ekologickej integrity patrí k najväčším súčasným výzvam výskumu živých systémov (Parrot 2010). V modelovom území lúk a mokradí v blízkosti osady Štefanová sme sa sústredili na demonštrovanie možnosti indikácie prvých dvoch rozmerov ekologickej komplexity a ekologickej integrity – funkčného a štrukturálneho.

1.1 Postupy priameho aj nepriameho hodnotenia disipácie slnečnej energie

Funkčnú (behaviorálnu) komplexitu ekosystému vystihuje jeho kapacita disipovať slnečnú energiu na energiu nižšej kvality – index SED (Solar Energy Dissipation, Kay 2000, 2001), aj jeho schopnosť zachytávať slnečnú energiu a využiť ju na rozvoj organizácie systému – index SEC (Solar Energy Capture, Lin et al. 2009). Tieto indikátory vychádzajú z teórie, že ekosystémy sa vyvíjajú tak, aby disipovali čo najviac energie (Kay 2000), súčasne sa však odlišujú svojou kapacitou zachytávať, využívať a disipovať slnečnú energiu.

Podrobný prehľad indikátorov disipácie a využitia slnečnej energie ekosystémami a umelými povrchmi podáva Maes et al. (2011). Základom je meranie zložiek radiačnej bilancie systému atmosféra - ekosystém. Túto bilanciu, čistú energiu získanú ekosystémom, vyjadruje vzorec:

$$R_n = Q_{in} * (1 - \alpha_0) - (L_{out} - L_{in}),$$

kde Q_{in} je globálny tok krátkovlnného slnečného žiarenia (priameho aj difúzneho) k povrchu ekosystému, α_0 je albedo povrchu, $L_{out} = \varepsilon T^4$ je dlhovlnné, infračervené (IR) žiarenie emitované povrchom, L_{in} je IR žiarenie vyžiarené smerom k zemskému povrchu skleníkovými plynmi atmosféry (podľa Quatrochi & Luvall 1999).

K dispozícii sme mali dva stožiare nastaviteľné do výšky

2,5 až 10 m. Senzory snímali povrch ekosystému z výšky 0,5 až 1,5 m nad vegetáciou. Na meranie tokov krátkovlnného slnečného žiarenia boli použité pyranometre (spektrálny rozsah 305 – 2 800 nm), na meranie toku dlhovlnného infračerveného (IR) žiarenia zo zemského povrchu a IR žiarenia emitovaného späť skleníkovými plynmi sme použili pyrgeometre (spektrálny rozsah 4 500 – 50 000 nm). Záznamníky snímali údaje každých 10 sekúnd a každú minútu zaznamenávali priemer 6 meraní.

Pre naše účely sme pracovali s dvomi priamymi a dvomi nepriamymi indikátormi:

- 1) Indikátor kapacity ekosystému disipovať slnečnú energiu SED (Kay 2000). Kapacita ekosystému disipovať energiu je dobrou proxy mierou jeho zložitosti. Indikátor SED vyjadruje relatívnu veľkosť čistého toku energie transformovanej ekosystémom na energiu nižšej kvality:

$$SED = R_n / (Q_{in} * (1 - \alpha_{pov}) = 1 - (\varepsilon_{pov} \sigma T^4 - L_{in}) / [Q_{in} * (1 - \alpha_{pov})],$$

kde α_{pov} je albedo povrchu ekosystému a ε_{pov} je jeho emisivita (Maes et al. 2011).

- 2) Indikátor kapacity zachytu slnečnej energie ekosystémom SEC podľa Lin et al. (2009):

$$SEC = [(Q_{in} - Q_{out}) - (\sigma * \varepsilon_{povrchu} * T_{povrchu}^4 - L_{in})] / Q_{in},$$

v ktorom je tok slnečnej energie transformovanej ekosystémom vzťahovaný iba k toku žiarenia smerujúceho na povrch ekosystému a preto vyjadruje skôr zachytenú energiu.

Keďže rozdiely medzi ekosystémami sa zvyšujú s veľkosťou toku žiarenia, pre merania sú najvhodnejšie série jasných, teplých a málo veterných dní stabilného anticyklonálneho počasia. Okrem indikátorov SED a SEC sme pracovali aj s indikátormi teplotnej pufrácej kapacity ekosystému TBC a teplotnej odozvy ekosystému TRN (vysvetlenie v Sabo & Škodová 2016, Lin et al. 2009), ktoré nám umožnili postihnúť väčší rozsah rôznych zemských povrchov súčasne. Jednoduchší indikátor TBC vyjadruje množstvo ekosystémom zachytenej energie slnečného žiarenia, potrebné na zmenu teploty povrchu o jednotku teploty (napr. 1 °C).

Disipácia slnečnej energie ekosystémom sa mení v priebehu dňa aj sezóny a závisí aj od meteorologických podmienok, ktoré ovplyvňujú toky žiarenia a procesy evapotranspirácie, napr. vlhkosť ovzdušia a pôdy, smer a sila vetra. K meraniu viacerých týchto premenných sme nemali potrebné prístroje. Napriek tomu sú získané indikátory SED a SEC výpovedné, keďže pri porovnávaní ekosystémov sú dôležité relatívne vzdialenosti ich funkčnej komplexity.

1.2 Hodnotenie štrukturálnej diverzity a synantropizácie vegetácie

K indikátorom štrukturálnej komplexity patrí aj druhová diverzita, v našom prípade indikovaná druhovou diverzitou cievnatých rastlín, pričom okrem klasického Shannonovho indexu sme počítali aj ďalšie, v súčasnosti viac odporúčané indexy (Jost 2006, Tuomisto 2011). Na rovine štruktúry spoločenstva a ekosystému je nepriamou inverznou mierou ekologickej integrity veľkosť synantropizácie ekosystému, podielu cudzích, najmä invázných druhov a pod.

Súčasťou hodnotenia ekologickej komplexity bolo aj hodnotenie druhovej diverzity cievnatých rastlín. Vychádzali sme z fytoecologických zápisov na báze rozšírenej 9-stupňovej Braun-Blanquetovej stupnice. Jej prevod na numerickú formu za

účelom aproximácie percentuálneho vyjadrenia pokryvnosti sme realizovali podľa van der Maalera (2007).

Horizontálnu štruktúrnú zložitú vegetácie sme na každej ploche fytoecologického zápisu hodnotili viacerými indexami diverzity, podľa Simpsonovho a Shannonovho indexu, aj na báze výrazne výpovednejších Hillových čísel, nazývaných aj „indexy pravdivej diverzity“ (Jost 2006, Tuomisto 2011, Turišová et al. 2016). Kým druhová diverzita a účinnosť disipácie indikujú ekologickú komplexitu ako zložitú organizáciu biocenózy, ekologická integrita vyjadruje jej optimálnosť vo vzťahu k prírodnému referenčnému ekosystému, ktorého biotickú zložku indikuje napr. potenciálna prirodzená vegetácia. Vychádzali sme z toho, že čím je v hodnotenej biocenóze viac synantropných, invázných a iných nepôvodných druhov, tým je jej ekologická integrita nižšia, a naopak.

Pojmy synantropizácia, prírodnosť (nativeness) a prirodzenosť (naturalness) sa široko používajú (Řehačková et al. 2011), avšak zatiaľ sa zriedka hodnotia kvantitatívne. Inšpirovaní Jurkom (1990) a jeho klasifikáciou synantropných druhov sme vytvorili pôvodné indexy cudzosti (nepôvodnosti), synantropizácie a prírodnosti (výskytu iba pôvodných druhov), ktoré predstavujeme v štúdiu Sabo & Škodová (2016). Pri každom indexe sme uplatnili viac kategórií, napr. v prípade cudzích druhov (alien species) – invázne taxóny, náhodne invázne, nepôvodné archeofyty a nepôvodné neofyty (Medvecká et al. 2012), pri synantropizácii sme zas rozlišovali obligátne a fakultatívne synantropné taxóny. Počítali sme aj index vyjadrujúci blízkosť zastúpených druhov k pôvodnej divočine, tzv. prírodnosť (nativeness). Štruktúrny rozmer integrity vypočítame z indexu cudzosti, synantropizácie resp. z indexu prírodnosti. Hodnotenie ekologickej komplexity a integrity ekosystémov môžeme zhrnúť do krokov:

- 1) hodnotenie kapacity disipácie slnečnej energie daným ekosystémom resp. povrchom,
- 2) hodnotenie druhovej diverzity a prirodzenosti druhového zloženia cievnatých rastlín,
- 3) hodnotenie štruktúrnej zložky EI na báze parciálnych indexov získaných v kroku 2,
- 4) hodnotenie funkčnej aj štruktúrnej zložky EI podľa indexov získaných v 1 a 3.

2 Výsledky hodnotenia účinnosti disipácie slnečnej energie

Východiskom boli terénne merania zložiek bilancie žiarenia a povrchovej teploty realizované v lete 2015 v katastrálnom území Terchovej, blízko osady Štefanová, kedy sa nám podarili tri série meraní za stabilného anticyklónálneho počasia a podobných meteorologických charakteristík.

2.1 Výber lokalít hodnotenia a zisťovanie teplotných indikátorov

Vymedzené územie sa nachádza v geomorfologickom podcelku Štefanovská kotlina, ohraničené je súradnicami 49°13'57,3" až 49°14'06,7" severnej zemepisnej šírky a 19°03'50,6" až 19°04'26,42" zemepisnej dĺžky. Reliéf krajiny je síce silne členitý, ale pre merania sa nám podarilo vybrať stanovištia s nízkym sklonom (1-4 °), výnimkou sú svahovité medze medzi lúčnymi terasami. Nadmorská výška stanovišť sa

pohybuje od 635 m n. m. po 717 m n. m., všetky mali J až JZ expozíciu. Pôdy týchto lúk boli v minulosti obrábané, sú hlinité a vo vrchnej vrstve sú oproti obklopujúcej krajine aj menej skeletnaté. Ide o mierne chladnú klimatickú oblasť s priemernými ročnými úhrnmi zrážok do 1100 – 1200 mm (Faško & Šťastný 2002). Potenciálnu prirodzenú vegetáciu v tomto území predstavujú bukové a bukovovo-jedľové lesy.

Hodnotené stanovištia, na ktorých sme merali zložky bilancie žiarenia alebo povrchovú teplotu, resp. na ktorých sme hodnotili aj diverzitu a synantropizáciu vegetácie:

MF1: Druhovo bohatá mezofilná podhorská kosná lúka, 714 m n. m.

MF2: Druhovým zložením k MF1 veľmi podobný lúčny porast, 714 m n. m.

MF3: Druhovo chudobný ruderalizovaný mezofilný trávny porast, 692 m n. m.

MF4: Mezofilný trávny porast s podobným zložením ako MF1, 693 m n. m.

MF9: Druhovým zložením k MF4 podobná mezofilná lúka, z ohrozených druhov tu boli *Dactylorhiza majalis* a *Gymnadenia conopsea*, na okraji aj *Gladiolus imbricatus*, 694 m n. m.

MF5: Malá mokraď SZ od stanovišťa MF1, z ohrozených druhov *Triglochin palustre*, nadmorská výška 713 m.

MF6: Mokraď situovaná v SZ rohu lúk, pod lesom. Z ohrozených druhov *Epipactis palustris*, *Dactylorhiza majalis* a *Gymnadenia conopsea*. Nadmorská výška 717 m.

MF7: Svahovitá medza medzi terasami v skoršom štádiu sukcesie, 702 m n. m.

MF8: Krovínami zarastený svah medzi lúčnymi terasami, nadmorská výška 698 m.

MF10: Ekoton smrečina – lúka, na SV okraji lúky, nadmorská výška 715 m.

Ručné merania povrchovej teploty bezkontaktným infračerveným teplomerom Raytec Pro sme pre porovnanie s lúkami a mokraďami realizovali aj na ďalších stanovištiach. Najchladnejším povrchom bol potok vedľa turistického chodníka, najteplejším bol povrch asfaltovej cesty. Medzi ekosystémami boli tiež zreteľné rozdiely: najchladnejší bol bylinný lem potoka, nasledujú mokrade (MF5 a MF6), kroviny (MF7 a MF8), ekoton smrečina – lúka (MF10) a mezofilná lúka (MF1, MF9) boli z takto meraných ekosystémov najteplejšie. Vzhľadom k nedostatku miesta záujemcov o výsledky hodnotenia teplotných indikátorov TBC, TRN a pre horské územia adaptovaných TBC+ a TRN+ odkazujeme na prácu Sabo & Škodová (2016).

2.2 Indikácia disipácie slnečnej energie a zachytenia slnečnej energie ekosystémami

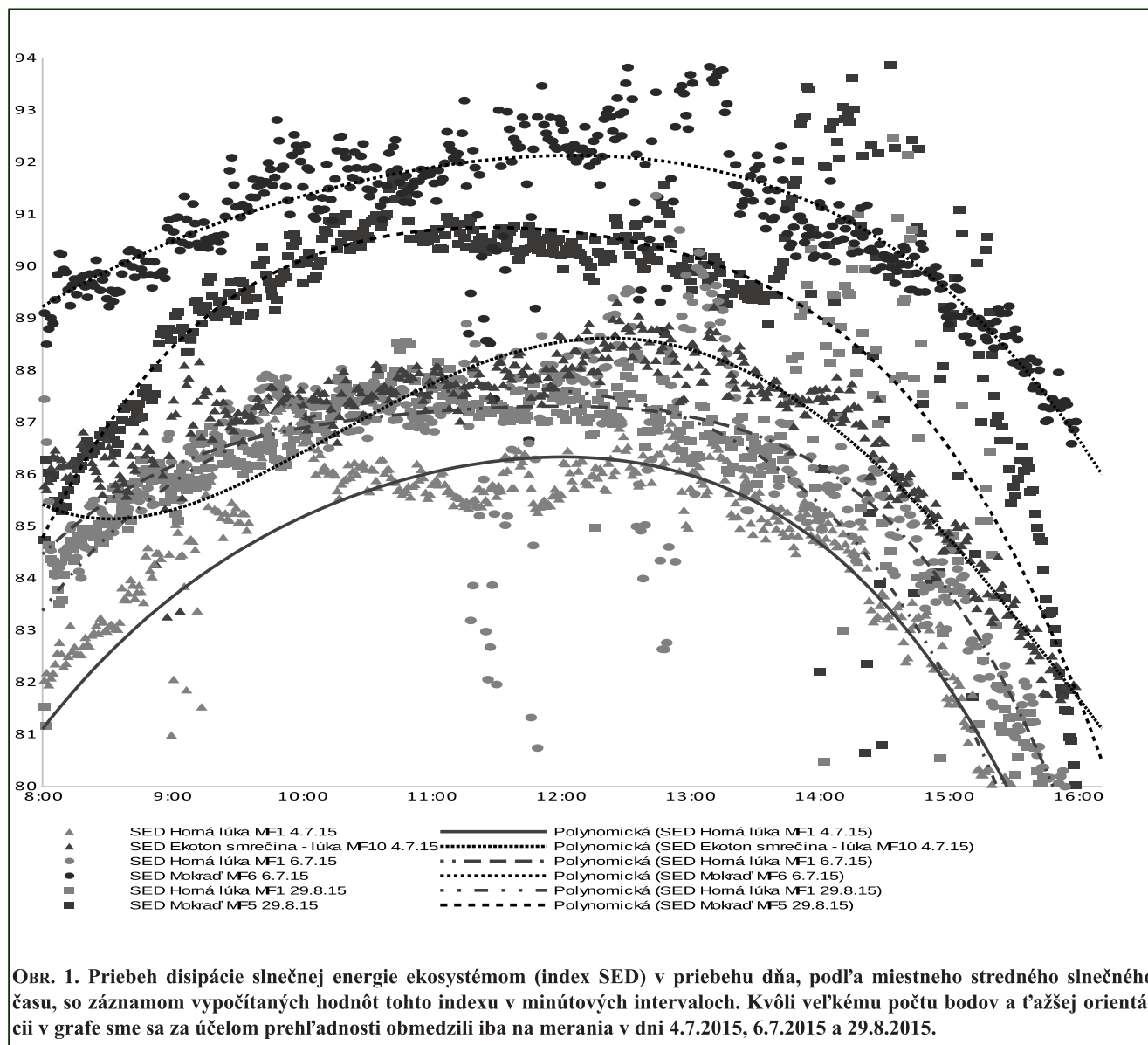
Kapacita ekosystému disipovať slnečnú energiu na energiu nižšej kvality a analogicky kapacita ekosystému slnečnú energiu zachytávať a využiť pre svoje potreby indikuje jeho funkčnú zložitú. V spojení s referenčným ekosystémom indikuje aj jeho funkčnú ekologickú integritu. Tieto schopnosti ekosystému indikujú indikátory SED a SEC opísané vyššie.

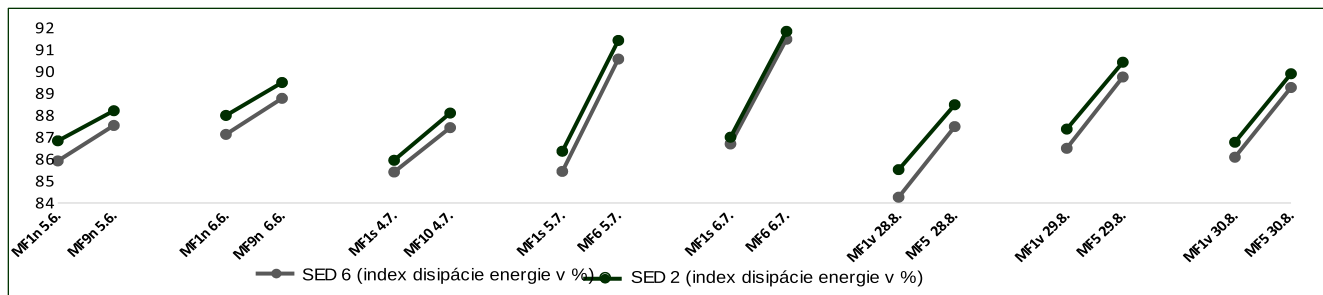
TAB. 1. Indexy disipácie slnečnej energie SED a jej využitia ekosystémom SEC. Počítané boli ako priemery pre 6 a 2-hodinové intervaly merania okolo miestneho stredného slnečného času (údaje sú v % účinnosti disipácie).

Indexy Stanovište	MF 1n 5.6.	MF 9n 5.6.	MF 1n 6.6.	MF 9n 6.6.	MF 1s 4.7.	MF 10 4.7.	MF 1s 5.7.	MF 6 5.7.	MF 1s 6.7.	MF 6 6.7.	MF1v 28.8.	MF5 28.8.	MF1v 29.8.	MF5 29.8.	MF1v 30.8.	MF5 30.8.
SED 6	85,9	87,5	87,1	88,8	85,4	87,4	85,4	90,6	86,7	91,5	84,3	87,5	86,5	89,8	86,1	89,3
SEC 6	68,1	68,2	69,4	69,5	67,8	70,7	68,4	73,0	69,1	73,5	66,1	70,2	68,3	72,3	67,7	71,6
SED 2	86,8	88,2	88,0	89,5	85,9	88,1	86,4	91,4	87,0	91,8	85,5	88,5	87,4	90,4	86,8	89,9
SEC 2	69,5	69,1	70,7	70,6	68,6	71,5	69,5	74,1	69,7	74,3	67,6	71,5	69,5	73,4	68,7	72,6

Disipácia slnečnej energie nelineárne rastie s rastom toku žiarenia, keďže v horúci letný deň sa ekosystémy potrebujú viac ochladzovať aby zabránili svojmu prehriatiu. Na obr. 1. ilustrujeme denný priebeh disipácie slnečnej energie ekosystémom pre 4 stanovišťa za 3 dni meraní. Z priebehu trendových kriviek vidieť, že najvyššie hodnoty indexu disipácie mal ekosystém mokrade MF6 nasledovaný mokradou MF5 a ekotonom smrečina – lúka MF10.

(Dopoludňajší priebeh krivky disipácie energie ekosystémom MF10 mohol byť poznačený záberom čiastočne zatienenej plochy snímačom povrchom emitovaného IR žiarenia). Keďže disipácia je najväčšia okolo poludnia, v tabuľke 1 sú 2 hodinové priemery hodnôt indikátorov SED a SEC pre interval 11:00 – 13:00 a 6-hodinové priemery týchto indikátorov pre interval 9.00 – 15.00.





OBR. 2. Indexy disipácie slnečnej energie ekosystémom SED. Počítané ako priemery pre 6 a 2 hodinové intervaly okolo poludnia miestneho stredného slnečného času (8:00 – 16:00 a 9:00 – 15:00). Úsečky spájajú hodnoty SED u stanovišť meraných v ten istý deň.

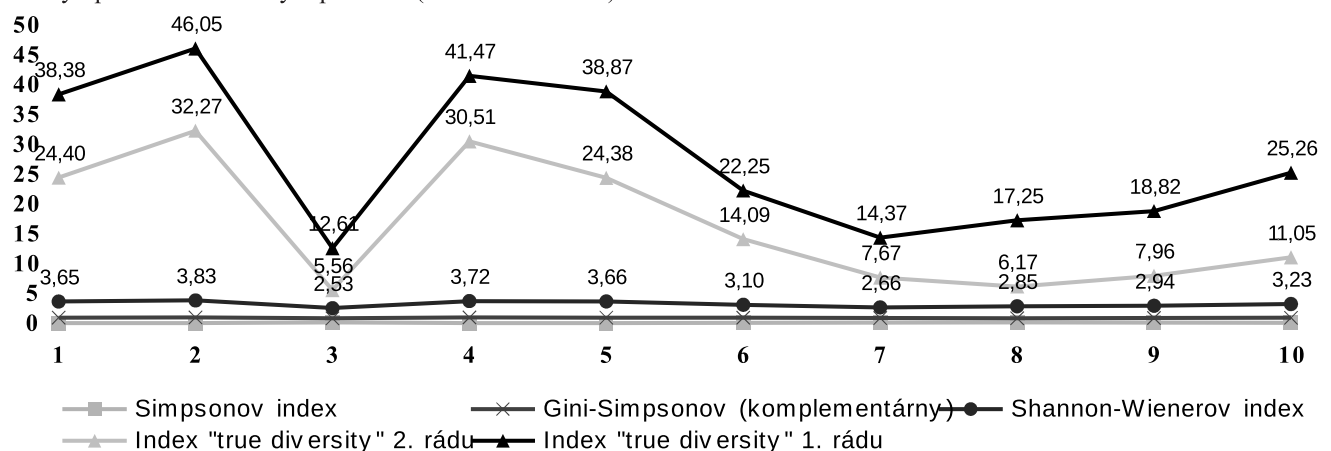
Z obr. 1 a 2 vidieť, že kapacita ekosystému disipovať slnečnú energiu sa mení v závislosti od meteorologických podmienok, ale podstatne menej výrazne ako u teplotných indikátorov TBC, TBC+, TRN a TRN+. Pri porovnávaní rôznych dní merania mezofilnej lúky MF1n, resp. MF1s nám vyšli rozdiely medzi meraniami toho istého povrchu menšie ako 1,1 %, resp. 1,3 %. Rozdiely medzi rôznymi ekosystémami boli podstatne vyššie. Napr. mokrad' MF6 disipovala slnečnú energiu medzi 11:00 a 13:00 v dané dni merania o 5,6, resp. 5,9 % účinnejšie ako skosená lúka MF1s. V prípade ekotonu MF10 bol rozdiel oproti MF1s nižší, ale zreteľný, 2,5 %. To znamená, že kvantifikáciu účinnosti disipácie slnečnej energie ekosystémami môžeme použiť ako dobrý proxy indikátor ich funkčnej zložky ekologickej komplexity.

V rámci tejto štúdie najvyššiu funkčnú zložitosť v hodnotenom komplexe lúk majú mokrade MF6 a MF5, za nimi nasleduje ekoton MF10 a za ním lúky, pričom dolná lúka (MF9) disipovala slnečnú energiu o trochu účinnejšie ako horná lúka. Výsledok indikuje veľmi významné ekologické funkcie mokradí v Krivánskej Fatre a tým aj ich potenciál poskytovať ľudskej spoločnosti významné ekosystémové služby, predovšetkým podporujúce (udržiavajúce život) a regulačné – grafy ilustrujú klimatickú funkciu. V letnom období podstatnú časť energie disipuje vegetácia práve evapotranspiráciou (Lin 2009) a táto jej vlastnosť je významná aj z pohľadu postupujúcej klimatickej zmeny a prehrievania zemských povrchov (Turisová et al. 2010).

2.3 Indikácia štruktúrálnej zložitosti: hodnotenie druhovej diverzity cievnatých rastlín

Fytocenologické zápisy sme realizovali pre všetky stanovišťa, na ktorých sme hodnotili funkčný rozmer komplexity. Pri vyhodnocovaní indikátorov SED a SEC sme sa sústredili na desať stanovišť MF1 až MF10 v rámci komplexu mezofilných lúk a mokradí SV od osady Štefanová. Počet stanovišť, na ktorých sme hodnotili štruktúrnu diverzitu je väčší ako počet stanovišť, na ktorých sme v roku 2015 realizovali tri série meraní zložiek bilancie žiarenia.

V hodnotenom komplexe sme determinovali 136 taxónov, z toho 9 zaradených v najnovšom Červenom zozname paprad'orastov a kvitnúcich rastlín Slovenska, v jeho 5-tej edícii, z októbra 2014 (Eliáš et al. 2014). Ide o *Allium carinatum* (NT), *Campanula serrata* (NT), *Carex flava* (LC), *Dactylorhiza majalis* (NT), *Epipactis palustris* (NT), *Glaucololus imbricatus* (LC), *Gymnadenia conopsea* (LC), *Listera ovata* (LC) a *Triglochin palustris* (NT). Zápisy pokryli štyri typy nelesných biotopov – mezofilné lúky, mokrade, kroviny a ekoton smrečina – lúka. Najvyššie druhové bohatstvo v danom komplexe mali lúky (s výnimkou stanovišťa MF3) a ekoton. Najvyššie zastúpenie synantropných taxónov bolo v krovinných medziach a na lúkach, čo najskôr odráža využívanie tohto územia ako ornej pôdy v prvej polovici 20. storočia.



OBR. 3. Druhá diverzita ako indikátor štruktúrálnej zložky ekologickej komplexity rastlinných spoločenstiev na skúmaných stanovištiach MF 1 až MF 10.

Druhá diverzita je s výnimkou stanovišťa MF3 najvyššia na lúkach, najvyššia na lúke MF2, kým najnižšiu druhovú diverzitu má mokraď MF6. Napriek tomu, že Shannonov index je dnes najčastejšie používaným indexom na vyjadrenie druhej diverzity, z ilustrácie je zrejma výhodnosť využívania Hillových čísel, resp. pravdivých indexov diverzity, ktorých rozlišovacia schopnosť je vyššia. Ilustruje to aj pravdivý index diverzity druhého rádu pre „krajné stanovišťa“ $2DMF2 = 32,275$ a $2DMF6 = 7,673$ a pravdivý index diverzity prvého rádu $1DMF2 = 46,050$ a $1DMF6 = 14,367$. Ekoton smrečina – lúka MF10 ($2DMF10 = 11,051$ a $1DMF10 = 25,260$) je síce druhovo bohatý, ale súčasne sa tu prejavuje dominancia smrekového porastu. Z ilustrácií na obr. 2 a 3 vidieť, že funkčná zložka ekologickej komplexity nemusí korešpondovať so štrukturálnou zložkou.

2.4 Indikácia ekologickej integrity (EI) vybraných ekosystémov

Vzhľadom k tomu, že sa nám nepodarilo zosnímať termokamerou blízke bukove lesy, za referenčný ekosystém považujeme ideálny hypotetický ekosystém s indexom SED = 1. Preto vypočítané hodnoty funkčnej komplexity na báze disipácie energie s istým zjednodušením považujeme aj za hodnoty funkčnej zložky ekologickej integrity. Indexy disipácie slnečnej energie SED (a jej využitia SEC) indikujú úroveň ekologickej integrity ekosystému najmä z pohľadu jeho vertikálnej výstavby a objemu biomasy. Tento objem bol vizuálnym odhadom najvyšší v mokradi MF6, ktorá mala podľa získaných výsledkov najvyšší index SED aj SEC.

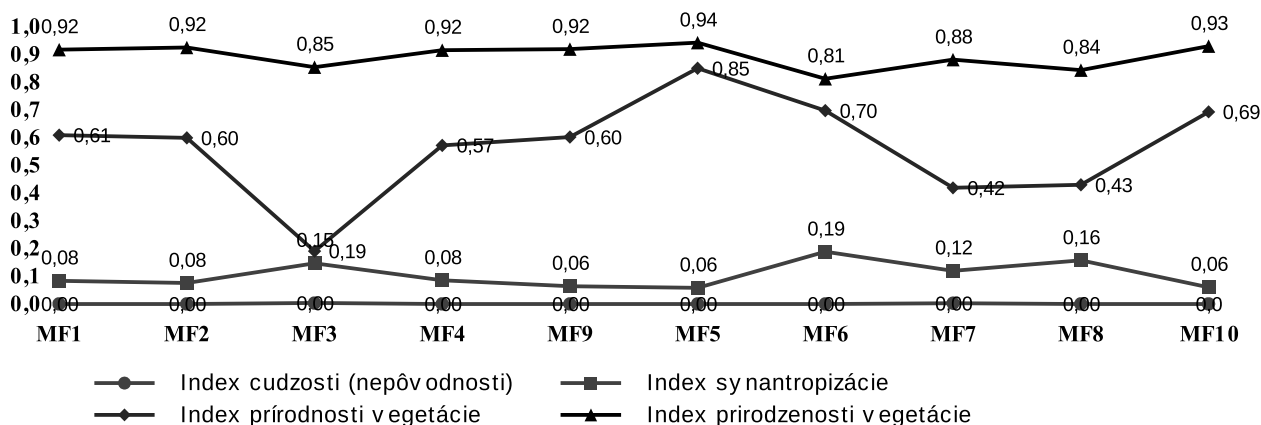
Pri hodnotení štrukturálnej zložky ekologickej integrity vychádzame z fytocenologických zápisov, s dôrazom na hodnotenie podielu cudzích, nepôvodných, synantropných, aj pôvodných druhov. S rastom podielu cudzích a synantropných druhov sa totiž vzdialenosť hodnoteného ekosystému k referenčnému prírodnému normatívu zvyšuje, čo indikuje nižšiu ekologickú integritu, kým naopak, vyšší podiel pôvodných druhov indikuje vyššiu integritu (obr. 4).

Podľa nich má najvyšší index synantropizácie mokraď MF6 ($SYNMF6 = 0,157$), v ktorej je silne zastúpený synantropný druh *Mentha longifolia*. Po nej nasleduje krovinný porast na

svahu MF8 ($SYNMF8 = 0,157$), v ktorom sa z obligátne synantropných druhov vyskytuje napr. *Artemisia vulgaris*, *Silene latifolia* subsp. alba, vysoké zastúpenie majú aj *Cirsium arvense* a *Urtica dioica*. Najnižšiu synantropizáciu vykazuje mokraď MF5 ($SYNMF5 = 0,058$) a ekoton MF10 ($SYNMF10 = 0,060$). Paradoxne, v mokradiach MF5 a MF6 je súčasne najvyššie zastúpenie k pôvodnej divočine blízky druhov, čo odráža špecifický charakter týchto lokalít. Kým index prírodnosti (pôvodnosti) rastie s podielom pôvodných druhov, blízky k divočine, index prirodzenosti je reverzným indexom, ktorý vyjadruje zastúpenie synantropných a cudzích druhov. Najvyššiu hodnotu má pre mokraď MF5. Najvyššie zastúpenie synantropných a cudzích druhov má lúčne stanovište MF3 s výrazným zastúpením *Calamagrostis epigeios*.

V tabuľke 2. prezentujeme výsledky výpočtov agregovaných indexov diverzity, prírodnosti a prirodzenosti vegetácie ako indikátorov štrukturálnej zložky ekologickej integrity. Doplnením o disipáciu slnečnej energie dostaneme agregované indikátory štrukturálnej aj funkčnej zložky komplexity. Uvádzame výpočty pre rôzne dni merania zložiek bilancie žiarenia a výpočtov disipácie slnečnej energie. Zistená chyba hodnotenia v dôsledku zmien priemernej disipácie slnečného žiarenia v čase od 11:00 do 13:00 (v dôsledku malých zmien meteorologických podmienok medzi jednotlivými dňami merania) sa pohybuje od 0,25 % (v prípade hodnôt vypočítaných pre mokraď MF6) po 0,78 % (v prípade neskosenej lúky MF9n). Keďže na meranie využívame dni relatívne stabilného anticyklónálneho počasia, domnievame sa, že v rámci jednotlivých sérií tieto chyby budú stále malé a preto sú opísané metódy dobre využiteľné na indikáciu ekologickej komplexity aj ekologickej integrity spoločenstiev.

Zostupné poradie stanovišť podľa agregovaných indexov ekologickej integrity na báze využitia „pravdivých indexov diverzity“ je nasledovné: najvyššiu integritu majú mezofilné lúky MF9 a MF1 vo všetkých štádiách: EI2D, MF9n = 20,31 resp. 20,47 pre merania z 5. a 6. júna 2015, podobne EI2D, MF1n = 20,20 resp. 20,33; kým EI2D, MF1v = 20,26 resp. 20,19 (v dňoch 29. a 30.8.) a dokonca aj EI2D, MF1s = 20,09 resp. 20,14 až 20,22 (v dňoch 4., 5. a 6.7.). S istým odstupom za nimi nasleduje mokraď MF5: EI2D, MF5 = 16,83 resp. 16,77 (v dňoch 29. a 30.8.), ďalej ekoton smrečina – lúka: EI2D,



OB R. 4. Indexy nepôvodnosti (cudzosti), synantropizácie, prírodnosti a prirodzenosti druhového zloženia.

MF10 = 14,81 a najnižšou úrovňou ekologickej integrity v rámci týchto stanovišť sa vyznačuje mokrad' MF6: EI2D, MF6 = 13,65 resp. 13,70 (v dňoch 5. a 6.7.)

Nižšie umiestnenie mokradí v poradí ekologickej integrity spôsobila ich nižšia druhová diverzita a v prípade MF6 aj vyššia synantropizácia. Treba však zdôrazniť vysokú kapacitu mokradí pre disipáciu slnečnej energie, čo indikuje ich potenciál poskytovania podporujúcich a regulačných ekosystémových služieb (napr. regulácia klímy, zadržiavanie vody). Pokorný (2001) a Eiseltová et al. (2012) poukázali na kritický význam evapotranspirácie pre udržateľný manažment krajiny: pri dostatku vlhky vo vegetačnom období sa viac ako 50 % slnečnej energie

disipuje evapotranspiráciou.

Keďže druhová diverzita mokradí je prirodzene nižšia ako diverzita lúk, pri hodnotení ich integrity ako azonálnych ekosystémov bude v budúcnosti správnejšie brať do úvahy mokradný referenčný ekosystém. To si vyžaduje porovnávať rôzne mokrade v území medzi sebou za účelom výberu tej referenčnej, k čomu bude potrebný vyšší počet hodnotených stanovišť a na nich realizovaných meraní a zápisov, čo si vyžaduje viacročný výskum. Isté je, že mokrade majú v krajine mimoriadny ekologický význam aj napriek nižšej druhej diverzite.

TAB. 2. Agregované indexy štruktúrálnej aj funkčnej zložky ekologickej integrity.

Stanovište	MF1n 5.6.	MF9n 5.6.	MF1s 4.7.	MF10 4.7.	MF1s 5.7.	MF6 5.7.	MF1v 29.8.	MF5 29.8.	MF1n 6.6.	MF9n 6.6.	MF1s 6.7.	MF6 6.7.	MF1v 30.8.	MF5 30.8.
Účinnosť disipácie slnečnej energie	86,84	88,21	85,95	88,11	86,36	91,42	87,37	90,43	88,00	89,50	87,00	91,84	86,77	89,90
Index pravdivej diverzity 1. rádu	41,42	39,50	41,42	24,63	41,42	15,09	41,42	22,09	41,42	39,50	41,42	15,09	41,42	22,09
Index pravdivej diverzity 2. rádu	26,35	26,33	26,35	11,13	26,35	7,87	26,35	13,99	26,35	26,33	26,35	7,87	26,35	13,99
Index nepôvodnosti a synantropizácie	0,08	0,08	0,08	0,07	0,08	0,19	0,08	0,06	0,08	0,08	0,08	0,19	0,08	0,06
Index prirodnosti	0,61	0,60	0,61	0,69	0,61	0,70	0,61	0,85	0,61	0,60	0,61	0,70	0,61	0,85
Index prirodzenosti	0,92	0,92	0,92	0,93	0,92	0,81	0,92	0,94	0,92	0,92	0,92	0,81	0,92	0,94
Indexy štruktúrálnej zložky ekologickej integrity														
¹ D index štrukt. EI	31,59	30,02	31,59	19,97	31,59	11,38	31,59	19,79	31,59	30,02	31,59	11,38	31,59	19,79
² D index štrukt. EI	20,10	20,01	20,10	9,02	20,10	5,93	20,10	12,53	20,10	20,01	20,10	5,93	20,10	12,53
Indexy štruktúrálnej aj funkčnej zložky ekologickej integrity														
¹ D index integrity	32,24	31,72	32,08	26,67	32,15	23,01	32,35	27,03	32,46	31,96	32,28	23,09	32,23	26,93
² D index integrity	20,20	20,31	20,09	14,81	20,14	13,65	20,26	16,83	20,33	20,47	20,22	13,70	20,19	16,77

Diskusia a záver

Príspevok približuje koncepcie ekologickej komplexity (EK) a integrity (EI) živých systémov a predstavuje možnosti ich hodnotenia. Vychádzali sme z dimenzií komplexity podľa Cadenasso et al. (2006), ktoré sme adaptovali za účelom ich praktického využitia na hodnotenie funkčného a štruktúrneho rozmeru ekologickej komplexity aj integrity. Problémom týchto koncepcií je najmä skutočnosť, že za rozsiahlym teoretickým rámcom zatiaľ výrazne zaostáva jeho praktické využitie.

Vychádzali sme z dostupných metodík hodnotenia indexu disipácie slnečnej energie SED a indexu zachytu slnečnej energie SEC (Lin et al. 2009, Maes et al. 2011). Okrem nich sme na proxy hodnotenie využili aj indexy teplotnej pufrácej kapacity TBC a teplotnej odozvy TRN (Quattrochi & Luvall 1999). Pre účely ich použitia v Karpatoch a vyrovnania sa s krátkodobou oblačnosťou sme ich upravili na indexy TBC+ a TRN+, ktoré riešia aj opakované ochladzovania a ohrevy povrchu (Sabo 2013). Kvantifikácia indexov disipácie slnečnej energie v horskej oblasti bola náročná v dôsledku častejšej oblačnosti a kratších sérií slnečných a málo veterných dní. Počet stanovišť, kde sme hodnotili disipáciu je nižší než počet stanovišť, v ktorých

sme hodnotili aj štruktúrnú zložku.

V prípade indexov diverzity a antropofytizácie je potrebné prísť sa pri terminológii, napr. Trigger et al. (2008) používajú pojem "prirodzenosť" ako synonymum k "prirodnosti" (nativeness), kým Machado (2004) považuje za "prírodný" (native) systém autentickú divočinu. Z nášho pohľadu ide o dva rôzne pojmy: prirodzenosť indikuje stupeň prirodzeného druhového zloženia spoločenstiev, kým prirodnosť vyjadruje pôvodnú prírodnú vegetáciu územia. Čo sa týka indexov hemeróbie vegetácie, ich kvantifikácia je zatiaľ zriedkavejšia. Napr. Ciecierska a Kolanda (2014) prezentujú index synantropizácie ako súčasť väčšieho "indexu makrofytov" pre odhad ekologického stavu jazier. Serafin a Pogorzlec (2011) počítajú synantropizáciu ako relatívne zastúpenie synantropných taxónov vo flóre stanovišť, čo je však zamieňanie synantropizácie vegetácie so synantropizáciou flóry. U nás sa hodnotenia ekologického významu vegetácie často opierajú o štúdiu Jurka (1990), ktorý počíta index zložitosti antropofytov ako súčin ich zastúpenia vo flóre a ich podielu na pokryvnosti vegetácie v území. Problém vzorca je v tom, že môže výrazne podhodnotiť reálnu antropofytizáciu. Komplexnejšiu štúdiu s klasifikáciou synantropných

druhov prezentuje Kanka (2014), ale synantropizácia je tu opäť obmedzená iba na zastúpenie synantropných druhov vo flóre.

Získané výsledky demonštrujú využiteľnosť nových prístupov k hodnoteniu ekologickej komplexity resp. integrity ekosystémov, pričom šírka záberu hodnotenia sa zvýši pri použití termokamery, napr. pri vyhotovení termálnych snímok územia z nízko letiaceho lietadla.

PodĎakovanie

Autori príspevku ďakujú vedeckej grantovej agentúre VEGA za finančnú podporu riešenia projektu 1/255/14 „Dynamika krajinskej štruktúry, diverzity fytoocenóz a indikácia rozptylu slnečnej energie vo vybraných ekosystémoch Národného parku Malá Fatra“. Ďakujeme aj vedúcemu projektu prof. Ing. Ivanovi Vološčukovi, DrSc. za cenné pripomienky a inšpirácie.

Ďalej vyslovujeme poďakovanie vedeniu Správy Národného parku Malá Fatra a jeho odborným pracovníkom, konkrétne RNDr. Anne Dobošovej, RNDr. Michalovi Kalašovi a ďalším za ich ústretovosť a predovšetkým za účinnú spoluprácu pri terénnom výskume. Naše poďakovanie patrí aj ďalším odborným spolupracovníkom, ktorí svojimi radami a konzultáciami výrazne prispeli k splneniu cieľov výskumného projektu – ďakujeme RNDr. Zore Snopkovej, PhD., doc. RNDr. Ingrid Turisovej, PhD. a RNDr. Eve Uhliarovej, CSc. Za pomoc pri montáži a demontáži stožiarov a inštalácii snímačov ďakujeme Ing. Jánovi Ligovi, PhD., Mgr. Martinovi Sabovi, PhD. Ľudmile Sabovej a Mgr. Petrovi Trískovi, PhD.

Literatúra

CADENASSO M. L., PICKETT S. T. A. & GROVE J. M. 2006. Dimensions of ecosystem complexity: Heterogeneity, connectivity, and history. *Ecological complexity* 3: 1–12.

CIECIERSKA H. & KOLADA A. 2014. ESMI: a macrophyte index for assessing the ecological status of lakes, *Environ. Minit. Assess* 186: 5501–5517.

EISELTOVÁ M., POKORNÝ J., HESSLEROVÁ P. & RIPL W. 2012. Evapotranspiration – A Driving Force in Landscape Sustainability. In: Irmak A. 2012. *Evapotranspiration – Remote Sensing and Modeling*. InTech Europe, Croatia.

FAŠKO P. & ŠTASTNÝ P. 2002. Priemerné ročné úhrny zrážok. Mapa 1: 2 000 000. In: *Atlas krajiny SR, 2002, MŽP SR*, Bratislava, SAŽP, Banská Bystrica.

JØRGENSEN S. E. 2012. *Introduction to Systems Ecology*. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, USA.

JOST L. 2006. Entropy and diversity, *Oikos* 113: 363–375.

JURKO A. 1990. Ekologické a socioekonomické hodnotenie vegetácie. *Príroda*, Bratislava.

KANKA R. 2014. Diversity and selected functional traits of vascular plants on historical structure of agricultural landscape in south-western Slovakia, *Actions for Wild Plants: Papers of the 6th Planta Europa, Conference on the Conservation of Plants*, Polish Academy of Sciences, Kraków, Poland, 23-27 May 2011: 79–89.

KAY J. J. 2000. Ecosystems As Self-Organizing Holarchic Open Systems: Narratives and the Second Law of Thermodynamics, In: Jorgensen S.E. & Müller, F. (eds.) 2000, *Handbook of Ecosystem Theories and Management*,

CRC Press – Lewis Publishers: 135–160.

LEO D. G. & LEVIN S. 1997. The Multifaceted Aspects of Ecosystem Integrity, *Conservation Ecology* 1/97, Ecological Society of America. [cit. 2005-10-15], dostupné z: www.consecol.org/Journal/vol1, iss1/art3

LIN H. CAO M. STOY P.C. & ZHANG Y. 2009. Assessing self-organization of plant communities – a thermodynamic approach. *Ecological Modelling* 220 (6): 784–790.

VAN DER MAAREL E. 2007. Transformation of cover-abundance values for appropriate numerical treatment – Alternatives to the proposals by Podani. *Journal of Vegetation Science* 18: 767–770.

MACHADO A. 2014. An index of naturalness, *Journal of Nature Conservation* 12: 95–110.

MAES W. H., PASUYSEN T., TRABUCCO A., VEROUSTRATE F. & MUYS B. 2011. Does energy dissipation increase with ecosystem succession? Testing the ecosystem theory combining theoretical simulations and thermal remote sensing observations. *Ecological Modelling* 222: 3917–3941.

MEDVECKÁ J., KLIMENT J., MÁJEKOVÁ J., HALADA L., ZALIBEROVÁ M., GOJDIČOVÁ E., FERÁKOVÁ V. & JAROLÍMEK I. 2012. Inventory of the alien flora of Slovakia. *Preslia* 84: 257–309.

PARROT L. 2010. Measuring ecological complexity. *Ecological indicators* 10: 1069–1076.

PLESNÍK J. 2010. Příroda jako proudící mozaika. Co přinesly novější poznatky ekosystémové ekologie. *Ochrana přírody* 65 (3): 27–30.

POKORNÝ J. 2001. Dissipation of solar energy in landscape – controlled by management of water and vegetation. *Renewable Energy* 24: 641–645.

PROULX R. 2007. Ecological complexity for unifying ecological theory across scales: A field ecologist's Perspective. *Ecological Complexity* 4 (3): 85–92.

QUATTROCHI D. A. & LUVAL J. C. 1999. Thermal infrared remote sensing for analysis of landscape ecological processes: methods and applications. *Landscape Ecology* 14: 577–598.

SABO P. 2013. Dimenzie ekologickej komplexity a hodnotenie jej funkčnej zložky. *Geografická Revue. Geografické a geoekologické štúdie* 9, Supplement: 143–159.

SABO P., TURISOVÁ I., UHLIAROVÁ E., ŠVIDROŇ I. & HLADKÁ D. 2011. 6 Ekologická integrita ekosystémov a krajiny a jej zmeny na vybraných spustnutých pôdach a zalesnených plochách. In: Midriak R. (ed.) 2011: *Spustnuté pôdy a pustnutie krajiny Slovenska*, Inštitút výskumu krajiny a regiónov, Centrum vedy a výskumu, Univerzita Mateja Bela, Banská Bystrica: 184–213.

SABO P. & ŠKODOVÁ M. 2016. Indikácia ekologickej komplexity a integrity vybraných nelesných ekosystémov Krivánskej Fatry a ich využitie. In: *Dynamika krajinskej štruktúry a diverzita ekosystémov Krivánskej Fatry*. Vydavateľstvo Univerzity Mateja Bela Belianum: 117–137.

SERAFÍN A. & POGORLEZEC M. 2011. Changes in the flora of the eastern and southern shore area of lake Piaseczno in the years 2003 – 2010. *Acta Agrobot* 64: 141–150.

SCHNEIDER E. D. & KAY J. J. 1994. Life as a manifestation of

- the second law of thermodynamics. *Math. Comp. Modelling* 19 (6-8): 25–48.
- TRIGGER D., MULCOCK J., GAYNOR A. & TOUSSAINT Y. 2008. Ecological restoration, cultural preferences and the negotiation of 'nativeness' in Australia, *Geoforum* 39: 1273–1283.
- TUOMISTO H. 2011. Commentary: do we have a consistent terminology for species diversity? Yes, if we choose to use it. *Oecologia* 167: 903–911.
- TURISOVÁ I., SABO P., ŠTRBA T., KORÓNY S., ANDRÁŠ P. & ŠIRKA P. 2016. Analyses of floristic composition of the abandoned Cu-dump field Piesky (Staré Hory Mountains, Slovakia). *Web of Ecology*, 6 (1): 97–111.
- WÜRTZ P. & ANILLA A. 2010. Ecological succession as an energy dispersal process. *Biosystems* 100 (1): 70–78.

STRUKTURA PŘIROZENÉHO HORSKÉHO SMÍŠENÉHO LESA V NP MALÁ FATRA

STRUCTURE OF A MOUNTAIN MIXED OLD-GROWTH FOREST IN MALA FATRA NATIONAL PARK, SLOVAKIA

JANA LÁBUSOVÁ¹, MARTIN MIKOLÁŠ^{1,2}, RADEK BAČE¹, VOJTĚCH ČADA¹, MARTIN
DUŠÁTKO¹, PETER GLONČÁK³, PAVEL JANDA¹, MARIÁN JASÍK², LENKA MATĚJŮ¹, HANA
MRHALOVÁ¹, KRISTÝNA SVOBODOVÁ¹, MICHAL SYNEK¹, VOLODYMYR TROTSIUK¹, JURAJ
VYSOKÝ², MIROSLAV SVOBODA¹

¹Katedra Ekologie lesa, Fakulta Lesnická a dřevařská, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchbátka, 165 00,
Česká Republika, email: labusova@fd.czu.cz

²PRALES, o.z., Odrnovie 563, Rosina 01322, Slovensko

³Lesnícka fakulta, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, Zvolen

Abstract

Studies of the old-growth forests are becoming increasingly important for the enhancement of the sustainable forest management and for understanding natural ecosystem processes. However, such forests are rare in Central Europe, fragmented and influenced by the long history of human activity. Some parts of the Carpathians still represent remnants of natural mountain beech dominated forests. The main goal of this study was to describe the structure of the two strict forest reserves in NP Malá Fatra. We performed structural and dendrochronological analysis of forest stands based on 26 permanent research plots. Structural attributes associated with old-growth are fully developed in stands. A typically rotated-sigmoid distribution of tree diameters was detected on both localities. However, some plots have been disturbed by high severity disturbances creating larger patches of early seral stages and indicates that patchy disturbances affect these stands. Natural disturbances enhanced regeneration of silver fir, that reached very high values. The maximum tree age reached 332 years with the mean stand age around 200 years, that is high above the values of managed stands. Given the scarcity of primary old-growth forests in Central Europe, the structural parameters of studied stands can serve as structural indicators for selection of potential secondary old-growth stands with high conservation value, regardless of their previous human influence.

Key words

European beech (*Fagus sylvatica* L.), forest structure, mixed old-growth forest, NPR Šrámková, NPR Šútovská valley

Úvod

Přirozené horské smíšené pralesy plošně zaujímají jen malé procento historicky kulturní krajiny Evropy. Přesto patří k významným ekosystémům a jejich význam nesmíme podceňovat. Tyto lesy plní mnoho produkčních a zejména mimoprodukčních funkcí (Millenium Ecosystem Assessment 2005). V minulosti tyto lesy nebyly tolik ovlivněny lidskou činností jako lesy nižších poloh, přesto jejich rozloha poklesla v důsledku intenzivního lesního hospodaření a transformací rozsáhlých lesních území na zemědělskou půdu. V posledních několika desetiletích jsou navíc lesy a jejich stabilita ohrožovány vlivem změn klimatu a zvyšujícího se účinku narušení (Seidl et al. 2011, Temperli et al. 2013). Dnes již existují studie, které prokazují vyšší stabilitu (Jactel et al. 2009, Morin et al. 2011) i produkci (Griess & Knoke 2013; Pretzsch et al. 2010, Seidl et al. 2017) smí-

šených porostů oproti monokulturám. Vyšší rezistenci proti disturbancem vykazují i porosty s heterogenní věkovou strukturou (O'Hara & Ramage 2013). Navíc různověké porosty se rychleji regenerují po disturbancech (Attiwill 1994) a jsou stabilnější k půdní erozi (Brang 2001) oproti porostům stejnověkým. Porosty s komplexní a složitou strukturou lze považovat za vhodnou alternativu pro přizpůsobení se různým scénářům vývoje klimatu v budoucnu.

Neporušené přírodní lesy v rezervacích představují důležitý referenční model pro hodnocení vlivu člověka na lesní ekosystémy, a pro pochopení probíhajících vývojových a růstových procesů. Právě takové porosty jsou v relativně velké míře zastoupeny v Karpatech (Oszlányi et al. 2004). Horské smíšené lesy jsou v dominantní míře ovlivňovány velmi rozmanitými typy narušení, od maloplošných událostí (Leibundgut 1959, Korpel 1995, Petritan et al. 2015) až

středně silné velkoplošné události (Nagel & Svoboda 2008, Standovár & Kenderes 2003, Splechta et al. 2005, Trotsiuk et al. 2012). Výsledkem těchto procesů je mozaikovitě uspořádaný lesní ekosystém tvořený nejrůznějšími biotopy od recentně narušených ploch a mladých porostů až po zbytky starého porostu (Franklin et al. 2002, Fraver & White 2005). Takovéto prostorové uspořádání různých stanovišť a jejich mozaikovitost je důležitá pro mnoho taxonů (Debinski et al. 2001, Mikoláš et al. 2015) a hraje tak významnou roli pro udržení biodiverzity (Klenner & Arsenault 2009, Lindenmayer et al. 2006).

Získané znalosti z výzkumu přirozených ekosystémů jsou spolehlivým základem pro rozvoj přírodě blízkému hospodaření (Commarmot et al. 2005), zlepšení retenční kapacity lesních půd (Motta et al. 2014), efektivní ochrany přírody (Svoboda et al. 2014) a rozvíjení dalších pěstebních systémů, které jsou schopny napodobit dynamiku přirozeného lesního ekosystému (Franklin et al. 2002, Kuuluvainen 2002, Long 2009, Mori 2011).

Cílem příspěvku je zhodnotit strukturu přirozeného horského smíšeného pralesa na území NPR Šrámková a NPR Šútovská dolina v NP Malá Fatra, který v minulosti nebyl vůbec či jen málo ovlivněn lidskou činností. Ve studii jsme se zaměřili na popis základních strukturních charakteristik typických pro pralesovité porosty.

Materiál a metody

Lokalita a sběr dat

Data byla sesbírána v přirozených horských smíšených lesích s dominancí buku na Slovensku. Byly studovány dvě lokality (NPR Šrámková a NPR Šútovská dolina) v pohoří Malé Fatry. Tyto lokality se nacházejí v přírodních rezervacích s nejvyšším stupněm ochrany a jejich přírodní vývoj byl ověřen v rámci mapování pralesů na Slovensku (www.pralesy.sk). Na lokalitách byly založeny trvalé výzkumné plochy (dále jen TVP) v pravidelné čtvercové síti o velikosti 10 ha, kde ve vybraných buňkách byly náhodně určeny pozice středu trvalé výzkumné dvojice ploch. Plochy v rámci dvojice byly umístěny 40 m od určeného středu ve dvou protilehlých směrech vedoucích kolmo na spádnici svahu. Jednotlivé TVP mají tvar kruhu o rozloze 1000 m². Dohromady bylo založeno 28 TVP ve 14 shlucích. Pro každou plochu byla zaznamenána pozice středového bodu,

sklon a orientace svahu (Tab. 1). Pozice stromů na ploše byly geodeticky zaměřeny pomocí technologie Field-Map (Field-Map®, Monitoring and Mapping Solutions, Ltd., www.fieldmap.cz). U všech živých stromů s výčetní tloušťkou minimálně 6 cm byl zaznamenán druh, sociální postavení, stromové patro (horní, střední a dolní) a růstové postavení (uvolněný, potlačený). Stojící mrtvé stromy s minimální výčetní tloušťkou 6 cm; pahýly s minimálním průměrem 20 cm ve výšce 0,3 m nad povrchem a všechny vyvrácené stromy s výčetní tloušťkou minimálně 6 cm byly na ploše zaznamenány jako souše. U souší byl zaznamenán druh, třída rozkladu a výšková třída. Dále bylo vybráno 10 uvolněných a nepoškozených živých stromů reprezentujících různé míry výčetní tloušťky a přítomných druhů. U těchto stromů se změřila výška, nasazení koruny a velikost koruny ve dvou na sebe kolmých směrech. Množství mrtvého dřeva bylo zjištěno podle metody liniového transektu dlouhého 100 m (5 transektů po 20 m). U mrtvého dřeva bylo zaznamenáno umístění transektu, průměr ležící klády a rozklad dle metody Nagel & Svoboda (2008). Pokud bylo možné, byl u mrtvého dřeva určen druh dřeviny. Na všech TVP byly pomocí Presslerova nebozezu odebrány vývrty kolmo na spádnici ve výšce 1,3 m nad zemí, a to z každého živého stromu s výčetní tloušťkou na 6 cm v prvním soustředném kruhu o velikosti 200 m². V prstenci doplňujícím zbytek plochy byly odebrány vývrty ze všech stromů s výčetní tloušťkou nad 15 cm a mezi jedinci s výčetní tloušťkou 10 až 15 cm byly odebrány vzorky ze všech jedinců rostoucích v otevřeném zápoji a ze tří náhodně potlačených jedinců.

Zpracování vývrtů v dendrochronologické laboratoři

V laboratoři byly vývrty vysušeny, upraveny řezem a nalepeny na dřevěné lišty pro následné měření. Šířky jednotlivých letokruhů byly měřeny na posuvném měřicím stole (LintabTM) pod stereomikroskopem s přesností na 0,01 mm, za použití programu TSAP-Win (Rinntech, Německo). Měření probíhalo dle standardních dendrochronologických metod (Stokes & Smiley 1968). Získané letokruhové série byly sledovány metodou křížového datování s využitím programu CDendro (Cybis, Švédsko). Metodou významných roků (Yamaguchi 1991) byly odstraněny nedokonalosti růstu v podobě chybějících, anebo naopak zdvojených letokruhů. V případě, že při odběru vzorku nebyl

TAB. 1. Základní charakteristika studovaných lokalit. V závorce jsou uvedeny průměrné hodnoty.

	Šrámková	Šútovská
Souřadnice	49°19' S; 19°11' V	49°18' S; 19°09' V
Geomorfologický celek	Malá Fatra	Malá Fatra
Velikost rezervace ¹	115 ha	197 ha
Počet ploch	14	14
Nadmořská výška	951 – 1117 m (1048 m)	785 – 1145 m (1025 m)
Sklon	23° – 38° (33°)	24° – 40° (32°)
Aspekt	5° – 172° (98°)	160° – 316° (253°)
Geologické složení ²	granity, Lúžňanské souvrství ³	granity
Půdní typ ²	kambizemě, podzoly	kambizemě, podzoly

¹Převzato z mapování pralesů a jejich zbytků na Slovensku sdružením PRALES, o.z.

²Data vychází z Atlasu Krajiny Slovenskej Republiky (<http://geo.enviroportal.sk/atlassr/>)

³Souvrství tvořené z křemenců, pískovců a jílovitých břidlic

zasažen střed a nebylo možné určit přesný věk ve výšce odběru, byla vzdálenost od prvního měřeného letokruhu ke středu odhadnuta s využitím soustředných kružnic (Appelquist 1958).

Analýza dat

Sesbíraná data byla využita k rozboru struktury lesních porostů na úrovni plochy, lokality a celého pohoří. Střední a maximální výčetní tloušťka, hustota stromů, kruhová základna, hustota velkých stromů s výčetní tloušťkou nad 50 cm a procentuální zastoupení výčetní kruhové základny jednotlivých druhů bylo odvozeno dle standardních dendrometrických metod. Výška nezměřených stromů byla pro konkrétní druh odvozena podle Michajlovy výškové funkce (Michajlov 1952) a následně vypočtena střední a maximální výška porostu. Střední výčetní tloušťka a výška označuje aritmetický průměr, maximální výčetní tloušťka a výška určuje aritmetický průměr z 10 % nejsilnějších, respektive nejvyšších jedinců na ploše. Množství nadzemní biomasy bylo odvozeno z alometrických rovnic pro jednotlivé dřeviny (Jenkins et al. 2003, Zianis et al. 2005). Druhový a dekompoziční specifický redukční faktor byl použit pro stanovení množství nadzemní biomasy u souší a ležícího mrtvého dřeva (Harmon et al. 2008, 2011). Dále byl vypočítán střední věk, jako aritmetický průměr z věků pěti nejstarších stromů na ploše. Data byla zpracována a analyzována pomocí statistického programu R (RStudio Team 2015).

Výsledky

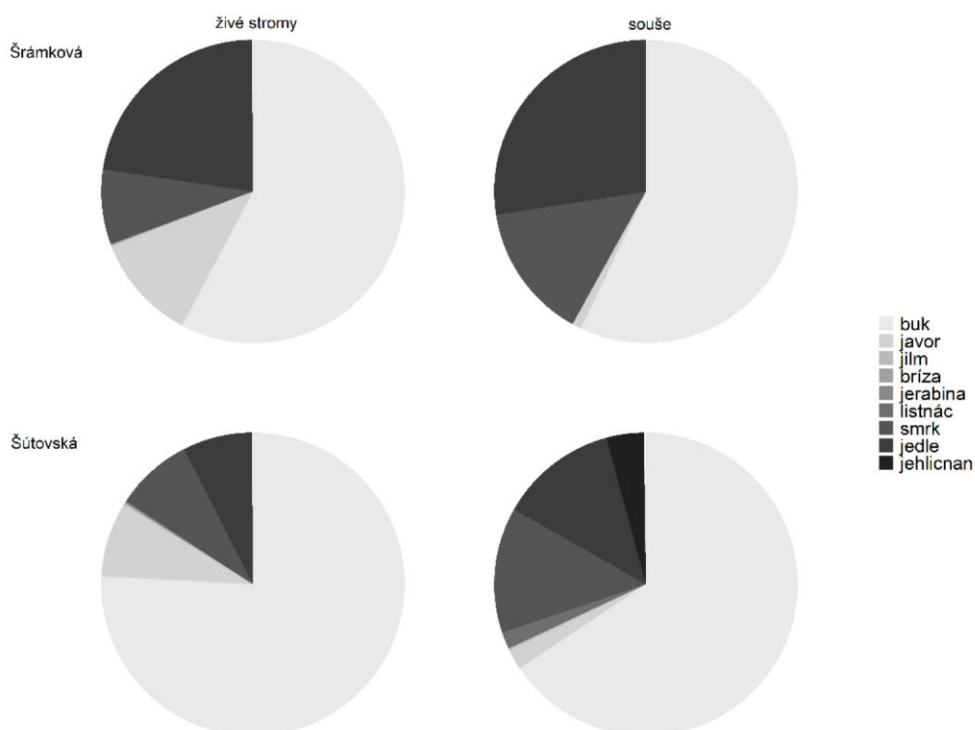
Na lokalitách je dominantní dřevinou buk lesní (*Fagus sylvatica*) se zastoupením 58 % v rezervaci Šrámková a 76 % v rezervaci Šútovská (podle zastoupení kruhové základny) (Obr. 1). Druhou nejčetnější dřevinou na lokalitě Šrámková je jedle bělokorá (*Abies alba*) (23 %) s příměšením smrku ztepilého (*Picea abies*) (8 %). O něco nižší je

podíl smrku (8 %) a především jedle (7 %) v lokalitě Šútovská. Mezi přímíšené druhy s významnějším zastoupením můžeme zařadit ještě javor (*Acer pseudoplatanus* a *Acer platanoides*) se zastoupením 11 % v Šrámkové a 8 % v Šútovské dolině. Zbytek tvoří jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*), bříza bělokorá (*Betula pendula*) a jilm horský (*Ulmus glabra*). Podíl buku mezi soušemi je nižší než u živých stromů se zastoupením 57 % a 66 % v rezervaci Šrámková, respektive Šútovská. Avšak u souší je vyšší podíl jehličnatých dřevin, se zastoupením 41 % v rezervaci Šrámková a 30 % v rezervaci Šútovská.

Hodnoty strukturních charakteristik na studovaných lokalitách jsou uvedeny v Tab. 2. Hustota stromů na lokalitách je značně variabilní, od řídkých porostů po hustě zapojené plochy. Hustota živých stromů v rezervaci Šrámková se pohybuje v rozmezí 200 až 1230 ks . ha⁻¹. Průměr pro celou lokalitu je 598 ks . ha⁻¹ (Obr. 2). V rezervaci Šútovská je hustota živých stromů v rozmezí 270 až 1480 ks . ha⁻¹, s průměrem 561 ks . ha⁻¹. Hustota souší kolísá od 10 ks . ha⁻¹ do 160 ks . ha⁻¹, s průměrem 80 ks . ha⁻¹ v rezervaci Šrámková a 74 ks . ha⁻¹ v rezervaci Šútovská. Hodnoty výčetní kruhové základny živých stromů kolísají od 2,4 m² . ha⁻¹ do 55,9 m² . ha⁻¹ a v případě souší od 0,9 m² . ha⁻¹ do 31,0 m² . ha⁻¹. Průměrná hustota velkých živých stromů, respektive souší, nad 50 cm je v rezervaci Šrámková stanovena na 59 ks . ha⁻¹ a 27 ks . ha⁻¹; v rezervaci Šútovská na 74 ks . ha⁻¹ a 20 ks . ha⁻¹. Hustota velkých souší je velmi variabilní především v rezervaci Šrámková a pohybuje se v rozmezí od 0 ks . ha⁻¹ do 60 ks . ha⁻¹ (Obr. 2). Průměrná hodnota kruhové základny pro živé stromy, respektive souše, je v rezervaci Šrámková stanovena na 39 m² . ha⁻¹ a 14 m² . ha⁻¹; v rezervaci Šútovská na 43 m² . ha⁻¹ a 11 m² . ha⁻¹. Na celkovém podílu objemu nadzemní biomasy se nejvíce podílejí živé stromy, kromě dvou TVP v rezervaci Šrámková, kde množství biomasy souší dosahuje až 380 Mg . ha⁻¹ a

TAB. 2. Strukturní charakteristiky porostu na lokalitách. V závorce je uvedena směrodatná odchylka.

			Šrámková	Šútovská
střední výčetní tloušťka	cm	živé	23,4	28,5
		souše	40,9	40,0
maximální výčetní tloušťka	cm	živé	62,5	68,5
		souše	73,3	69,9
hustota stromů	ks ha ⁻¹	živé	598	561
		souše	80	74
výčetní kruhová základna	m ² ha ⁻¹	živé	39	43
		souše	14	11
hustota stromů nad 50 cm	ks ha ⁻¹	živé	59	74
		souše	27	20
střední výška	m	živé	16,0	18,8
maximální výška	m	živé	30,9	31,6
nadzemní biomasa	Mg ha ⁻¹	živé	297 (123)	379 (91)
		souše	23 (20)	24 (13)
		ležící mrtvé	142 (113)	64 (48)
Věk	roky	živé	191 (38)	218 (49)

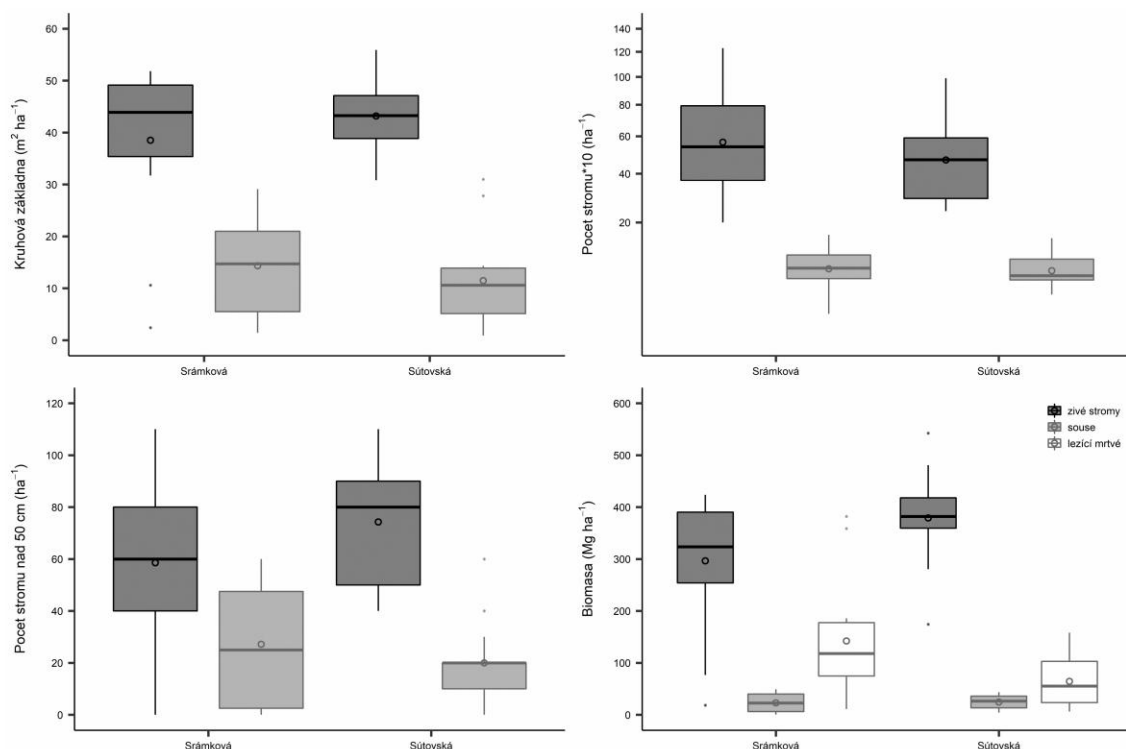


OBR. 1. Druhová kompozice (procentuální zastoupení výčetní kruhové základny) pro živé stromy a souše stromy na lokalitách.

ležícího mrtvého dřeva více jak $470 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Obr. 2). V rezervaci Šrámková je průměrný objem biomasy živých stromů $297 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$, souší $23 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ a ležícího mrtvého dřeva $142 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Tab. 2). V rezervaci Šútovská je podobné množství biomasy živých stromů a souší $379 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$, respektive $24 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$, avšak nižší množství ležícího mrtvé-

ho dřeva ($64 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$).

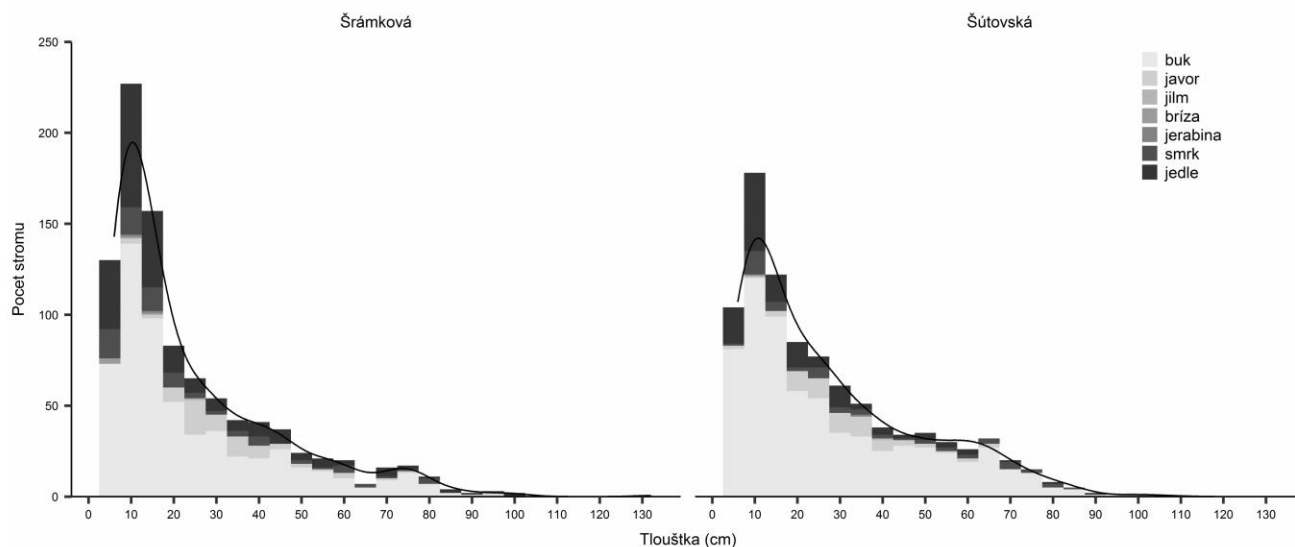
Tloušťkové rozdělení na obou lokalitách je charakterizováno spíše tvarem rotačního sigmoidu (Obr. 3). Stromy menších tloušťek do 20 cm se velkou měrou podílejí na struktuře porostů. Zatímco v rezervaci Šrámková je menší vrchol křivky v silnějších dimenzích v rozmezí 70 cm až 80



OBR. 2. Rozdělení základních strukturních charakteristik pro živé stromy (tmavě šedivá), souše (světle šedá) a ležící mrtvé dřevo (bílá) na zkoumaných lokalitách.

cm, v rezervaci Šútovská je celkové zastoupení středních tloušťek vyšší s menším vrcholem také v rozmezí 70 cm až 80 cm. Střední i maximální výčetní tloušťka živých stromů je nižší v rezervaci Šrámková (23,4 cm, respektive 62,5 cm) (Tab. 2). V rezervaci Šútovská dosahuje střední a maximální výčetní tloušťka živých stromů na 28,5 cm, respektive 68,5 cm. Střední výčetní tloušťky souší dosahují vyšších hodnot než u živých stromů. Střední a maximální výčetní tloušťka souší je v rezervaci Šrámková 40,9 cm, respektive 73,3 cm; v rezervaci Šútovská dosahuje hodnot 40,0 cm, respektive 69,9 cm. Hodnoty střední a maximální výšky stromů jsou uvedeny v Tab. 2.

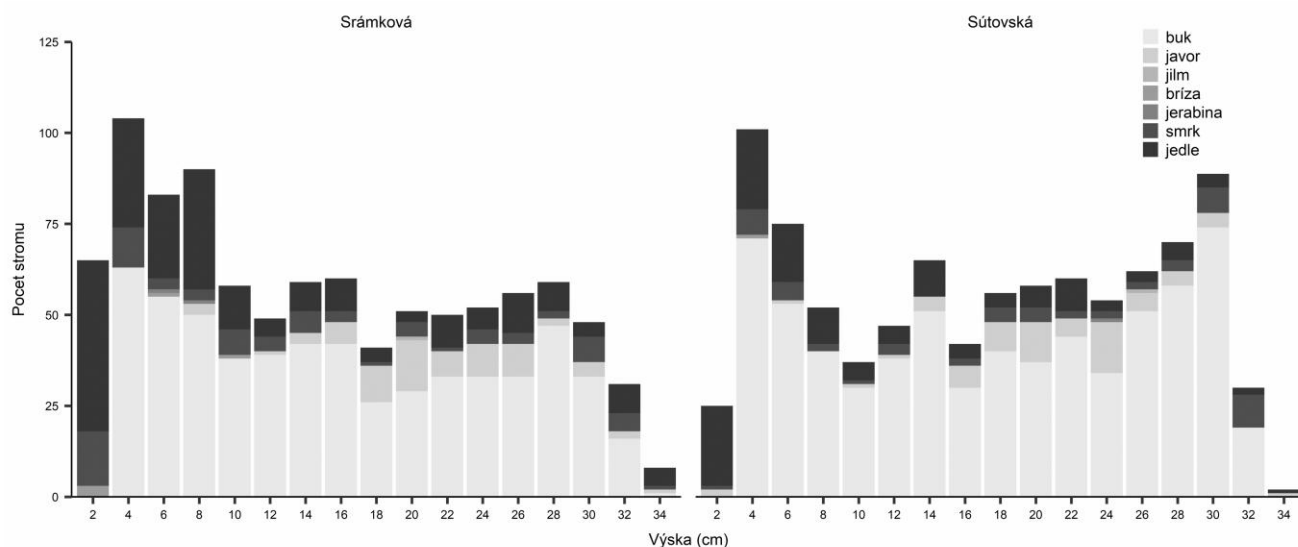
Vertikální strukturu živých stromů lze popsat jako více-
tázovou s pozvolným přechodem a výskytem zástupců ve všech výškových třídách (Obr. 4). Buk má rovnoměrné rozložení ve všech výškových třídách. Jedle společně se smrkem dominuje v nižších výškových třídách především v rezervaci Šrámková. S výškovou třídou jejich zastoupení klesá. Javor nejčastěji dorůstá do středních výšek (18 – 26 m). Maximální i střední výška porostu mezi lokalitami se zásadně neliší. Avšak variabilita maximálních výšek je vyšší v rezervaci Šrámková a pohybuje se od 14,6 m do 36,3 m. V rezervaci Šútovská maximální výška kolísá v rozmezí $\pm 1,6$ m (Tab. 2).



OBR. 3. Tloušťková struktura živých stromů na lokalitách. Tloušťkové třídy (výčetní tloušťka od 6 cm) jsou rozděleny po 5 cm. Kernelova hustota rozdělení je označena distribuční křivkou.

Podle předběžných výsledků je průměrné stáří porostu v rezervaci Šrámková (191 let) nižší než v rezervaci Šútovská (218 let) (Tab. 2). Na každé lokalitě je vysoká věková variabilita, od TVP relativně mladých (okolo 120 let) po

TVP staré (okolo 250 let). Nejmladší plochy se vyskytují v porostních mezerách, jež jsou důkazem nedávného většího přirozeného narušení prostu. Absolutně nejstarší buk byl nalezen v rezervaci Šútovská, u kterého byl zjištěn věk 332



OBR. 4. Distribuce výšek živých stromů na lokalitě Šrámková a Šútovská. Výškové třídy jsou rozděleny po 2 m.

let. Nejstarším jedincem v rezervaci Šrámková byl 312 letý buk. Dalších minimálně 5 jedinců dosáhlo věku 300 let. Více jak 200 let mají i nejstarší jedinci u ostatních druhů jako je smrk ztepilý, jedle bělokorá a javor klen.

Diskuze

Národní přírodní rezervace Šrámková a Šútovská jsou součástí rozsáhlejšího komplexu zachovalých lesů v NP Malá Fatra. Výsledky našeho výzkumu ukázali, že tyto porosty mají pralesovitý charakter a představují tak velký význam pro ochranu tohoto přírodního bohatství. Hodnoty základních strukturních charakteristik korespondují s výsledky dalších studií pralesovitých rezervací na Slovensku s podobnými stanovištními podmínkami (Korpel 1995, Holeksa et al. 2009, Kucbel et al. 2012). Kruhová základna živých stromů je srovnatelná s hodnotami kruhové základny v rezervaci Hrončecký Grůň (Holeksa et al. 2009, Balanda et al. 2015) a Stužica (Kucbel et al. 2012). V porovnání hustota živých stromů na studovaných lokalitách je poněkud vyšší oproti hodnotám z jiných studií pralesovitých rezervací s relativně podobnými podmínkami (Korpel 1995, Holeksa et al. 2009, Kucbel et al. 2012, Saniga et al. 2011).

Studované rezervace se vyznačují velmi diferencovanou výškovou a tloušťkovou strukturou. Dominantní dřevinou je buk lesní se zastoupením 58 % (Šrámková) a 74 % (Šútovská) mezi živými stromy. Významné zastoupení především v rezervaci Šrámková má jedle bělokorá (24 %), a to obzvláště v dolní vrstvě porostu. Dalšími zastoupenými dřevinami je smrk ztepilý, javor klen a javor mlč. Zbytek tvoří jeřáb ptačí, bříza bělokorá a jilm horský. Mezi soušemi je vyšší zastoupení jehličnatých dřevin, což může být zapříčiněno více faktory. Je to nejspíše dáno vlivem žíru podkorního hmyzu, ale je třeba upřesnit, že jde jen o maloplošné napadení porostu. Přítomnost a počet mohutných jedinců v lesních porostech je jedním z hlavních znaků pralesovitých porostů (Franklin & Spies 1991). Obě lokality vykazují relativně bohaté zastoupení stromů větších než 50 cm, avšak jejich hustota (59 ks . ha⁻¹ v rezervaci Šrámková a 74 ks . ha⁻¹ v rezervaci Šútovská) je nižší oproti zjištěnému průměru (94 ks . ha⁻¹) pro evropské bukové pralesy ze studie Burrascano et al. (2013). Střední a maximální výčetní tloušťka dosahuje na studovaných lokalitách srovnatelných hodnot jako v rezervaci Vtáčnik, ale oproti hodnotám z dalších bukových pralesů na Slovensku jsou hodnoty nižší (Kucbel et al. 2012). Vysvětlením nižší průměrné tloušťky studovaných porostů mohou být rozdílné stanovištní podmínky a odlišná historie porostů. Především v rezervaci Šrámková je znatelná relativně nedávná disturbance, která tak zvýšila maloplošnou mozaikovitost porostu a vytvořila plochy s mladými vývojovými fázemi, které se vyznačují vyšší hustotou stromů a nižší průměrnou výčetní tloušťkou.

Průměrný objem mrtvého dřeva zaznamenaný v této studii je porovnatelný s hodnotami nalezenými v ostatních bukových pralesech na Slovensku (Korpel 1995, Holeksa et al. 2009, Saniga et al. 2011, Kucbel et al. 2012, Parobeková et al. 2016). V Dobrošském pralese se podíl biomasy mrtvých stromů na množství živé biomasy ve stádiu dorůstání pohyboval průměrně kolem 63 %, ve stádiu optima 23 % a

ve stádiu rozpadu dosahoval podíl nejvyšších hodnot až 81 % (Parobeková et al. 2016). Stejně hodnoty s variačním rozpětím jsou prezentované v práci (Saniga & Schütz 2001). Srovnatelný poměr mezi množstvím mrtvé a živé biomasy ve stádiu optima byl zjištěn také v této studii. V rezervaci Šrámková je průměrný podíl mrtvé biomasy 36 % a v rezervaci Šútovská je 19 %. V odumřelých stromech převažuje ležící mrtvé dřevo s 86 % v případě rezervace Šrámková a 73 % v rezervaci Šútovská, které je zastoupené ve všech stupních rozkladu. Pravděpodobný důvod vyššího objemu ležícího mrtvého dřeva v rezervacích, především na lokalitě Šrámková, je zřejmě recentní větší disturbance. To společně s napadením porostu podkorním hmyzem vede k pozorovatelnému hromadění mrtvého dřeva.

Porost v rezervaci Šútovská je v průměru starší než v rezervaci Šrámková, kde se některé plochy vyskytují v porostních mezerách, jež jsou důkazem nedávného většího přirozeného narušení porostu. Rovněž nejstarší jedinec buku roste v rezervaci Šútovská a dosahuje věku 332 let. V rezervaci Šrámková je nejstarším jedincem 312 letý buk. Rozdělení tloušťkových četností na obou lokalitách je charakterizováno spíše tvarem rotačního sigmoidu. Podle některých studií (Goff & West 1975, Korpel 1995, Lorimer et al. 2001, Westphal et al. 2006, Janowiak et al. 2008, Alessandrini et al. 2011) je tato křivka typickým znakem pralesovitých smíšených porostů.

Závěr

Na základě získaných údajů a následných analýz struktury a stavu studovaných porostů lze shrnout, že porosty v NPR Šrámková a NPR Šútovská jsou zachovalé lesy s plně rozvinutými strukturními charakteristikami typickými pro pralesy. V rezervacích jsou přítomny mohutné a staré stromy, struktura porostů je horizontálně i vertikálně velmi diferencovaná, nachází se tu dostatek mrtvého dřeva a rozdělení tloušťkových tříd má charakter obráceného sigmoidu. V průběhu vývoje porostu režim disturbance diferencoval strukturu, kterou lze popsat jako mozaiku plošek v různém vývojovém stádiu. Dynamika přirozené obnovy, především jedle bělokoré, je v rezervacích vynikající. Vzhledem k nedostatku primárních lesů v Evropě jsou studované rezervace vhodné na pozorování a výzkum dynamiky přírodních lesních ekosystémů s vysokou ochrannou hodnotou.

Poděkování

Příspěvek vznikl díky finanční podpoře Interní grantové agentury (IGA B09/17) Fakulty lesnické a dřevařské, České zemědělské univerzity v Praze. Autoři děkují všem, kteří pomáhali při sběru a zpracování dat. Moc také děkujeme recenzentovi Karlovi Ujházymu za podnětné připomínky.

Literatura

- ALESSANDRINI A., BIONDI F., DI FILIPPO A., ZIACO E. & PIVOESAN G. 2011. Tree size distribution at increasing spatial scales converges to the rotated sigmoid curve in two old-growth beech stands of the Italian Apennines. *For. Ecol. Manage.* 262: 1950–1962.
- APPLEQUIST M. B. 1958. A simple pith locator for use with

- off-center increment cores. *J. For.* 52: 141.
- ATTIWILL P. M. 1994. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *For. Ecol. Manage.* 63: 247–300.
- BALANDA M., SANIGA M., JALOVIAK P. & PITTNER J. 2015. Štruktúra, produkčné a regeneračné procesy prírodného lesa v NPR Hrončeský Grúň. Zvolen.
- BRANG P. 2001. Resistance and elasticity: promising concepts for the management of protection forests in the European Alps. *For. Ecol. Manage.* 145: 107–119.
- BURRASCANO S., KEETON W., SABATINI F. & BLASI C. 2013. Commonality and variability in the structural attributes of moist temperate old-growth forests: A global review. *For. Ecol. Manage.* 291: 458–479.
- COMMARMOT B., BACHOFEN H., BUNDZIAK Y., BÜRGI A., SHPARYK Y., SUKHARIUK D., VITER R. & ZINGG A. 2005. Structures of virgin and managed beech forests in Uholka (Ukraine) and Sihlwald (Switzerland): a comparative study. *For. Snow Landsc. Res.* 79: 45–56.
- DEBINSKI D. M., RAY C. & SAVERAID E. H. 2001. Species diversity and the scale of the landscape mosaic: Do scales of movement and patch size affect diversity? *Biol. Conserv.* 98: 179–190.
- FRANKLIN J. & SPIES T. 1991. Composition, function, and structure of old-growth Douglas-Fir forests. In: *Wildlife and Vegetation of Unmanaged Douglas-Fir Forests*.
- FRANKLIN J., SPIES T., PELT R. VAN, CAREY A., THORNBURGH D., RAE D., LINDENMAYER D., HARMON M., KEETON W., SHAW D., BIBLE K. & CHEN J. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *For. Ecol. Manage.* 155: 399–423.
- FRAVER S. & WHITE S. 2005. Disturbance dynamics of old-growth *Picea rubens* forests of northern Maine. *J. Veg. Sci.* 16: 597–610.
- GOFF F. G. & WEST D. 1975. Canopy-understory interaction effects on forest population structure. *For. Sci.* 21: 98–108.
- GRIESS V. C. & KNOKE T. 2013. Bioeconomic modeling of mixed Norway spruce-European beech stands: Economic consequences of considering ecological effects. *Eur. J. For. Res.* 132: 511–522.
- HARMON M. E., WOODALL C. W., FASTH B. & SEXTON J. 2008. Woody Detritus Density and Density Reduction Factors for Tree Species in the United States: A Synthesis. USDA Gen. Tech. Rep. NRS-29. USDA For. Serv. North. Res. Stn. 84.
- HARMON M. E., WOODALL C. W., FASTH B., SEXTON J. & YATKOV M. 2011. Standing and Downed Dead Tree Wood Density Reduction Factors: A Comparison Across Decay Classes and Tree Species. Res. Pap. NRS-15 40.
- HOLEKSA J., SANIGA M., SZWAGRZYK J., CZERNIAK M., STASZYŃSKA K. & KAPUSTA P. 2009. A giant tree stand in the West Carpathians—An exception or a relic of formerly widespread mountain European forests? *For. Ecol. Manage.* 257: 1577–1585.
- JACTEL H., NICOLL B. C., BRANCO M., GONZALEZ-OLABARRIA J. R., GRODZKI W., LÅNGSTRÖM B., MOREIRA F., NETHER S., ORAZIO C., PIOUS D., SANTOS H., SCHELHAAS M. J., TOJIC K. & VODDE F. 2009. The influences of forest stand management on biotic and abiotic risks of damage. *Ann. For. Sci.* 66: 701–701.
- JANOWIAK M. K., NAGEL L. M. & WEBSTER C. R. 2008. Spatial scale and stand structure in northern hardwood forests: Implications for quantifying diameter distributions. *For. Sci.* 54: 497–506.
- JENKINS J. C., CHOJNACKY D. C., HEATH L. S. & BIRDSEY R. A. 2003. National-scale biomass estimators for United States tree species. *For. Sci.* 49: 12–35.
- KLENNER W. & ARSENAULT A. 2009. Ponderosa pine mortality during a severe bark beetle (*Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae*) outbreak in southern British Columbia and implications for wildlife habitat management. *For. Ecol. Manage.* 258: S5–S14.
- KORPEL Š. 1995. Die Urwälder der Westkarpaten. Gustav Fischer, Stuttgart.
- KUCBEL S., SANIGA M., JALOVIAK P. & VENCURIK J. 2012. Stand structure and temporal variability in old-growth beech-dominated forests of the northwestern Carpathians: A 40-years perspective. *For. Ecol. Manage.* 264: 125–133.
- KUULUVAINEN T. 2002. Natural Variability of Forests as a Reference for Restoring and Managing Biological Diversity in Boreal Fennoscandia. *Silva Fenn.* 36: 97–125.
- LEIBUNDGUT H. 1959. Über Zweck und Methodik der Struktur und Zuwachsanalyse von Urwäldern. *Schweiz. Z. Forstwesen* 110: 111–124.
- LINDENMAYER D., FRANKLIN J. & FISCHER J. 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 131: 433–445.
- LONG J. 2009. Emulating natural disturbance regimes as a basis for forest management: A North American view. *For. Ecol. Manage.* 257: 1868–1873.
- LORIMER C. G., DAHIR S. E. & NORDHEIM E. V. 2001. Tree mortality rates and longevity in mature and old-growth hemlock-hardwood forests. *J. Ecol.* 89: 960–971.
- MICHAJLOV J. 1952. Matematische Formulierung des Gesetzes für Wachstum und Zuwachs der Waldbäume und Bestände. *Schweiz. Z. Forstwesen* 103: 368–380.
- MIKOLÁŠ M., SVITOK M., TEJKAL M., LEITÃO P.J., MORRISSEY R. C., SVOBODA M., SEEDRE M. & FONTAINE J.B. 2015. Evaluating forest management intensity on an umbrella species: Capercaillie persistence in central Europe. *For. Ecol. Manage.* 354: 26–34.
- MORI A. 2011. Ecosystem management based on natural disturbances: Hierarchical context and non-equilibrium paradigm. *J. Appl. Ecol.* 48: 280–292.
- MORIN X., FAHSE L., SCHERER-LORENZEN M. & BUGMANN H. 2011. Tree species richness promotes productivity in temperate forests through strong complementarity between species. *Ecol. Lett.* 14: 1211–1219.
- MOTTA R., GARBARINO M., BERRETTI R., MELONI F., NOSENZO A. & VACCHIANO G. 2014. Development of old-growth characteristics in uneven-aged forests of the Ita-

- lian Alps. *Eur. J. For. Res.* 134: 19–31.
- NAGEL T. & SVOBODA M. 2008. Gap disturbance regime in an old-growth *Fagus* – *Abies* forest in the Dinaric Mountains, Bosnia – Herzegovina. *Can. J. For. Res.* 38: 2728–2737.
- O'HARA K. L. & RAMAGE B. S. 2013. Silviculture in an uncertain world: utilizing multi-aged management systems to integrate disturbance. *Forestry* 86: 401–410.
- OSZLÁNYI J., GRODZIŃSKA K., BADEA O. & SHPARYK Y. 2004. Nature conservation in Central and Eastern Europe with a special emphasis on the Carpathian Mountains, in: *Environmental Pollution*: 127–134. 10.1016/j.envpol.2003.10.028
- PAROBEKOVÁ Z., SANIGA M., PITTNER J., KUCBEL S. & JALOVIAK P. 2016. Štruktúra, distribúcia dendromesy, disturbancečný režim a regeneračné procesy Dobročského pralesa.
- PETRITAN I. C., COMMARMOT B., HOBI M. L., PETRITAN A. M., BIGLER C., ABRUDAN I. V. & RIGLING A. 2015. Structural patterns of beech and silver fir suggest stability and resilience of the virgin forest Sinca in the Southern Carpathians, Romania. *For. Ecol. Manage.* 356: 184–195.
- PRETZSCH H., BLOCK J., DIELER J., DONG P. H., KOHNLE U., NAGEL J., SPELLMANN H. & ZINGG A. 2010. Comparison between the productivity of pure and mixed stands of Norway spruce and European beech along an ecological gradient. *Ann. For. Sci.* 67: 712–712.
- SANIGA M., KUCBEL S., ANIČ I., MIKAC S. & PREBEG M. 2011. Structure, growing stock, coarse woody debris and regeneration processes in virgin forests Dobroč (Slovakia) and Čorkova Uvala (Croatia). *Beskydy* 4: 39–50.
- SANIGA M. & SCHÜTZ J.P. 2001. Dynamics of changes in dead wood share in selected beech virgin forests in Slovakia within their development cycle. *J. For. Sci.* 47: 557–565.
- SEIDL R., SCHELHAAS M. J. & LEXER M. J. 2011. Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Glob. Chang. Biol.* 17: 2842–2852.
- SEIDL R., THOM D., KAUTZ M., MARTIN-BENITO D., PELTONIEMI M., VACCHIANO G., WILD J., ASCOLI D., PETR M., HONKANENIEMI J. & LEXER M. J. 2017. Forest disturbances under climate change. *Glob. Chang. Biol.* 7: 395–402.
- SPELCHTNA B., GRATZER G. & BLACK B. 2005. Disturbance history of a European old-growth mixed-species forest – A spatial dendro-ecological analysis. *J. Veg. Sci.* 16: 511–522.
- STANDOVÁR T. & KENDERES K. 2003. A review on natural stand dynamics in beechwoods of east central Europe. *Appl. Ecol. Environ. Res.* 1: 19–46.
- SVOBODA M., JANDA P., BAČE R., FRAVER S., NAGEL T., REJZEK J., MIKOLÁŠ M., DOUDA J., BOUBLÍK K., ŠAMONIL P., ČADA V., TROTSIUK V., TEODOSIU M., BOURIAUD O., BIRIŞ I. A., SÝKORA O., UZEL P., ZELENKA J., SEDLÁK V. & LEHEJČEK J. 2014. Landscape-level variability in historical disturbance in primary *Picea abies* mountain forests of the Eastern Carpathians, Romania. *J. Veg. Sci.* 25: 386–401.
- TEMPERLI C., BUGMANN H. & ELKIN C. 2013. Cross-scale interactions among bark beetles, climate change, and wind disturbances: A landscape modeling approach. *Ecol. Monogr.* 83: 383–402.
- TROTSIUK V., HOBI M. & COMMARMOT B. 2012. Age structure and disturbance dynamics of the relic virgin beech forest Uholka (Ukrainian Carpathians). *For. Ecol. Manage.* 265: 181–190.
- WESTPHAL C., TREMER N., OHEIMB G. VON HANSEN J., GADOW K. & VON HÄRDTLE W. 2006. Is the reverse J-shaped diameter distribution universally applicable in European virgin beech forests? *For. Ecol. Manage.* 223: 75–83.
- YAMAGUCHI 1991. A simple method for cross-dating increment cores from living trees. *Can. J. For. Res.* 21: 414–416.
- ZIANIS D., MUUKKONEN P., MAKIPAA R. & MENCUCCINI M. 2005. Biomass and stem volume equations for tree species in Europe. *Sil. Fen. Monogr.* 4: 62 pp.

BOTANICKÉ ASPEKTY OCHRANY PRÍRODY A NIEKOĽKO ZAUJÍMAVÝCH NÁLEZOV RASTLÍN V NP MALÁ FATRA A JEHO OCHRANNOM PÁSME

BOTANICAL ASPECTS IN NATURE CONSERVATION AND SEVERAL INTERESTING PLANT FINDINGS OF THE MALÁ FATRA NATIONAL PARK AND ITS BUFFER ZONE

ANNA DOBOŠOVÁ

Republiky 31, 01001 Žilina, email: dobosova@gmail.com

Abstract

This article presents aspects of the vascular plants treath in the Malá Fatra NP and its buffer zone. The favourable conservation status of the plant species of EU interest in the relation to destruction of their habitats in the searched territory is presented. Personal observations, obtained knowledge and 20-years field work experiences were used as an expert-based background for discussing the topic. Several interesting findings of rare plants species, such as *Anacamptis morio*, *Aremonia agrimonoides*, *Carex dioica*, *Centaurium pulchellum*, *Centunculus minimus*, *Cephalanthera longifolia*, *Corallorhiza trifida*, *Epipactis microphylla*, *Eriophorum vaginatum*, *Gentianella lutescens* ssp. *carpatica*, *Malaxis monophyllos*, *Menyanthes trifoliata*, *Omalotheca supina*, *Ophioglossum vulgatum*, *Polygala major*, *Radiola linoides*, *Sedum atratum*, *Trifolium orbelicum* are presented as well as data of vascular plant species.

Key Words

Europe's endangered plants, habitats, interesting plant findings

Úvod

V národnom parku Malá Fatra a jeho ochrannom pásme je zaevidovaných okolo 1150 taxónov vyšších rastlín. Z tohto počtu je 14 západokarpatských endemitov, 12 karpatských a 4 vlastné endemity (Kliment et al. 2016). Podľa najnovšieho červeného zoznamu (Eliáš et al. 2015) patria 4 druhy medzi kriticky ohrozené (CR), 8 z nich je ohrozených (EN), 17 patrí do kategórie zraniteľné (VU). Takmer ohrozených (NT) je 84 a 53 je menej ohrozených (LC). Druhovú pestrosť súvisí s rozmanitosťou biotopov, ktoré sa vyvinuli vďaka zložitým geologickým podmienkam, na ktoré nadväzuje geomorfologická rôznorodosť, klimatické podmienky a v nemalej miere hrá úlohu aj vplyv človeka (Šibík et al. 2015). Vďaka tomu nájdeme v území lesné, subalpínske, podhorské a horské lúky, mokraďové a krovinové biotopy.

V nasledujúcom texte sa venujem aspektom ohrozenia vyšších rastlín a ich biotopov v národnom parku Malá Fatra a jeho ochrannom pásme. Podrobnejšie analyzujem stav druhov európskeho významu aj vo vzťahu k ohrozeniu biotopov, v ktorých sa vyskytujú. Využívam pri tom vlastné dvadsaťročné skúsenosti a pozorovania získané priamo v teréne, doplnené o štúdium botanickej a ochranárskej literatúry. Na záver pripájam niekoľko zaujímavých údajov o výskyte rastlín, v niektorých prípadoch prezentované údaje dopĺňam o relevantné poznámky.

Materiál a metódy

Údaje o výskyte vybraných druhov vyšších rastlín pochádzajú prednostne z rokov 2000 – 2016, prípadne aj zo skoršieho obdobia. Podklady o rozšírení druhov európskeho významu boli Štátnou ochranou prírody SR zhromaždené z rôznych zdrojov a overované pracovníkmi Správy NP Malá Fatra počas prípravy na budovanie sústavy území NATURA 2000 pred našim vstupom do Európskej únie od roku 2002. Dopĺňované sú do súčasnosti. Zdroj informácií predstavuje aj realizácia monitoringu týchto druhov od r. 2004 do r. 2016. Názvy druhov som zjednotila podľa publikácie Marhold & Hindák (1998), v opačnom prípade uvádzam aj mená autora-ov taxónu. Kategórie ohrozenosti preberám z Červeného zoznamu papradňorastov a kvitnúcich rastlín Slovenska (Eliáš et al. 2015). Štruktúra údajov o zaujímavých druhoch je nasledovná: Názov druhu, ochrana druhu označená §, kategória ohrozenia, číslo fytogeografického okresu, obec, bližší geografický údaj, charakteristika biotopu, súradnice, nadmorská výška, dátum. Meno nálezcov udávam v prípade, že sa na náleze podieľal niekto ďalší. Súradnice boli odčítané z mapy Malá Fatra 1:25000, prípadne zamerané GPS a sú uvedené v systéme WGS 84, v desiatkovej forme. Podľa fytogeografického členenia Slovenska (Futák 1980) územie samotného národného parku Malá Fatra sa prekrýva s fytogeografickým podokresom 21b Krivánska Malá Fatra, ochranné pásmo obklopujúce národný

park zasahuje do okresov a podokresov 28 Západné Beskydy na severe, 21d Chočské vrchy na východe a 21a Lúčanská Malá Fatra a 25 Turčianska kotlina na juhu.

Výsledky a diskusia

Ked' som v roku 1995 začala pracovať na Správe NP Malá Fatra, bolo jednou z mojich úloh vypracovanie červeného zoznamu ohrozených druhov rastlín národného parku Malá Fatra a jeho ochranného pásma. Publikovaný bol v r. 1998 (Dobošová 1998). V tomto období vzniklo na Slovensku viac ako 30 takýchto lokálnych červených zoznamov, ktoré sa líšia metodickými prístupmi (Jedlička et al. 2007). V súčasnosti sa upustilo od spracovania lokálnych červených zoznamov malých území, preferujú sa červené zoznamy viazané na územia štátov, prípadne väčších geomorfologických jednotiek. Napriek tomu považujem za dôležité poznať ochranársky význam jednotlivých druhov rastlín aj v menších územiach. Dôvody sú známe - nízky počet lokalít či jedincov alebo populácií druhu, ohrozenie biotopu, chýbajúca územná ochrana, okrajové výskyty, endemity, relikty. Navyše si prostredníctvom údajov o výskyte môžeme urobiť predstavu o vývoji územia v minulosti, ale aj prognózovať ďalší vývoj vegetácie najmä vo vzťahu k ľudským aktivitám a prebiehajúcim globálnym zmenám. Ochrana fytozooceonu v zachovanom území zároveň zabezpečuje zdroje pre obnovu narušených území v ich okolí.

Dôvody ohrozenia biotopov a druhov rastlín sa za posledných 20 rokov zmenili, zanikli a zároveň vznikli nové. Mali by sa zmeniť aj spôsoby ich riešenia a hlavne je nutné sa odpútať od stereotypov myslenia a zaužívaných vzorcov správania.

Ako príklad týchto rozdielov v minulosti a dnes môžem uviesť územie nad hornou hranicou lesa, kde sa nachádza až 20 % druhov vyšších rastlín národného parku. V ochrane prírody národného parku Malá Fatra táto oblasť zohráva významnú úlohu. To, čo bolo v minulosti považované za úspech, sa dnes javí ako problém, ktorý je potrebné riešiť. Za takéto „úspechy“ boli v minulosti považované napr. vytlačenie pasienia zo subalpínskeho pásma a presadenie „obnovy“ hornej hranice lesa spojennej s výsadbou kosodreviny. V tom čase sa tento postup zdal výhodný pre ochranu tohto územia pred uskutočňovanou intenzifikáciou poľnohospodárstva, kedy pasienie veľkých stád oviec a hovädzieho dobytku degradovalo pôdu a vegetáciu, čo v konečnom dôsledku spôsobovalo eróziu. Ukončenie pasienia dobytkom, s následnou podporou zalesňovania, sa javilo ako najvhodnejší spôsob obhospodarovania. Tu došlo k javu, ktorý môžeme pozorovať aj v súčasnosti – zaužívali sa určité schémy myslenia (treba zdôrazniť že väčšinou vychádzajúce z lesníckej praxe) často s fatálnymi následkami pre vegetáciu. Územia s vysokou biodiverzitou nahradila kosodrevinová monokultúra s niekoľkými druhmi. Keď sa zistilo, že sa znižuje výmera holí, trvalo desaťročia kým sa podarilo rozbehnuté zalesňovanie zastaviť. Sú tu však jeho následky a na mieste je otázka ako obmedziť napr. rozrastanie kosodreviny aspoň na plochách s najcennejšími biotopmi. Zároveň nastupuje problém, ktorý predstavuje oživenie rekreačných aktivít. Zvyšuje sa počet návštevníkov v letnom i zimnom ob-

dobí (Sibilová 2016). Zatiaľ čo v 70. rokoch bola návštevnosť v území vysoká, výstavba novej lanovky (v trase starej) sa riešila v dobe, keď bola návštevnosť územia utlmená (l.c.). Aj vďaka tomu a napriek našej snahe určiť únosnosť územia (interné materiály Správy NP Malá Fatra súvisiace s povoľovaním lanovej dráhy), nikto pravdepodobne neočakával súčasnú úroveň jeho poškodenia – nadmerné rozšľapávanie subalpínskych biotopov, nové chodníky, nový fenomén predstavujú extrémne letné i zimné športy. Len v okolí chodníka Snilovské sedlo – Chleb sme zaznamenali úbytok a vysoký stupeň poškodenia biotopov Al3 Alpínske a subalpínske vápnomilné travinnobylinné porasty a Lk2 Horské kosné lúky o výmere 4277 m² a v trase Snilovské sedlo – Veľký Kriváň 10332,55 m² (Kúdelčíková 2000, Sibilová & Dobošová 2016). Rekreačné a športové využitie územia vo vzťahu k rastlinstvu je potrebné hodnotiť ako významný negatívny faktor. Pôsobí spolu s rozširovaním umelo vysadenej kosodreviny a postupujúcou sukcesiou. K týmto vplyvom treba priradiť aj globálne zmeny spojené s extrémnymi výkyvmi počasia. Čo je dôsledkom? Pôvodné zdroje fytozooceonu môžu vstúpiť do procesu prípadnej obnovy obmedzene. Dôvodom je pokles výmery pôvodných stanovišť a tým aj biotopov na ne viazaných, dochádza aj k ich druhovému ochudobneniu, čo sa týka vyšších aj nižších rastlín, húb, mikroorganizmov, nesmieme zabudnúť ani na živočíchy (Flousek 2016, Bureš et al. 2009 a,b). Načrtíme zmenu zabehnutého myslenia, odhliadnuc od nedostatku finančných zdrojov. Vieme si predstaviť výrubu nepôvodnej kosodreviny, reguláciu návštevnosti, uzavretie chodníkov, vymedzenie chodníkov ohradením, alebo inými opatreniami? Skúsenosť je taká, že už dopredu tieto prístupy odsudzujeme na neúspech, aj keď existujú legislatívne postupy, ktoré môžeme použiť. Vyžaduje to však súčinnosť všetkých zúčastnených – orgánov ochrany prírody, samosprávy, vlastníkov, organizácie ochrany prírody.

Zmeny obhospodarovania, zmeny spôsobu ohrozenia, nepružné reakcie na tieto zmeny spôsobené administratívnymi obmedzeniami môžeme nájsť pri ochrane všetkých typov chránených a ohrozených biotopov.

Zhodnotenie stavu ochrany druhov európskeho významu

Keďže ide o druhy, za ochranu ktorých sme zodpovední pred medzinárodným spoločenstvom, nasleduje zhodnotenie stavu ich ochrany a ohrozenia na základe dlhoročných pozorovaní a monitoringu na vybraných lokalitách. Monitoring spočíva najmä v sčítaní jedincov, sledovaní počtu kvitnúcich, prípadne plodných a „sterilných“ (v čase monitoringu nekvitnúcich) jedincov a sledujú sa niektoré vlastnosti stanovišťa a biotopov (Polák & Saxa 2005). Napriek tomuto jednoduchému sledovaniu môže skúsený botanik odhadnúť trendy a vypožorovať ohrozenia pre jednotlivé druhy. Analýza vybraných taxónov je rámcová, ich populačná biológia, ekologické nároky a reakcie na potenciálne zmeny by mali byť predmetom výskumných úloh, ktoré dokáže realizovať len málokto, množstvom úloh zaneprázdnený botanik pracujúci v ochrane prírody. Čiže je to výzva a námet na výskum príp. stratégiu spolupráce pre naše vedecké inštitúcie.

Cypripedium calceolus

Výskyt:

NP – vo vápencových častiach Krivánskej Malej Fatry

OP – Chočské vrchy: Šíp; Západné Beskydy: Terchová, Zá-zrivá.

Tento druh je prednostne viazaný na biotop Ls 5.4. Váp-nomilné bukové lesy. Aj keď je z minulosti známych viacero lokalít v terchovskej časti územia (Vagenknecht, Milová 1987, Milová 1990, Milová 1992), spôsob obhospodarovania lesa viedol k poklesu výskytu tohto druhu. Pri overovaní lokalít z minulosti boli zistené sterilné jedince (dôsledok za-husťovania a zatienenia lesného porastu) alebo málopočetné výskyty, prípadne nebol výskyt overený. Lepšiu bilanciu má severovýchodná časť územia (oravská), kde je sledovaných viacero početnejších populácií. Preferovanie riedkeho pre-svetleného pred husto zapojeným lesom je tu zrejmé. Keďže v minulosti bol zistený odber jedincov z prírody a toto ohrozenie tu pretrváva, lokality výskytu neuvažujem. Na základe monitoringu a kontroly známych lokalít môžem skonštatovať, že druh si môže v NP Malá Fatra udržiavať stabilné populácie. Je však potrebné pri príprave programu starostli-vosti o les zabezpečiť vhodné obhospodarovanie lesných porastov, kde sa vyskytuje – ponechať bez zásahu, alebo, v prípade potreby, presvetlenie porastu.

Dianthus nitidus

Výskyt:

NP – subalpínske biotopy na vápnitých podkladoch Kriván-skej Malej Fatry od Suchého po Steny, Rozsutec, Poludňové skaly, Boboty, Sokolie (Kmeťová 2012), Medziholie

OP – Chočské vrchy, Šíp (Dobšovičová 1996)

Západokarpatský endemit, je druhom vápnomilných spoločenských na stanovištiach ako sú skalnaté vyfukávané svahy, sutiny, trávnaté hole, skalné výbehy. Nepriaznivý vplyv na jeho populácie súvisí so zmenšovaním výmery bio-topov, v ktorých sa vyskytuje. V prvom rade ide o výsadbu kosodreviny nad hornou hranicou lesa v nedávnej minulosti, vrátane pôvodne nelesných stanovišť ako sú napríklad vyfú-kávané, strmé skalnaté svahy s plytkou vrstvou pôdy a jej súčasným rozrastaním. S rastúcou návštevnosťou územia sú rozšľapávané plochy v okolí turistických chodníkov prechá-dzajúcich miestami s najbohatším výskytom tohto druhu. Ovplynutý priestor je široký aj niekoľko desiatok metrov. Nevieame, aký bude mať na subalpínske biotopy vplyv súčasné otepľovanie klímy. *Dianthus nitidus* však dokáže prežiť aj na lokalitách s menej extrémnymi podmienkami. Bohaté populácie druhu a dostatok rôznych stanovišť mu dá-va šancu na prežitie. Ak však chceme udržať súčasný priaz-nivý stav, nebude to možné bez usmernenia návštevnosti a cielenej regulácie rozrastajúcej sa kosodreviny.

Zaujímavé výskyty:

21b Krasňany, okolie prameniska pod Bielymi skalami nad vrstevnicovým chodníkom, izolovaná lokalita v lese, S, 49,1763 s.š., 18,9619 v.d., nadm.v. 1290 m, 7. 7. 2011.

21b Párnica, Medziholie, borievkový biotop na vápencových

škrapoch, 49,2295 s.š., 19,1110 v.d., nadm.v. 1110 m, 24. 6. 2010.

Pulsatilla slavnica

Výskyt:

NP – Krivánska Malá Fatra: Rozsutec, Poludňové skaly, Žobrák, masív Lysica – Sokolec, Suchý, Boboty a Sokolie

OP – Chočské vrchy: Šíp

Tento druh v Krivánskej Malej Fatre prežíva na niekoľ-kých izolovaných lokalitách s vápencovými a dolomitovými bralami. Podľa sledovaní počas monitoringov a kontrol lo-kalít početnosť populácií prirodzene kolíše, má „dobré a zlé roky“. Vplyv počasia sme pozorovali v období monitoringov na Poludňových skalách, kedy po teplej skorej jari nasledo-vali mrazivé týždne, čo sa prejavilo malým množstvom plodných jedincov. V Tiesňavách (Sokolie) ale aj na ďalších lokalitách sa prejavuje vplyv zalesnenia eróziou posti-hnutých plôch v biotopoch ponikleca – bázy a čelá skalných brál, terásky v skalných stenách, strmé svahy s plytkou vrs-tvou pôdy, spevnené sutiny. Z vysadených drevín pochádza samonálet na týchto biotopoch. Zvyšuje sa zatienenie skál, stúpa vlhkosť, dochádza k zazemňovaniu povrchu skál a sutín, kolobeh sa opakuje. Postupne dochádza k hromadeniu opadu listov a ihličia, nasleduje vytvorenie nižších poschodí lesa a plocha biotopov vhodných pre ponikleca sa znižuje. Aká je ďalšia prognóza? Po zalesnení ešte poniklec prežíva v sterilnom stave, predpokladám, že do dožitia jedincov a vyčerpania semennej banky. Dnes sa v Tiesňavách nachádzajú smrekové húštiny, borovicové vý-sadby a po ukončení pasenia postupuje aj prirodzená sukce-sia. Podobná situácia je na Čiernom vrchu v Istebianskej doline aj na Poludňových skalách, kde sa okrem iného roz-rastá aj vysadená kosodrevina.

Aconitum firmum ssp. moravicum

Výskyt:

NP – celé územie Krivánskej Malej Fatry v horskom a subalpínskom pásme je súčasťou žľabových a vysokoby-linných spoločenských, kosodreviny, porastov *Salix silesiaca*, osídľuje okraje lesov ale aj pasienky a hole

Napriek tomu, že zatiaľ nemusíme mať obavy o jej osud, môžeme pozorovať pomalý úbytok lokalít a jedincov na hrebeni Krivánskej Fatry v priestore medzi Veľkým Krivá-ňom a Hromovým. Opäť sa tu prejavuje rozrastanie a po-stupné zapájanie kosodreviny a postupujúca sukcesia spre-vádzaná zahusťovaním porastov nitrofilných bylín a krov (*Urtica dioica*, *Rubus idaeus*, *Deschampsia cespitosa*) spre-vádzaných narastaním vrstvy organickej hmoty. Naopak pa-senie na Medziholí vytvorilo podmienky pre rozšírenie populácie *Aconitum firmum ssp. moravicum* v celom pries-tore pasienku. Optimisticky vyznieva aj priaznivá reakcia mikropopulácie na Z svahoch Suchého na hornej hranici lesa na presvetlenie plochy výskytu po odumretí a páde viacerých stromov.

Tozzia carpatica

NP – Krivánska Malá Fatra: Rozsutec (Topercer in verb.), Studenec (Topercer 2000), Dolné diery (Topercer in verb.),

sedlo Vráta (Šibík et al. 2015), Kurská dolina (Jarolínek et al 2009).

OP – Západné Beskydy: Zázrivá, PR Dubovské lúky (Dobošová 2014 ined.).

Tento druh má v súčasnosti priamo v Krivánskej Fatre len niekoľko známych lokalít. Okrem lokality v sedle Vráta sú predmetom pravidelného monitoringu. Všetky sú málopočetné a zatiaľ sú zachované. Dve, lokalita Rozsutec a sedlo Vráta sa nachádzajú v neprístupnom teréne, a nepovažujeme ich za ohrozené. Lokalita v Dolných dierach sa nachádza v okolí frekventovaného turistického chodníka. *Tozzia carpatica* je jednoročný druh a je predpoklad, že sa tu vďaka tomu udržiava už mnoho rokov. Najväčšia plocha výskytu bola atakovaná pri úpravách chodníka a jeho skracovaní turistami. Pomery v území sa menia aj v dôsledku zmien koryta vodného toku pri vysokých stavoch vody. V posledných rokoch bolo pozorovaných len niekoľko jedincov druhu. Pohyb vysokého počtu návštevníkov ničí prežívajúce jedince a je otázka, či bez zásahu ochrancov prírody táto lokalita prežije. Druhá lokalita v doline Studenec sa nachádza v trase bývalej (aj dnes sporadicky využívanéj) lesnej cesty. Opäť tu vystupuje viacero faktorov, okrem prirodzeného kolísania početnosti a vplyvu ekologických faktorov je tu vážna obava z agresívneho vstupu človeka do lokality. 2 mikrolokality nájdené v Kurskej doline (Jarolínek et al. 2009, Dobošová 1998 ined.) zanikli pri lesnom obhospodarovaní. Keďže išlo pravdepodobne o jedince splavené z lokality pod sedlom Vráta, môžu tu byť nájdené aj v budúcnosti.

Novonájdenná lokalita:

OP – 25: Zázrivá: Kozinská, PR Dubovské lúky, voda vytekajúca z prameňa sa tu naširoko rozteká a je zachytávaná na malej slatine (pravdepodobne vznikla na zosuve), podklad je vápnný pieskovec, SV 20. 5. 2014. Lokalitu momentálne nepokladáme za ohrozenú.

Druh sa tu vyskytuje v spoločenstve zväzu *Calthion*. Výskyt charakterizuje nasledovný zápis:

Zázrivá, Dubovské lúky, 49,2844 s. š., 19,2143 v. d., nadm.v. 765 m, pretekajúca voda, sklon 150, exp. SV, plocha zápisu 4 x 4 m, E1 – 90 %, E0 – 50%, 27. 6. 2014:

Caltha laeta 2b, *Carex paniculata* 2b, *Cirsium rivulare* 2a, *Scirpus sylvaticus* 2a, *Equisetum palustre* 2a, *Tozzia carpatica* 2a, *Equisetum fluviatile* 2m, *Carex panicea* 1, *Myosotis scorpiodes* 1, *Poa palustris* 1, *Senecio subalpinus* 1, *Lathyrus pratensis* +, *Festuca pratensis* +, *Epilobium parviflorum* +, *Crepis paludosa* +, *Acer pseudoplatanus* juv. +, *Cardamine amara* +, *Equisetum telmateia* +, *Juncus inflexus* 1.

Campanula serrata

Výskyt:

NP – Krivánska Malá Fatra: nelesné biotopy v subalpínskom, montánnom aj podhorskom stupni, hojne.

OP – Západné Beskydy, nelesné spoločenstvá (lúky) podhorského aj horského pásma hojne.

Tento druh vytvára v subalpínskom, horskom aj podhorskom stupni Krivánskej Fatry bohaté populácie, vstupuje do viacerých biotopov a zatiaľ nie je potrebné sa oň obávať.

Zaujímavejšie nálezy niektorých druhov cievnatých rastlín

Uvádžam tu údaje niekoľkých druhov ktoré sú ohrozené a zákonom chránené a tiež druhy, ktoré sú v iných fyto geografických okresoch bežnejšie, ale na území NP Malá Fatra majú nízky počet lokalít s málopočetnými populáciami.

***Anacamptis morio* (L.) R. M. Bateman, A. M. Pridgeon et M. W. Chase: § NT. 25.** Ratkovo, lúky J od Šútovskej epigenézy, 49,1381 s. š., 19,0820 v. d., nadm. v. 480 m, 13. 5. 2008; Šútovo: Šútovská epigenéza, lúky nad lomom pri ceste do obce, 49,1478 s. š., 19,0867 v. d., nadm. v. 450 m 15. 5. 2008, časť tejto bohatej lokality bola zničená pri skrývke zeminy v trase diaľnice. Zvyšok lokality je ohrozený ukončením obhospodarovania

V Terchovskej doline sa v posledných rokoch nepodarilo opakovane overiť ani jednu z lokalít zaevidovaných v rokoch 1995 – 2005: Krasňany: ústie doliny Kúr; Varín: Koňhora; Belá: Nižné Kamence; Belá: Hlboké; Terchová: Biely Potok, Gavurky. Lokality boli opustené, zmenené výstavbou alebo zalesnením.

***Aremonia agrimonoides* §. 21b.** Zázrivá: Biela, Čapica, kroviny 49,2540 s. š., 19,1343 v. d., nadm. v. 870 m, 22. 5. 2013; 28. Terchová: Biely potok, kroviny nad Podhorskovcami, 49,2593 s.š., 19,1000 v. d., nadm. v. 710 m, 15. 5. 2012; Zázrivá: Končítá, úpätie Končitého vrchu, kroviny, 49,2910 s. š., 19,1567 v. d., nadm. v. 745 m, 22. 5. 2007; Zázrivá: Petrová, okolie Bôrickej mláky, 49,2673 s. š., 19,1398 v. d., nadm. v. 690 m, 20. 5. 2014. Vždy málopočetné populácie.

Literárne údaje sú známe z NPR Rozsutec, viacero lokalít. (Kubát 1981), Zázrivá: vrch Kozinec (Berta 1970 SAV) a Zázrivá: úpätie vrchu Okružlica (Schidlay 1948), oba Zahradníková (1992).

***Carex dioica* § VU.** Napriek viacerým údajom z územia je tento druh potvrdený v súčasnosti len v PR Močiar. V 90. rokoch tu bol tento druh nezvestný. Vďaka starostlivosti Správy NP Malá Fatra sa rozšíril v centrálnej časti územia, kde obsadil niekoľko m², naposledy bol zaevidovaný autorkou 22. 5. 2015 (foto). Bernátová a Topercer (2013) v r. 2012 tento druh na lokalite nenašli.

***Centaurium pulchellum* § NT. 21d.** Žaškov: Šoltýska, na rozjazdnej poľnej ceste, 49,1710 s.š., 19,1986 v.d., nadm.v. 670 m, 7. 8. 2014; 28. Zázrivá: Ráztoky, poľná cesta, 49,2986 s.š., 19,1222 v.d., nadm.v. 810 m, 20. 8. 2009; Terchová: Jankovci, poľná cesta, 49,2921 s.š., 19,0590 v.d., nadm.v. 670 m, 11. 7. 2006.

Staršie údaje: 21b. Terchová: lúky medzi Štefanovou a Podžiarom (Kubát 1981); 28. Nezbudská Lúčka: cesta pri jazierku v dolomitovom lome, 49,1818 s.š., 18,8767 v.d., nadm.v. 420 m, 25. 7. 1995; Belá: Kubíková, pri ceste cca. 250 m pred Kubíkovou smerom od Belej, 49,2619 s.š., 18,9690 v.d., nadm.v. 500 m, 26. 7. 1995 (Dobošová 1995 ined.).

***Centunculus minimus* CR. 25.** Šútovo: Kríčková, plocha

prieponu dobytku, 49,1472 s. š., 19,0618 v. d., nadm. v. 550 m, 8. 9. 2004 (Dobošová, Kapusta ined.). Tento druh považujem za ohrozenejší ako druh *Radiola linoides*, ktorý rastie v mnohopočetných zhlukoch, zatiaľ čo *Centunculus minimus* rastie jednotlivo. Pravdepodobne je to ovplyvnené aj množstvom semien, ktoré druhy tvoria a ich spôsobom rozširovania.

Cephalanthera longifolia § NT. 21b. Dolná Tižina, Borová, okraj lesa, JZ, 49,2128 s. š., 18,9352 v. d., nadm. v. 530 m, 26. 5. 2009; Belá: Chotárna dolina, V svahy doliny, okraje lesa, 49,2447 s. š., 19,0126 v. d., nadm. v. 500 – 770 m, 10. 6. 2010; Istebné: Istebianska dolina, Čierny vrch, Sokol, bučiny nad dolinou, V, 49,2363 s. š., 19,1965 v. d., 20. 6. 2006 (Dobošová Kalaš, ined.); Kral'ovany, Kral'oviansky meander, bučina, 49,1502 s. š., 19,1037 v. d., nadm. v. 520 m, 14. 6. 2007 (Dobošová, Kalaš ined.). Roztrúsene sa vyskytuje v bučinách a na okraji lesov na vápencoch.

Corallorhiza trifida § LT. 21b. Zázrivá: Biela, Čapica, les, J, 49,2536 s. š., 19,1311 v. d., nadm. v. 820 m, 22. 5. 2013; Kral'ovany: Rieka, bučina nad dolomitovým kameňolomom, 49,1502 s. š., 19,1037 v. d., nadm. v. 520 m, 2. 7. 2008; Istebné: Istebianska dolina, V svahy Sokola, bučina, 49,2359 s. š., 19,1982 v. d., nadm. v. 700 m, 26. 5. 2011; Belá: Sokolie, S svahy, bučina, 49,2436 s. š., 19,0057 v. d., nadm. v. 670 m, 10. 6. 2011; 25. Šútovo, Rieka, bučina pri potoku, 49,1527 s. š., 19,0941 v. d., nadm. v. 435 m, 22. 5. 2008. Pozn.: vždy len niekoľko kusov, málopočetné populácie. Pravdepodobne roztrúsene rozšírená v celom území. Staršie údaje o výskyte: 21b. lokality v NPR Rozsutec, Tiesňavy, (Kubát 1981, Vágenknecht et al. 1987,) 21d. Šíp (Milová 1992).

Dactylorhiza lapponica § NT. 21d. Žaškov: Šoltýska, zarastajúca slatina, 49,1704 s. š., 19,1978 v. d., nadm. v. 680 m, 29. 5. 2008; 25. Šútovo, plytké údolíčko pri ihrisku smerom k osade Rieka, Caricion davallianae, 49,1504 s. š., 19,0891 v. d., nadm. v. 460 m, 15. 5. 2008; 28. Zázrivá: Plešivá, slatiny pod Pavláškovou skalkou, 49,2735 s. š., 19,1186 v. d., nadm. v. 840 m, 25. 5. 2007; Zázrivá: Tesná dolina, penovcové prameniská pri Dolinskom potoku, 49,2801 s. š., 19,1182 v. d., nadm. v. 680 m, 14. 7. 2010. Pravdepodobne aj inde na slatinách a prameniskách.

Epipactis microphylla § LC. 21b. Zázrivá: Biela, Čapica, 49,2534 s. š., 19,1375 v. d., nadm. v. 850 m, 8. 6. 2016; Belá: S svahy Sokolia nad Belovcami, bučina, 49,2391 s. š., 19,0002 v. d., nadm. v. 780 m, 10. 6. 2011; Kral'ovany: Kral'oviansky meander, bučina, 49,1502 s. š., 19,1037 v. d., nadm. v. 520 m, 14. 6. 2007 (Dobošová, Kalaš ined.). Vždy málopočetné populácie.

Eriophorum vaginatum § NT. 21b. Terchová: S svahy pod Veľkým Kriváňom, 49,1920 s. š., 19,0263 v. d., nadm. v. 1580 m, 25. 8. 2008. Ide o overený údaj na základe telefonicko-vej informácie. Keďže je to dôležitý údaj o izolovanom výskyte tohto druhu, rozhodli sme sa ho opublikovať. 21b.

Šútovo: drobné rašelinisko pri chate pod Chlebom, 49,1821 s. š., 19,0492 v. d., nadm. v. 1420 m, 9. 6. 2005. Novozistený druh v Krivánskej Malej Fatre. Výskyty sú viazané na maloplošné rašeliniská s niekoľkými jedincami.

Gentianella lutescens ssp. carpatica § NT. 28. Zázrivá: Paseky, porasty *Nardus stricta*, hojne, 49,2758 s. š., 19,1633 v. d., nadm. v. 650 – 720 m, 8. 10. 2010.

Isolepis setacea § VU. 28. Zázrivá: Ústredie, lokalita Paseky, vlhké hlinité okraje poľnej cesty, 49,2767 s. š., 19,1670 v. d., nadm. v. 690 m, 27. 6. 2014; Lipovec: Hoskora, lesný sklad s pretekajúcou vodou na sútoku potokov pod kótou Hrádok, 49,1603 s. š., 18,9126 v. d., nadm. v. 510 m, 4. 8. 2009.

Malaxis monophyllo § NT. 21b. Belá: Chotárne, medzičky, 49,2463 s. š., 19,0045 v. d., nadm. v. 545 m, 2. 7. 2013; Terchová: Vrátna, medzi hornou stanicou lanovky a Snilovským sedlom, 49,1925 s. š., 19,0384 v. d., nadm. v. 1520 m, 22. 7. 2013; Dolná Tižina: Borová, pasienok, 49,2036 s. š., 18,92662 v. d., nadm. v. 670 m, 16. 6. 2010; 28. Zázrivá: Tesná dolina, okolie penovcových pramenísk pri potoku, 49,2805 s. š., 19,1179 v. d., nadm. v. 685 m, 14. 7. 2010. Vždy málopočetné populácie.

Menyanthes trifoliata 28. Parač, S expozícia, pramenisko tesne pod hrebeňom, v smrečine, S, 49,3227 s. š., 19,2079 v. d., nadm. v. 1260 m, 16. 9. 2011; Belá: S úpätie Sokolia pri osade Belovci, 49,2445 s. š., 18,9989 v. d., nadm. v. 540 m, 14. 8. 2015. Ide o jediný výskyt na hranici Varínskeho podolia a úpätia Krivánskej Fatry, druh tu bol dlhé roky nezvestný. Informácie o výskyte sme mali od miestnych obyvateľov, opäť sme ho zaevidovali v r. 2015.

Omalothea supina 21b. Terchová: snehové výležíško pod Pekelníkom, ešte v júni tu bolo pozorované snehové pole, nízka pokryvnosť vegetácie, dominancia machorastov, S, 49,1927 s. š., 19,0222 v. d., nadm. v. 1550 m, 25. 8. 2008. V tomto fytogeografickom okrese je známych len niekoľko údajov o výskyte tohto druhu – V. Kriváň, Stoh, Pekelník, žľaby (Hrčka 2003, Šibíková et al. 2008).

Ophioglossum vulgatum § NT. 21b. Zázrivá: Biela, zosuvný svah na okraji osady smerom na Medziholie, 49,2534 s. š., 19,1375 v. d., nadm. v. 690 m, 8. 6. 2016.

Polygala major 28. Nezbudská Lúčka, lúka, 49,1765 s. š., 18,8719 v. d., nadm. v. 410 m; pod skalami pri železničnej stanici, 49,1862 s. š., 18,8719 v. d., nadm. v. 355 m, 4. 6. 2015. V súčasnosti ich považujeme za jediné známe výskyty tohto nápadného druhu v území.

Radiola linoides § CR. 25. Šútovo, Kričková, 49,1472 s. š., 19,0618 v. d., nadm. v. 550 m, 4. 8. 2004 (Dobošová, Kapusta 2004 ined.).

Zápis: Turčianska kotlina, Šútovo, Kričková, 49,1472 s. š., 19,0618 v. d., 550 m, takmer biely vyluhovaný íl s valúnmi kryštalinika, na povrchu vlhká vrstvička s riasami a sinicami,

machorasty sú drobné, degradované, sklon 20, exp. J, veľkosť plochy 1 x 1 m, E1 55 %, E0 40 %, 8.9. 2004.

E1 *Betula pendula* juv 1, *Salix caprea* 1, *Carex oederi* 1, *Juncus tenuis* +, *Potentilla erecta* +, *Radiola linoides* 2b, *Pilosella bauhini* 1, *Plantago lanceolata* 1, *Prunella vulgaris* +, *Luzula campestris* r, *Ranunculus acris* +, *Leontodon hispidus* +, *Lotus corniculatus* +, *Viola rupestris* +, *Parnassia palustris* r, *Juncus articulatus* +, *Agrostis canina* +, *Deschampsia cespitosa* +, *Trifolium repens* +, *Jacea phrygia* r, *Juncus buffonius* 1.

V čase nálezu prehánali každodenne územím hovädzí dobytok. Rastlina rástla na plochách, ktoré boli nedávno, ale nie čerstvo narušené. Jedince boli v rôznom štádiu vývoja, čo svedčí o striedaní niekoľkých generácií počas roka. V priaznivých podmienkach (dostatočné vlhko) druh dokáže vytvárať nové generácie až do októbra. Po ukončení prehánania dobytkom, sa pomery na lokalite menia, zarastá krovinami. V období sucha v r. 2012 neboli na lokalite pozorované žiadne jedince druhu. Pre druh bol vypracovaný program záchrany, ktorý sa nepodarilo v plnej miere realizovať, keďže sa napriek našim snahám nepodarilo obnoviť využívanie územia dobytkom. Ani pokus nahradiť priehon pohybom divožijúcich kopytníkov osadením soľníka nevyšiel. Je oprávnený predpoklad, že nepriaznivé podmienky druh prežíva v semennej banke a čaká na vhodné podmienky. Na lokalite sa vyskytoval ďalší kriticky ohrozený druh *Centunculus minimus* a so zaujímavejších druhov *Peplis portula*.

Sedum atratum 21b. Terchová, snehové výležísko pod Pekelníkom, S, 49,1927 s. š., 19,0222 v. d., nadm. v. 1550 m, 22. 8. 2008.

Trifolium orbelicum NT. 21b. Terchová: snehové výležísko pod Pekelníkom, S, 49,1927 s. š., 19,0222 v. d., nadm. v. 1550 m, 22. 8. 2008.

Pod'akovanie

Chcem sa poďakovať všetkým kolegom zo Správy NP Malá Fatra ktorí ma trpezlivo sprevádzali terénom pri plnení mojich botanických a ochranných povinností. Pomáhali mi pri mapovaniach a monitoringoch, pri označovaní monitorovacích lokalít a zriaďovaní trvalých monitorovacích plôch. Vďaka im za spoznanie viacerých zaujímavých lokalít. Využívam túto príležitosť, aby som im poďakovala aj za hodiny fyzickej práce, ktorú vynaložili pri záchrane mnohých významných botanických lokalít, ktoré by bez ich práce už v súčasnosti neexistovali. Ďakujem tiež recenzentovi za opravy, doplnky a pripomienky.

Literatúra

BERNÁTOVÁ D., KLIMENT J. & TOPERCER J. 2000. Nové a overované nálezy niektorých vzácných a miznúcich druhov cievnatých rastlín v Krivánskej a Lúčanskej Malej Fatre. Bull. Slov. Bot. Spoločn. 22: 93–100.

BUREŠ L., KOČVARA R., KURAS T. & HRADECKÝ J. 2009. Problematika kleče v Hrubém Jeseníku. In: Kolektív 2009: Analýza antropických vlivů v najcennejších částech CHKO Jeseníky. Sborník AOPK ČR. AOPK ČR.

9–47.

BUREŠ L., ADAMEC M., HRADECKÝ J., KOČVARA R., HALDA J.P., KURAS T. & ZMRHALOVÁ M. 2009. In: Kolektív 2009: Analýza antropických vlivů v najcennejších částech CHKO Jeseníky. Sborník AOPK ČR. AOPK ČR. 102–152.

DOBOŠOVÁ A. 1998. Červený zoznam ohrozených druhov vyšších rastlín národného parku Malá Fatra a jeho ochranného pásma (1.verzia). Ochr. prír., Banská Bystrica 16: 81–91.

DOBŠOVIČOVÁ A. 1996. Vzácné, chránené a endemické druhy v Národnej prírodnej rezervácii Šíp vo Veľkej Fatre. Bull. Slov. Bot. Spoločn. 18: 158–163.

ELIÁŠ P. JUN., DÍTĚ D., KLIMENT J., HRIVNÁK R. & FERÁKOVÁ V. 2015. Red list of ferns and flowering plants of Slovakia, 5th edition (October 2014). Biologia 70 (2): 218–228.

FLOUSEK J. 2016. Vliv lyžování na horskou přírodu: shrnutí současných poznatků a stav v Krkonoších. Opera cortica 53: 15–60.

FUTÁK J. 1980. Fytogeografické členenie Slovenska. Mapa. In Kolektív, 1980: Atlas SSR. SAV. SUGK. Bratislava.

HRČKA D. 2003. Rozšíření rodu *Gnaphalium* L. s.l. (*Asteraceae*) na Slovensku—I. *G.sylvaticum* L., *G.norvegicum* Gunn. a *G. supinum* L. Bull. Slov. Bot. Spoločn. 25: 45–56.

JAROLÍMEK I., KLIMENT J. & MEDVECKÁ J. 2009. Spoločenstvo zväzu *Petasition officinalis* v Krivánskej Malej Fatre. Bull. Slov. Bot. Spoločn. 31(2): 63–75.

JEDLIČKA L. ET AL. 2007. Hodnotenie stavu ohrozenia taxónov fauny a flóry. Faunima, Bratislava. 138 pp.

KLIMENT J., TURIS P. & JANIŠOVÁ M. 2016. Taxa of vascular plants endemic to the Carpathian Mts. Preslia 88: 19–76.

KMEŤOVÁ E. 2012. *Dianthus*. In: Goliášová, K., Michalková, E. (eds.) Flóra Slovenska VI/3: Veda. Bratislava. p. 589–655.

KUBÁT K. 1981. Příspěvek k floristickým poměrům Státní přírodní rezervace Rozsutec. In Janík, M. (ed.) Rozsutec. Osveta. Martin. p. 349–363

KÚDELČIKOVÁ M. 2000. Stav turistických chodníkov v Národnej prírodnej rezervácii Chleb v Národnom parku Malá Fatra. Zvolen, 2000. Diplomová práca, msc., depon. in TU Zvolen.

MARHOLD K. & HINDÁK F. (eds.) 1998. Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska. Veda. Bratislava. 687 pp.

MILOVÁ M. 1990. Kontrola vybraných taxónov vyšších rastlín. Gbeľany, 1990. Záverečná správa. msc., depon. in Správa NP Malá Fatra, Varín.

MILOVÁ M. 1992. Kontrola stavu vybraných druhov *Orchidaceae* a ich lokalít. Gbeľany, 1992. Záverečná správa. msc., depon. in Správa NP Malá Fatra, Varín.

SIBILOVÁ L. 2016a. Monitoring návštevnosti 2016. Varín, 2016. Záverečná správa. msc., depon. in Správa NP Malá Fatra, Varín.

SIBILOVÁ L. 2016b. Chodník na Chleb. Chodník na Kriváň. Tabuľky. Interné materiály S NP Malá Fatra.

ŠIBÍK J., SENKO D. & BERNÁTOVÁ D. 2015. Centrá biodiverzity centrálného hrebeňa Krivánskej Malej Fatre. Bull.

- Slov. Bot. Spoločn.37 (1): 47–68.
- ŠIBÍKOVÁ I., ŠIBÍK J. & JAROLÍMEK I. 2008. Floristický výskum NPR Chleb. *Naturae Tutela* 12: 39–54.
- TOPERCER J. & BERNÁTOVÁ D. 2013. Ničivé vplyvy a hrozby pre PR Rojkovské rašelinisko, PR Močiar a severných strání Kopy. *Naturae tutela* 17 (1): 5–14.
- VÁGENKNECHT V., MILOVÁ M. et al. 1987. Chránené, ohrozené a vzácne druhy rastlín. Mapy, texty, kartotéky. Záverečná správa. (mssc. depon. in Správa NP Malá Fatra).
- ZAHRADNIKOVÁ K. 1992. Aremonia. In Bertová L. (ed.) 1992: *Flóra Slovenska* IV/3. SAV, Bratislava: 96–100.

HYPSOMETRICKÝ GRADIENT V ROZŠÍRENÍ MOTÝĽOV (*PAPILIONOIDEA*) NA TRANSEKTE DOLINA BYSTRÍČKA – VEĽKÝ ROZSUTEC (MALÁ FATRA)

HYPSOMETRIC GRADIENT IN DISTRIBUTION OF THE BUTTERFLIES (*PAPILIONOIDEA*) ON TRANSECT DOLINA BYSTRÍČKA - VEĽKÝ ROZSUTEC (MALÁ FATRA MTS.)

MIROSLAV KULFAN

Pavla Horova 19, 84108 Bratislava, email: miroslav.kulfan@gmail.com

Abstract

A total of 71 butterflies species belonging to 6 families were recorded during the vegetation period from 1982 to 2016. According to habitat the vast majority of species are mesophiles-2 (18 species). The smallest number of species (18 species) was found in the highest altitude area (850 – 1609 m a.s.l.). In the summer of 2016, 23 species were confirmed in the studied area. After 1983, 6 new species were found of which 5 species in 2016.

Key Words

Papilionoidea, Bystrička valley – Veľký Rozsutec Hill, Malá Fatra Mts., Slovakia

Úvod

Motýle s dennou aktivitou zo skupiny *Papilionoidea* sú významnými bioindikátormi a v mnohých krajinách sa už dlhší čas používajú na hodnotenie stavu prírodného prostredia. Vzhľadom na svoje špecifické nároky na prostredie viaceré z nich patria v súčasnosti k ohrozeným druhom. V posledných rokoch v Európe a rovnako na Slovensku možno pozorovať relatívne veľké zmeny v rozšírení motýľov spôsobené nielen činnosťou človeka, ale aj v súvislosti s globálnym otepľovaním. V horských oblastiach sa to týka aj vyšších výškových pásiem.

Cieľom tohto príspevku je podať prítomnosť jednotlivých druhov na transekte Dolina Bystrička – Veľký Rozsutec a poukázať v priebehu približne 30-ročného obdobia na zmeny v rozšírení vybraných druhov v študovanom období, kedy nastáva aj druhová prestavba spoločenstva motýľov na jednotlivých plochách.

Materiál a metódy

Motýle sme sledovali na transekte Dolina Bystrička – Veľký Rozsutec v priebehu vegetačného obdobia rokov 1982 až 2016. Podrobný výskum sa uskutočnil v dvojročnom období rokov 1982 – 1983 (Kulfan & Degma 1986). V období 1984 až 2007 sme toto územie navštevovali len sporadicky, prevažne v letných mesiacoch. Počas letného obdobia roku 2016 (posledná dekáda júla až prvá dekáda augusta) sme uskutočni-

li podrobný výskum motýľov na celom transekte. Jednotlivé druhy sme zisťovali podľa imág, v niekoľkých prípadoch podľa húseníc na hostiteľskej rastline. Jedince sme dokázali identifikovať priamo v teréne. Pri terénnom výskume sme uplatnili líniovú metódu (Douves 1976, Erhardt 1985). Nomenklatúru motýľov používame podľa práce Pastorális et al. (2013). Biotopová väzba je v zmysle práce Beneš et al. (2002). Klasifikácia jednotlivých druhov na základe biotopovej väzby je nasledovná: Ubikvisty – generalisty sú schopné žiť na všetkých biotopoch, zahŕňajúc ruderálne spoločenstvá, agrocenózy a intravilány obcí. Mezofily-1 žijú na otvorených biotopoch, predovšetkým na mezofilných lúkach. Mezofily-2 sú druhy preferujúce rozhranie lesných a lúčnych biotopov, lesných lúk a čistín. Mezofily-3 žijú v lesných biotopoch. Xerothermofily-1 sú druhy žijúce na otvorených xerothermných biotopoch, najmä na krátkosteblových trávnikoch a skalných stepiach. Xerothermofily-2 uprednostňujú lesostepné a krovinné rastlinné spoločenstvá. Hygrofilny žijú na podmáčaných lúkach a slatinách (mokradiach). Alpínske druhy sú druhy vysokohorských biotopov nad hranicou lesa.

Modelové územie

Štúdiálna plocha A predstavuje úsek od začiatku doliny Bystrička (odlesnená úzka plocha pri ceste v blízkom okolí bývalej vlakovej zastávky) po terénnu stanicu NP Malá Fatra. Väčšina plochy predstavuje samotnú cestu dolinou Bystrička

a jej najbližšie okolie s porastom bylín a drevín a menšími odlesnenými časťami najmä na ľavej strane za kameňolomom. Ide o plochu v spodnej časti silno narušenú antropogénnou činnosťou v dôsledku ešte stále činného kameňolomu.

Študijná plocha B začína od terénnej stanice NP Malá Fatra po poľovnícku chatu. Predstavuje najbližšie okolie lesnej cesty po odlesnenej plochy v okolí poľovníckej chaty (blízke okolie chodníka v oblasti Pod Žobrákom odbočujúceho z ľavej strany doliny a po pravej strane doliny pred strmým skalnatým svahom).

Študijná plocha C predstavuje cestu a jej blízke okolie od skalnatého strmého svahu po Zadnú Bystrickú. Výskum sa uskutočnil prevažne v oblasti odlesnených menších úsekov v oblasti Zadnej Bystricky.

Študijná plocha D začína Medziholím až po vrchol Veľkého Rozsutca. Tento úsek je prerušený lesom v úseku Za Príslopom a prekonáva najväčší výškový rozdiel (850 – 1609 m n. m.). Motýle sme sledovali na Medziholí a na samotnom skalnatom masíve Veľkého Rozsutca v blízkom okolí chodníka a v oblasti rozsiahlejšej nezalesnenej plochy juhovýchodne exponovaného svahu.

Výsledky a diskusia

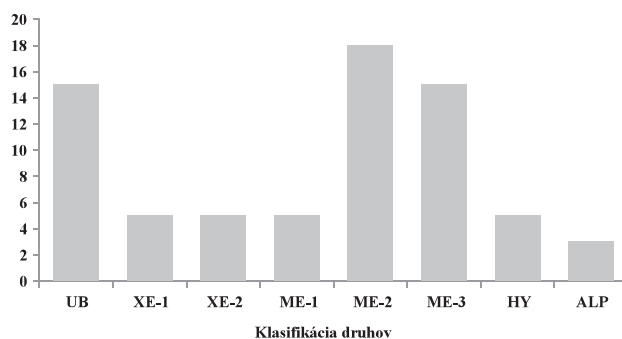
V tabuľke 1 uvádzame zoznam všetkých zistených druhov motýľov za celé obdobie výskumu (71 druhov). Z tabuľky je zrejmé, že väčšinu druhov sme pozorovali na plochách C a B (54 a 41 druhov). Najmenej druhov sme zistili na ploche D – 18 druhov. Z hľadiska biotopovej väzby prevažná väčšina druhov je zaradená medzi mezofily-2 – 18 druhov. Početne sú zastúpené mezofily-3 a ubikvisty (po 15 druhov). Najmenšie zastúpenie patrí alpínskym druhom (3 druhy) (Tab. 1). Na stĺpcovom grafe (Obr. 1) vidno prehľadné zastúpenie skupín druhov podľa biotopovej väzby. V letnom období 2016 sa v študovanom území potvrdil výskyt 23 druhov (Tab. 1). Po roku 1983 sme zistili 6 nových druhov, z toho 5 druhov v roku 2016 (Tab. 1).

Dva z druhov skúmaného územia patria do sústavy NATURA 2000 (*Parnassius mnemosyne* a *Parnassius apollo*).

K charakteristickým druhom letného aspektu v roku 2016 patrili na úseku A a B nasledovné: *Lycaena virgaureae*, *Satyrrium w-album*, *Celastrina argiolus*, *Argynnis adippe*, *Limenitis camilla* a *Lasiommata maera*. Vyššie položenú oblasť (úseku C a D) charakterizujú 3 druhy: *Polyommatus coridon*, *Erebia aethiops* a *Erebia pronoe*.

Poznámky k významnejším a neočakávaným druhom:

K pozoruhodným zástupcom zisteným na transekte dolina Bystricka – Veľký Rozsutec patrí modráčik vikový (*Polyommatus coridon*). Pred rokom 2016 sme ho na študovanom transekte v oblasti Malej Fatry nepozorovali. V letnom období 2016 patril v oblasti Zadnej Bystricky a masívu Veľkého Rozsutca (juhovýchodný svah) v nadmorskej výške 1200 – 1250 m k hojným druhom. Z Malej Fatry sa uvádza ako predstaviteľ nízkych a stredných polôh (Kulfan & Kulfan 2000). Početný výskyt tohto druhu v oblasti transektu na ploche D prekvapuje, pretože ide o druh vo všeobecnosti viazaný na xerothermné otvorené biotopy nižších polôh. Zrejme sa v súvislosti s postupne sa meniacim podnebím v posledných rokoch rozšíril do vyšších polôh a vyhovuje mu aj masív Veľkého



OBR. 1. Grafické zobrazenie jednotlivých skupín druhov na základe biotopovej väzby.

Rozsutca. Na Slovensku uprednostňuje teplejšie oblasti nižších polôh. Jeho húsenica sa živí ranostajom pestrým (*Coronilla varia*) a podkovkou chocholiatou (*Hippocrepis comosa*). V susednej Českej republike na mnohých miestach vyhynul (Beneš et al. 2002).

Pomerne nápadný druh - babôčka sieťkovaná (*Araschnia levana*) sme v minulosti v období intenzívnejšieho výskumu v študovanej oblasti nepozorovali (Kulfan & Degma 1986). Po prvýkrát sme ho zistili v oblasti transektu v r. 2007. V roku 2016 patril k bežným druhom v oblasti odlesnenej plochy Pod Žobrákom. Babôčka sieťkovaná je známa cyklickým kolísaním početnosti v Európe, v súčasnosti sa v Európe šíri (Macek et al. 2015). V strednej Európe uprednostňuje nižšie polohy a zrejme taktiež v súvislosti s globálnym otepľovaním, ako v prípade predošlého druhu, vystupuje do vyšších polôh.

Na Slovensku a v Európe v teplých nižších polohách bežný druh očkán timotejkový (*Melanargia galathea*) je takisto prekvapením v nadmorskej výške cca 1200 m v oblasti Medziholia. Pred rokom 2016 sme ho nikde na študovanom transekte nepozorovali. S postupne sa meniacim podnebím sa v posledných rokoch šíri do vyšších polôh.

K ďalším druhom zisteným až v roku 2016 patria dúhovce menší (*Apatura ilia*) a perlovec fialkový (*Argynnis adippe*). Príčina pozorovania týchto druhov až v roku 2016 je obdobná ako v predošlých prípadoch. Dúhovec menší na rozdiel od podobného a skôr sa vyskytujúceho dúhovca väčšieho (*Apatura iris*) obýva nižšie polohy a jeho prítomnosť neďaleko skalného svahu na ploche C prekvapuje. Táto časť plochy je skôr typická pre dúhovca väčšieho. Perlovec fialkový je na Slovensku typický najmä pre nižšie polohy.

Bielopásovec topoľový (*Limenitis populi*) taktiež nebol pozorovaný na transekte v rokoch 1982 - 1983. Zistili sme ho až po roku 1984.

V roku 2016 sme nepozorovali nad hranicou lesa v oblasti Medziholia očkáňa škvrnitého (*Erebia manto*). V období prvých rokov výskumu (1982 – 1984) patril v oblasti Medziholia k typickým a hojným druhom. Pravdepodobne v dôsledku intenzívnej pastvy hovädzieho dobytku sa tu už nevyskytuje. Nedá sa vylúčiť jeho prítomnosť v blízkom okolí transektu nad hranicou lesa.

V letnom období 2016 a v najvhodnejšom čase výskytu očkáňa fatranského (*Erebia pronoe*) sme zaznamenali len jeho malú početnosť (2 jedince). Skutočnosť je prekvapujúca, lebo

v minulosti patril v alpínskej oblasti v rámci študovaného transektu v masíve Rozsutca pod lesom nad Medzihoľm v oblasti terajších pastvín dobytká k pomerne hojným druhom. Na základe dostupnej literatúry sa uvádza, že na Slovensku je ohrozený zarastaním a zalesňovaním otvorených plôch horských lesov (Macek et al. 2015).

Zákomom chránený jasoň červenooký (*Parnassius apollo*), ktorý je v súčasnosti v Európe ustupujúcim druhom, je uvedený v Červenom zozname chránených rastlín a živočíchov (Kulfan & Kulfan 2001). Pravidelne sa vyskytoval v nehojných počte v oblasti transektu najmä v spodnej časti doliny a v prvých rokoch výskumu aj na odlesnenej ploche v blízkosti chodníka Pod Žobrákom. Pravdepodobne zalietaval na územie študovaného transektu z oblastí strmých skalných svahov medzi Párniceou a dnešnou vlakovou zastávkou – Kral'ovany zastávka, alebo aj z oblasti kameňolomu a jeho blízkeho okolia neďaleko Kral'ovian, ktorý neskôr znečistili odpadom, prípadne z iných okolitých blízkych lokalít. Naposledy sme ho pozorovali v spodnej časti doliny Bystrička v roku 1992 a neskôr ešte v blízkom okolí transektu počas približne 10-tich rokov. Prirodzené a antropické faktory ohrozenia a opatrenia na dosiahnutie priaznivého stavu alebo odstránenie príčin jeho ohrozenia sú podrobne uvedené v práci Žlkovanová (2004).

Záver

Niet pochýb o tom, že ekosystémy v oblasti skúmaného transektu majú na základe fauny denných motýľov aj v súčasnosti vysokú prírodovedeckú hodnotu. Je potrebné upozorniť na negatívny vplyv intenzívnej pastvy nad hornou hranicou lesa. Na stav motýľov v spodnej časti doliny Bystrička negatívne vplýva v súčasnosti prítomnosť veľkoetážneho kameňolomu, ktorého časť je ešte v prevádzke. V budúcnosti by mohol slúžiť ako vhodný náhradný biotop pre viaceré druhy motýľov (napríklad aj ako náhrada prirodzených biotopov jasoňa červenookého). Treba zachovať pokiaľ možno čo najväčšiu druhovú diverzitu autochtónnych rastlín. Nemali by sa budovať ubytovacie, dopravné a športové zariadenia v susedstve cenných biotopov a NPR v dôsledku čoho by dochádzalo k vzniku nelegálnych chodníkov, zašľapávaniu vegetácie, eró-

zii, hromadeniu odpadkov, nitrifikácii a ruderalizácii vegetácie.

Potvrdenie prítomnosti zatiaľ neoverených druhov na študovanom transekte, ktoré sme tu pozorovali v minulosti, a sledovanie zmien početnosti zistených druhov vyžaduje v budúcnosti pomerne intenzívny výskum za priaznivého počasia počas viacerých sezón (opakované zisťovanie kvantity druhov motýľov v rovnakom fenologickom období).

Literatúra

- BENEŠ J., KONVIČKA M., DVOŘÁK J., FRIC Z., HAVELDA Z., PAVLIČKO A., VRABEC V. & WEIDENHOFFER Z. (eds.) 2002. Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I, II: Butterflies of the Czech Republic: Distribution and conservation I, II. Vyd. 1. SOM, Praha.
- DOUVES P. 1976. An area census method for estimating butterfly population numbers. J. Res. Lepid. 15: 146–152.
- ERHARDT A. 1985. Wiesen und Brachland als Lebensraum für Schmetterlinge. Eine Feldstudie in Tavetsch (GR). Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Stuttgart.
- KULFAN M. & DEGMÁ P. 1986. Motýle (*Lepidoptera*) ŠPR Šrámková a jej blízkeho okolia. Ochr. Prír. 7: 325–346.
- KULFAN J. & KULFAN M. 2000. Denné motýle Malej Fatry a ich ohrozenosť antropickou činnosťou. Naturae Tutela 4: 7–20.
- KULFAN M. & KULFAN J. 2001. Červený (ekosozologický) zoznam motýľov (*Lepidoptera*) Slovenska. In: Baláž D., Marhold K. & Urban P. (eds.) Červený zoznam rastlín a živočíchov Slovenska. Ochr. Prír. 20: 134–137.
- MACEK J., LAŠTŮVKA Z., BENEŠ J. & TRAXLER L. 2015. Motýli a housenky střední Evropy IV. Denní motýli. Academia, Praha.
- PASTORÁLIS G., KALIVODA H. & PANIGAJ L. 2013. Zoznam motýľov (*Lepidoptera*) zistených na Slovensku. Folia faunistica Slovaca 18: 101–232.
- ŽLKOVANOVÁ K. 2004. Program záchrany jasoňa červenookého (*Parnassius apollo* Linnaeus, 1758). Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky, Banská Bystrica, Správa Pieninského národného parku, Červený Kláštor.

Príloha / Appendix

TAB. 1. Legenda: x = prítomnosť druhu na jednotlivých plochách, ! = prítomnosť potvrdená v roku 2016, N = druh zistený v roku 2016, M = druh zistený po r. 1984, UB = ubikvista, ME-1 = mezofil-1, ME-2 = mezofil-2, ME-3 = mezofil-3, XE-1 = xerothermofil-1, XE-2 = xerothermofil-2, HY = hygofil, ALP = alpínsky druh

Čeľad'/Druh	Plochy				Biotopová väzba
	A	B	C	D	
PAPILIONIDAE					
Parnassius mnemosyne (Linnaeus 1758)			x		ME-2
Parnassius apollo (Linnaeus 1758)	x		x		XE-1
Papilio machaon (Linnaeus 1758)		x	x	x	UB
HESPERIIDAE					
Erynnis tages (Linnaeus 1758)		x	x		XE-1
Pyrgus malvae (Linnaeus 1758)		x	x		ME-2
Pyrgus serratulae (Rambur 1839)			x		XE-1
Carterocephalus palaemon (Pallas 1771)		x	x		ME-2, HY
! Ochlodes sylvanus (Esper 1777)	x	x	x		UB
PIERIDAE					
Leptidea sinapis (Linnaeus 1758) + Leptidea reali (Reissinger 1989)		x	x		XE-2, ME-2 + HY, ME-2
! Anthocharis cardamines (Linnaeus 1758)	x	x	x	x	ME-1
Aporia crataegi (Linnaeus 1758)			x		XE-2 (ME-2)
! Pieris brassicae (Linnaeus 1758)	x	x	x	x	UB
Pieris rapae (Linnaeus 1758)	x	x	x	x	UB
! Pieris napi (Linnaeus 1758)	x	x	x	x	UB
Pieris bryoniae (Hübner 1806)		x	x	x	ALP (ME-2, ME-3)
Colias hyale (Linnaeus 1758) + Colias alfacariensis (Ribbe 1905)		x	x	x	UB
! Gonepteryx rhamni (Linnaeus 1758)	x	x	x	x	ME-2
RIODINIDAE					
Hamearis lucina (Linnaeus 1758)		x	x		ME-2
LYCAENIDAE					
Lycaena phlaeas (Linnaeus 1761)		x	x		UB
! Lycaena virgaureae (Linnaeus 1758)		x	x		ME-2
Lycaena hippothoe (Linnaeus 1761)		x	x		HY, ME-1
! Satyrium w-album (Knoch 1782)		x	x		ME-3
Cupido minimus (Fuessly 1775)		x	x		XE-1
! Celastrina argiolus (Linnaeus 1758)	x	x	x		ME-3
Polyommatus semiargus (Rottemburg 1775)		x	x		ME-1, HY
Polyommatus icarus (Rottemburg 1775)		x	x		UB
N Polyommatus coridon (Poda 1761)			x	x	XE

Čel'ad'/Druh	Plochy				Biotopová väzba
	A	B	C	D	
NYMPHALIDAE					
! <i>Argynnis paphia</i> (Linnaeus 1758)	x	x	x		ME-3
! <i>Argynnis aglaja</i> (Linnaeus 1758)		x	x		ME-2
N <i>Argynnis adippe</i> (Denis et Schiffermüller 1775)		x			ME-2
<i>Argynnis niobe</i> (Linnaeus 1758)			x		ME-2
<i>Issoria lathonia</i> (Linnaeus 1758)		x	x		UB
! <i>Boloria euphrosyne</i> (Linnaeus 1758)		x	x		ME-2
! <i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus 1758)	x	x	x	x	UB
<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus 1758)	x	x	x	x	UB
N <i>Araschnia levana</i> (Linnaeus 1758)		x			ME-2
! <i>Aglais io</i> (Linnaeus 1758)	x	x	x	x	UB
! <i>Aglais urticae</i> (Linnaeus 1758)			x	x	UB
<i>Nymphalis polychloros</i> (Linnaeus 1758)		x	x		ME-3
! <i>Nymphalis antiopa</i> (Linnaeus 1758)		x	x		ME-3
! <i>Nymphalis c-album</i> (Linnaeus 1758)	x	x	x		ME-3
N <i>Apatura ilia</i> (Denis et Schiffermüller 1775)	x	x	x		ME-3
<i>Apatura iris</i> (Linnaeus 1758)		x	x		ME-3
M <i>Limenitis populi</i> (Linnaeus 1758)	x				ME-3
! <i>Limenitis camilla</i> (Linnaeus 1764)	x	x	x		ME-3
<i>Melitaea athalia</i> (Rottemburg 1775)		x	x		ME-2
Satyrinae					
! <i>Pararge aegeria</i> (Linnaeus 1758)	x	x	x		ME-3
! <i>Lasiommata maera</i> (Linnaeus 1758)	x	x	x		ME-3, XE-2
<i>Lasiommata petropolitana</i> (Fabricius 1787)	x	x	x		ME-2
<i>Coenonympha glycerion</i> (Borkhausen 1788)			x		XE-2, HY
<i>Coenonympha pamphilus</i> (Linnaeus 1758)			x		UB
<i>Aphantopus hyperanthus</i> (Linnaeus 1758)			x		ME-1
! <i>Maniola jurtina</i> (Linnaeus 1758)			x	x	UB
! <i>Erebia ligea</i> (Linnaeus 1758)			x		ME-3
<i>Erebia euryale</i> (Esper 1805)			x	x	ME-3
<i>Erebia manto</i> (Denis et Schiffermüller 1775)				x	ALP
! <i>Erebia aethiops</i> (Esper 1777)			x		XE-2, ME-2
<i>Erebia medusa</i> (Denis et Schiffermüller 1775)			x		ME-2
! <i>Erebia pronoe</i> (Esper 1780)				x	ALP
N <i>Melanargia galathea</i> (Linnaeus 1758)				x	ME-1

HUSTOTA POPULÁCIE VÝRA SKALNÉHO (*BUBO BUBO*) VO VYBRANEJ ČASTI OKRESU ŽILINA

EAGLE OWL (*BUBO BUBO*) POPULATION DENSITY IN A CHOSEN PART OF ŽILINA DISTRICT

JÁN KICKO

Správa Národného parku Malá Fatra, Hrnčiarska ul. 197, 013 03 Varín, email: jan.kicko@soprsr.sk

Abstract

Eagle Owl population density was researched in a chosen area of Žilina district in an area of 411.6 km². Passive acoustic surveys with digital recorders, information from local ornithologists and direct search for presence traces were used in population mapping. Determined density of 2.7 territory/100 km² is intermediate while comparing to other areas. Distribution of the population is random towards dispersed.

Key Words

Eagle Owl, population density, distribution, Malá Fatra SPA

Úvod

Výr skalný (*Bubo bubo*) je rozšírený takmer na celom území Slovenska (Danko & Karaska 2002), nehniezdi zrejme len na Podunajskej nížine a v severovýchodnej časti Slovenska. Populácia sa odhaduje na 300 – 400 hniezdných párov. Výr je superpredátor (Lourenço et al. 2011) a jeho prítomnosť v prostredí a početnosť populácie ovplyvňuje viaceré mezopredátory (Chakarov & Krüger 2010). Dlhodobá je potravná ekológia výra na Slovensku venovaná veľká pozornosť. Naproti tomu je však zo Slovenska málo poznatkov o populačnej hustote a dynamike druhu a publikovaný je len jeden abstrakt (Šnír, Harvančík & Dúbravský 2016). V tejto práci predstavujem výsledky sčítania populácie výra skalného v časti okresu Žilina. Územie sa čiastočne prekrýva s Chráneným vtáčím územím (CHVÚ) Malá Fatra, ktoré patrí medzi tri najvýznamnejšie CHVÚ na Slovensku, kde výr hniezdi.

Územie

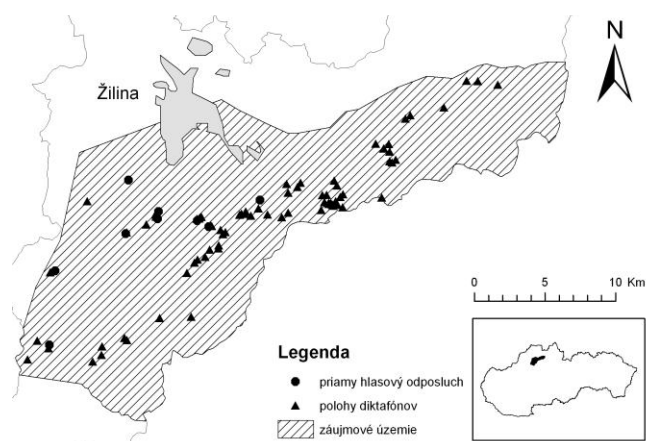
Zaujímavé územie leží na severozápade stredného Slovenska a predstavuje ho vybraná stredná časť okresu Žilina, okrem severnej, najjužnejšej a najzápadnejšej časti okresu (Obr. 1). Územie zasahuje do orografických celkov Malá Fatra, Žilinská kotlina a čiastočne aj Strážovské vrchy. Takto definované územie dosahuje rozlohu 411,6 km². Zaujímavé územie sa prekrýva s CHVÚ Malá Fatra na rozlohe 218 km².

Metódy

Podobne ako v iných prácach, zaoberajúcich sa denzitou populácie výra, som použil kombinovanie viacerých metód mapovania (napr. Brambilla & Bionda 2013, León-Ortega et al. 2017, Penteriani et al. 2002b, Zuberogitia & Campos 1997). Na vlastné mapovanie som využil akustický monitoring teritoriálnych vokalizačných prejavov výra. Tie vrcholia (napr. Delgado & Penteriani 2007) od októbra do začiatku inkubácie. V tejto práci som sa sústredil na obdobie od októbra do novembra a od polovice januára do začiatku inkubácie, čo je u nás v druhej polovici marca. Výnimočne som vykonával akustický monitoring aj v hniezdnom období. Pri mapovaní som využil pasívne načúvanie hlasových prejavov s nahrávaním na digitálny záznamník- diktafón. Záznamníky boli postupne inštalované na 76 miestach v predmetnom území (Obr. 1). Využíval som 4, neskôr 5 záznamníkov Olympus DM-650, s pamäťovou kartou a externou batériou pre možnosť predĺženia času nahrávania. Na jednotlivých lokalitách bolo zaznamenaných 3 – 12 nocí. Nahrával som celú noc, vrátane súmraku a úsvitu. Podľa Martínez & Zuberogitia (2003) húkanie výrov začína 35 minút pred západom slnka v novembri, 20 minút pred západom slnka v decembri a okolo západu slnka v októbri, januári a februári. Táto práca predstavuje výsledky dvojročného výskumu, od októbra 2015 do júna 2017. Diktafóny boli umiestňované blízko prirodzených skál (pozri aj Dalbeck & Heg 2006), v kameňolome a niekedy aj v sutinách, hoci výr môžu

hniezdiť aj v iných biotopoch (viď Diskusia). Spracovanie záznamov prebehlo ich prevodom na spektrogramy a ich prezretím, s akustickým overovaním. Záznamy boli spracované v programe Audacity (mp3), neskôr Programová sada AMSrv (wma). Z každej lokality boli spracované 1 – 2 noci tak, aby aspoň jedna noc bola s vhodným počasím bez vetra a dažďa, keďže na hlasovú aktivitu sov vplýva počasie (viď napr. Ciach & Czyżowicz 2014, Penteriani et al. 2002a). Mapovanie bolo doplnené tromi nočnými pochôdzkami v marci 2017, keď bolo priamym hlasovým odposluchom skontrolovaných spolu 9 lokalít. Vlastné mapovanie bolo doplnené aj o informácie od iných ornitológov, predovšetkým od Jána Obucha, ktorý sa v minulosti aktívne venoval dohľadávaniu hniezd výra v tejto oblasti (napr. Obuch 1980). Takéto údaje boli overované vlastným mapovaním. Ďalšou metódou, používanou pre potvrdenie hniezdneho teritória, bolo prehľadávanie lokality, za účelom nájdania pobytových znakov, ako vývržkov, zvyškov potravy, pier, trusu alebo aj dohľadanie samotných hniezd výra. Provokovanie výrov hlasovou nahrávkou bolo využívané len okrajovo, nesystematicky, pri nočných pochôdzkach, na konci pasívneho načúvania.

Na analýzu priestorovej distribúcie bol v GIS prostredí ArcMap 9.3 využitý modul Average Nearest Neighbor, ktorý porovnáva zistenú priemernú vzdialenosť k najbližšiemu susedovi s očakávanou vzdialenosťou, ktorá sa vzťahuje na náhodné rozmiestnenie.

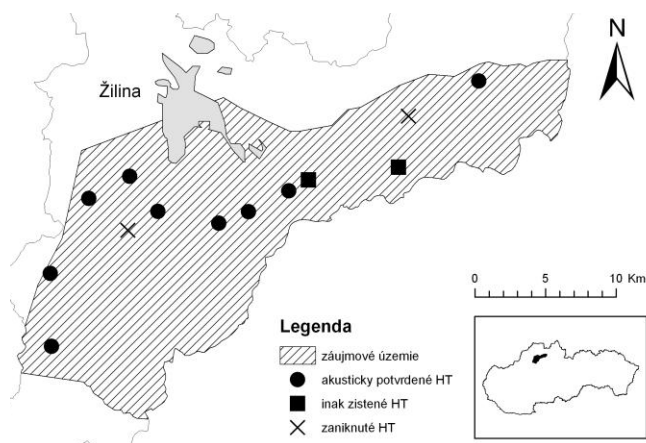


OBR. 1. Prehľad mapovacieho úsilia v záujmovom území – lokalizácie digitálnych záznamníkov a priamych hlasových odposluchov.

Výsledky

Na predmetnom území som zistil celkovo 11 obsadených teritórií výra (Obr. 2), čo predstavuje denzitu 2,7 teritória/100 km². Teritoriálne vokalizačné prejavy výra som potvrdil na 9 lokalitách, z toho na dvoch boli dohľadané aktuálne hniezda výra. Na desiatej lokalite, kde je veľký antropický hluk, bolo dohľadané hniezdo aj bez registrácie hlasu výra. Všetky tri hniezda boli v prirodzených skalných stenách. Na jedenástej lokalite som dosiaľ vokalizačné prejavy výra nezaznamenal, ale aktuálne informácie o výskyte sú od viacerých miestnych znalcov. Dve hniezdiská zistené miestnymi znalcami v dávnejšej alebo nedávnej

minulosti neboli obsadené a sú hodnotené ako zaniknuté. U dvoch potvrdených párov predpokladám hniezdenie mimo skaly. Najmenšia vzdialenosť medzi obsadenými hniezdami bola 1500 m, väčšinou sú však vzdialenosti medzi teritóriami v tomto území podstatne väčšie (priemerne takmer 3900 m). Distribúcia výra skalného v predmetnom území je náhodná s tendenciou k rovnomernej (NN ratio 1,264; $Z = 1,677$; $p = 0,094$). Z 11 teritórií 5 je súčasťou CHVÚ Malá Fatra.



OBR. 2. Distribúcia populácie výra skalného v záujmovom území – lokalizácia akusticky potvrdených a inak zistených hniezdnych teritórií (HT).

Diskusia

Na Slovensku dosiaľ absentovala práca o denzite výra zistená konkrétnou metodikou. Dostupný je len abstrakt (Šnír et al. 2016) a odhady početnosti z rozsiahleho mapovania pre potreby atlasu Rozšírenia vtákov na Slovensku, ktoré uvádzajú hustoty do 3,8 párov/100 km², výnimočne 5,3 páru/100 km² (Danko & Karaska 2002), sú to však len odhady. Aktuálne bola v CHVÚ Malá Fatra odhadnutá početnosť výra na 15 – 17 párov (Karaska et al. 2015). S ohľadom na doterajšie poznatky z mapovania výra v častiach CHVÚ, ktoré neboli predmetom mapovania v tejto práci, však pokladám taký odhad za výrazne nadsadený.

V porovnaní s inými prácami patria zistené hodnoty denzity medzi stredné (Tab. 1). Porovnanie je čiastočne sťažené nejednoznačnosťami ohľadom pojmov „hniezdiaci pár“ a „obsadené hniezdne teritórium“ a hodnotením jednotlivých autorov, že čo bolo predmetom sčítania (viď napr. Suchý 2001). Mohli byť registrované teritória s húkajúcim, ale nespárovaným jedincom, bez hniezdenia, čo je však obtiažne zistiteľné (viď napr. Kunstmüller 1996). Veľmi malé územia môžu zachytiť lokálnu koncentráciu populácie a preto je treba v nich zistené denzity brať opatrne do úvahy pri porovnávaní. Penteriani et al. (2002b) zistili najmenšiu vzdialenosť medzi susednými hniezdiskami 700 m s priemernou vzdialenosťou 1770 m a rovnomerné rozmiestnenie. V porovnaní so študovanou populáciou sú to veľmi malé vzdialenosti.

Ako už bolo naznačené vyššie, výr môže hniezdiť aj v strmých svahoch, pod spadnutým kmeňom, vo veľkých hniezdach po iných vtákoch (napr. Suchý 2001, Kunstmüller

TAB. 1. Prehľad zistených výsledkov denzity v iných študovaných územiach. HT- hniezdne teritórium.

práca	rozloha (km ²)	denzita (jednotka/100 km ²)	jednotka	územie
Barišić et al. (2016)	84	26,2	páry	Telašćica a Komati, Chorvátsko
	73	5,5	páry	jazero Vrana, Chorvátsko
	89	4,5	páry	Krka, Chorvátsko
Brambilla et al. (2006)	2100	0,7	páry	južné Alpy, Taliansko, Švajčiarsko
Brambilla & Bionda (2013)	2255	0,4	HT	talianske Alpy
Ciach & Czyżowicz (2014)	23,5	26	páry	Pieniny, Poľsko
Dalbeck & Heg (2006)	9500	0,7-1,0	HT	Eifel, Nemecko
Kajtoch (2006)	98	3,1	HT	Beskid Wyspowy, Poľsko
Kunstmüller (1996)	4300	1,6	páry	Českomoravská vysočina, ČR
Milchev & Gruychev (2015)	800	0,2	páry	údolie Kazanlak, Bulharsko
Penteriani et al. (2002a)	46	19,6	HT	Luberon massif, Francúzsko
	25,3	31,6	HT	Luberon massif, Francúzsko
Penteriani et al. (2002b)	386	15,3	HT	Provencalsko, Francúzsko
Pérez-García et al. (2012)	448	22	HT	Alicante, Španielsko
Sergio et al. (2004)	3500	0,3	HT	Abruzzo, Taliansko
Sergio et al. (2004); Marchesi et al. (2002)	1330	1,8	HT	Trento, Taliansko
Suchý (2001)	500	3,5	páry	Jeseniky, ČR
Šnirer et al. (2016)	1000	2,7	páry	Ponitrie, Slovensko
Zuberogoitia & Campos (1997)	2384	0,1	HT	Biscay, Španielsko

2014, Šotnár 2007, Penteriani et al. 2012), v opustených budovách (Hrtan 2010) a na iných stavbách (Karaska 1995, Mihók & Lipták 2010), prípadne aj vo veľkých vtáčích búdkach (Robitzky & Dethlefs 2015). Takéto potenciálne hniezdne biotopy boli kontrolované len minimálne.

Pravdepodobnosť zachytenia obsadenosti teritória stúpa v priebehu hniezdného obdobia u úspešne hniezdiacich párov a klesá u neúspešne hniezdiacich (León-Ortega et al. 2017). Zároveň to znamená, že zlyhanie hniezdenia v skorých fázach má podstatný vplyv na pravdepodobnosť zistenia obsadenosti teritória. Takéto zistenia zdôrazňujú potrebu realizovať monitoring populácie čo najintenzívnejšie na začiatku hniezdného obdobia, teda predovšetkým krátko pred začiatkom inkubácie, aby bolo možné zachytiť aj neskôr neúspešne hniezdiace páry. Zaujímavé zistenie, vplývajúce na hodnotenie efektívnosti mapovania uvádzajú Martínez & Zuberogoitia (2003) a Penteriani et al. (2002a): v oblastiach s vysokou denzitou samce venujú viac času húkaniu a húkajú skôr, než v oblastiach s nižšou denzitou, a teda vokalizácie môžu byť čiastočne vysvetlené ako sociálne správanie a zároveň v oblastiach s vyššou denzitou húkajú viac samce s vyššou produkciou mláďat (Penteriani 2003). Aj monitoring niekoľkých nocí vo vhodnom období medzi novembrom a februárom v oblasti s riedkou denzitou nemusí zachytiť žiadne húkanie v obsadenom teritóriu (Zuberogoitia et al. 2011). V prípade tohto územia, kde sa jednotlivé páry kvôli vzdialenosti a terénym prekážkam navzájom nepočujú, by mala byť intenzita húkania nízka, a preto táto štúdia mohla podhodnotiť výslednú denzitu analyzovaním len 1 – 2 nocí z lokality. Zrejme je vhodné zväčšiť počet vypočutých nocí s vhodným počasím na aspoň 3 – 4.

Táto práca systematicky nevyužívala aktívne provokovanie hlasovou nahrávkou, hoci v zahraničí je to bežne použí-

vaná metóda (napr. Brambilla & Bionda 2013). Sú však publikované rozporné tvrdenia o jej efektívnosti. Podľa Martínez & Zuberogoitia (2002) spoliehanie sa len na aktívne vábenie môže viesť k pododhadnutiu počtu obsadených teritórií. Zatiaľ čo u spárených samcov viedla hlasová provokácia k zvýšeniu hlasovej aktivity, u nespárených jedincov viedla k zníženiu až absencii hlasovej aktivity. Naproti tomu podľa (Penteriani et al. 2002a) na nahrávky menej dôsledne odpovedajú jedince, ktoré majú mláďatá.

Kvôli nerovnomernému tvaru študovaného územia a malej vzorke populácie je potrebné opatrne hodnotiť zistené výsledky distribúcie študovanej populácie.

Záver

Túto prácu pokladám za úvod do ďalšieho štúdia populácie výra skalného v územnej pôsobnosti Správy Národného parku Malá Fatra. Pri ďalšom mapovaní bude potrebné: zvýšiť podiel teritórií s dohľadanými hniezdami pre zvýšenie preukaznosti obsadenosti teritória, zväčšiť počet vypočutých nocí s vhodným počasím na jednej lokalite na aspoň 3 – 4, zintenzívniť prieskum v biotopoch bez skalných stien, pri dohľadaní nových hniezdísk využiť ďalšie dosiaľ nepoužívané metódy, napr. pasívne počúvanie vzrastlých mláďat po svitaní a pred súmrakom na hniezde a v jeho blízkosti (Penteriani et al. 2000, Penteriani et al. 2002b), prípadne využiť aj aktívne provokovanie hlasovou nahrávkou.

Podakovanie

Za poskytnutie údajov o pozorovaniach výra skalného ďakujem Jánovi Obuchovi, Pavlovi Židekovi, Dominike Kaisovej, Tomášovi Flajsovi, Jánovi Korňanovi, Roaldovi Tretínkovi, Michalovi Kalašovi, Ladislavovi Hlôškovi a

Jurajovi Žiakovi. Za pomoc v teréne ďakujem najmä Dominike Kaisovej a Jánovi Obuchovi. Za pomoc s určovaním druhov z akustických nahrávok ďakujem Tomášovi Flajsovi a Ladislavovi Hlôškovi. Za podporu formou Malých členských projektov ďakujem Slovenskej ornitologickej spoločnosti/BirdLife Slovensko.

Literatúra

- BARIŠIĆ S., TUTIŠ V., ČIKOVIĆ D., KRALJ J. & RUŽANOVIĆ Z. 2016. The eagle owl *Bubo bubo* (Aves: Strigidae) in the Eastern Adriatic (Croatia): the study case of a high-density insular population. *Italian Journal of Zoology* 83 (2): 275–281.
- BRAMBILLA M., RUBOLINI D. & GUIDALI F. 2006. Eagle Owl *Bubo bubo* proximity can lower productivity of cliff-nesting Peregrines *Falco peregrinus*. *Ornis Fennica* 83: 20–26.
- BRAMBILLA M. & BIONDA R. 2013. Variation in productivity and territory occupancy in an Eagle Owl *Bubo bubo* population. *Ornis Fennica* 90: 50–56.
- CIACH M. & CZYŻOWICZ S. 2014. Abundance and distribution of owls *Strigiformes* in the Pieniny Mountains National Park (southern Poland) – the pattern of changes in the protected area after 10 years. *Ornis Polonica* 55: 83–95.
- DALBECK L. & HEG D. 2006. Reproductive success of a reintroduced population of Eagle Owls *Bubo bubo* in relation to habitat characteristics in the Eifel, Germany. *Ardea* 94 (1): 3–21.
- DANKO Š. & KARASKA D. 2002. Výr skalný (*Bubo bubo*). In: Danko Š., Darolová A. & Krištín A. Rozšírenie vtákov na Slovensku. Veda, Bratislava: 360–362.
- DELGADO M. M. & PENTERIANI V. 2007. Vocal behaviour and neighbour spatial arrangement during vocal displays in eagle owl. *Journal of Zoology* 271: 3–10.
- HRTAN E. JR. 2010. The nesting of the Eurasian eagle-owl (*Bubo bubo*) in a man-made building. *Slovak Raptor Journal* 2010 (4): 103–104.
- CHAKAROV N. & KRÜGER O. 2010. Mesopredator Release by an Emergent Superpredator: A Natural Experiment of Predation in a Three Level Guild. *PLOS ONE* 5(12): e15229. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0015229>.
- KAJTOCH L. 2006. Sowy *Strigiformes* Pogórza Wielicko-Wiśnickiego i Beskidu Wyspowego. *Natutki Ornitologiczne*. 47: 252–259.
- KARASKA D. 1995. Zvláštne prípady hniezdenia výra skalného (*Bubo bubo*). *Buteo* 7: 72–74.
- KARASKA D., TRNKA A., KRIŠTÍN A. & RIDZOŇ J. 2015. Chránené vtácie územia Slovenska. Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica, 380 pp.
- KUNSTMULLER I. 1996. Početnosť a hnízdni biologie výra veľkého (*Bubo bubo*) na Českomoravské vysočině v letech 1989–1995. *Buteo* 8: 81–102.
- KUNSTMULLER I. 2014. Hnízdni úspěšnost výra veľkého (*Bubo bubo*) v různém hnízdním prostředí. *Tichodroma* 26: 16–30.
- LEÓN-ORTEGA M., JIMÉNEZ-FRANCO M. V., MARTÍNEZ J. E. & CALVO J. F. 2017. Factors influencing territorial occupancy and reproductive success in a Eurasian Eagle-owl (*Bubo bubo*) population. *PLoS ONE* 12(4): e0175597. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175597>
- LOURENÇO R., SANTOS S. M., RABAÇA J. E. & PENTERIANI V. 2011. Superpredation patterns in four large European raptors. *Population Ecology* 53: 173–185.
- MARCHESI L., SERGIO F. & PEDRINI P. 2002. Costs and benefits of breeding in human-altered landscapes for the Eagle Owl *Bubo bubo*. *Ibis* 144: 164–177.
- MARTÍNEZ J. A. & ZUBEROGOITIA I. 2002. Factors affecting the vocal behaviour of Eagle Owls *Bubo bubo*: effects of sex and territorial status. *Ardeola* 49 (1): 1–9.
- MARTÍNEZ J. A. & ZUBEROGOITIA I. 2003. Factors affecting the vocal behaviour of Eagle Owls *Bubo bubo*: effects of season, density and territory quality. *Ardeola* 49 (2): 255–258.
- MIHÓK J. & LIPTÁK J. 2010. Eurasian eagle-owl (*Bubo bubo*) nesting in a nest box on a very high voltage electricity pylon. *Slovak Raptor Journal* 4: 99–101.
- MILCHEV B. P. & GRUYCHEV G. V. 2015. Why does the Eagle Owl, *Bubo bubo* (L.), breed rarely in the Kazanlak Valley, Central South Bulgaria? *Acta zoologica bulgarica* 67 (1): 67–74.
- OBUCH J. 1980. Náčrt potravné ekológie výra skalného. *Vlastivedný zborník Považia XIV*. Osveta, Martin pre Považské múzeum v Žiline: 245–265.
- PENTERIANI V. 2003. Breeding density affects the honesty of bird vocal displays as possible indicators of male/territory quality. *Ibis* 145: 127–135.
- PENTERIANI V., GALLARDO M. & CAZASSUS H. 2000. Diurnal Vocal Activity of Young Eagle Owls and Its Implications in Detecting Occupied Nests. *Journal of Raptor Research* 34 (3): 232–235.
- PENTERIANI V., GALLARDO M. & CAZASSUS H. 2002a. Conspecific density biases passive auditory surveys. *Journal of Field Ornithology* 73 (4): 387–391.
- PENTERIANI V., GALLARDO M. & ROCHE P. 2002b. Landscape structure and food supply affect eagle owl (*Bubo bubo*) density and breeding performance: a case of intra-population heterogeneity. *Journal of Zoology* 257: 365–372.
- PENTERIANI V., LOURENÇO R. & DEL MAR DELGADO M. 2012. Eagle Owls in Doñana: a conservation dilemma or not? *British Birds* 105: 88–95.
- PÉREZ-GARCÍA J. M., SÁNCHEZ-ZAPATA J. A. BOTELLA F. 2012. Distribution and breeding performance of a highdensity Eagle Owl *Bubo bubo* population in southeast Spain. *Bird Study* 59 (1): DOI:10.1080/00063657.2011.613111
- ROBITZKY U. & DETHLEFS R. 2015. Nistplatzauseinandersetzungen zwischen Uhu *Bubo bubo* und Nilgans *Alopochen aegyptiacus* an einem ungewöhnlichen Brutort. *Ornithologische Mitteilungen* 67 (3/4): 83–88.
- SERGIO F., MARCHESI L., PEDRINI P., FERRER M. & PENTERIANI V. 2004. Electrocution alters the distribution and density of a top predator, the eagle owl *Bubo bubo*. *Journal of Applied Ecology* 41: 836–845.
- SUCHÝ O. 2001. Vývoj populace výra veľkého (*Bubo bubo*)

- v Jeseníkách v letech 1955–2000. Buteo 12: 13–28.
- ŠNÍŘER L., HARVANČÍK S. & DÚBRAVSKÝ A. 2016. Distribúcia a denzita výra skalného (*Bubo bubo*) na Ponitří v rokoch 2012–2016. Zoológia 2016, zborník príspevkov z vedeckého kongresu: 217.
- ŠOTNÁR K. 2007. Tree nesting of eagle owl (*Bubo bubo*) in Prievidza district. Slovak Raptor Journal 1: 59–60.
- ZUBEROGOITIA I. & CAMPOS L. F. 1997. Intensive census of nocturnal raptors in Biscay. Munibe 49: 117–127.
- ZUBEROGOITIA I., MARTÍNEZ J. A. & ALONSO R. 2011. Censusing owls. Some considerations to achieve better results. In: Zuberogoitia I. & Martínez J. E. (eds.) Ecology and conservation of european forest-dwelling raptors Diputación Foral de Bizkaia: 137–145.

ČASOVÉ ZMENY V POTRAVE VÝRA SKALNÉHO (*BUBO BUBO*) V ŽILINSKEJ KOTLINE

TEMPORAL CHANGES IN THE DIET OF THE EURASIAN EAGLE OWL (*BUBO BUBO*) IN ŽILINSKÁ KOTLINA BASIN, NW SLOVAKIA

JÁN OBUCH

Botanická záhrada Univerzity Komenského, 038 15 Blatnica, email: obuch@rec.uniba.sk

Abstract

In the years 1977 – 1980 were sampled Eurasian Eagle Owl (*Bubo bubo*) diet remnants from 10 abandoned nests at that time already (time group A) and 6 diet samples from engaged nests at that time (time group B) in the Žilinská kotlina basin. Between the years 2010 and 2017 were gathered 8 smaller samples from pellets and newer nests (time group C). Sums of material from this three time periods were compared. The old samples are markedly predominated by frogs *Rana temporaria* (45.4 %), while in the recent samples their proportion sank to 7.0 %. Decrease of the proportional abundance of Wood Mouse (*Apodemus sylvaticus*) from 6.0 % to 1.2 % is clear as well. The 1970's period is characteristic by dominant abundance of Common Vole *Microtus arvalis* (43.8 %) and higher proportion of bigger mammal and bird species. In the present, the last mentioned rate slightly decreases and proportion of woodland rodent species *Apodemus flavicollis* and *Clethrionomys glareolus* increases due to successional overgrowing of pastures.

Key Words

Eurasian Eagle Owl, diet, Žilinská kotlina basin, NW Slovakia

Úvod

V rokoch 1974 až 1984 som sa vo funkcii zoológa Po-važského múzea v Žiline zameriaval na zber a determináciu osteologického materiálu prevažne z potravy sov. Viaceré zbory z hniezd výrov (*Bubo bubo*) z tohto obdobia spracová-vam až v posledných rokoch. Publikoval som len výsledky z troch väčších zberov z hniezd výra v Tiesňavách pri Ter-chovej, v Skalkách nad Rajeckými Teplicami a z Hričovské-
ho Podhradia (Obuch 1980). Počas realizácie projektu zisťo-
vania súčasného stavu populácie výra skalného v Žilinskej
kotlině v roku 2017 zbierame tiež vývržky a kosti z hniezd.
Cieľom zberu materiálu je sledovanie zmien, ktoré nastali za
posledných 40 rokov v druhovom zložení koristi a majú
vplyv na súčasnú prosperitu výra skalného. Z recentného ob-
dobia v práci uvádzam len menšiu časť výsledkov, nakoľko
zber a determinácia viacerých vzoriek nie je ukončená.

Materiál a metódy

V práci je spracovaný materiál, ktorý bol zbieraný na
okrajoch Žilinskej kotliny v Lúčanskej Malej Fatre od Streč-
na po Rajeckú Lesnú a v Súľovských vrchoch na lokalitách,
ktoré sa nachádzajú v okrese Žilina. Zbierané boli vývržky
výra v okolí hniezd a zvyšky po kŕmení mláďat na
hniezdach. Materiál z opustených hniezd bez zvyškov srsti
a peria bol považovaný za starý spreď viac ako 10 rokov od
termínu zberu.

V práci sú zosumarizované výsledky zo starých zberov
z rokov 1978 až 1980 (časová perióda A):

25. 3. 1978, Višňové, Valentínov diel,
22. 3. 1979, Višňové, Valentínov diel, 1 hniezdo v dolnej a 1
v hornej časti skaly,
28. 3. 1979, Stráňavy, kaňon Hýrov, zvyšky v závrte v hĺbke
20 – 25 cm,
9. 6. 1977, Strečno, hradné bralo, 3 staré hniezda,
10. 8. 1978, Turie, skala nad sanatóriom, staršia vrstva,
september 1977, Rajecké Teplice, Skalky,
21. 6. 1980, Polúvsie, západná strana Kozla.
Z hniezd, obsadených v rokoch 1976 až 1980, kedy som
zbieral zvyšky potravy z 10 cm hornej vrstvy (časová perió-
da B):
10. 8. 1978, Turie, skala nad sanatóriom, vrchná vrstva,
8. 6. 1977 a 1. 8. 1978, Strečno, hradné bralo,
august 1978, Polúvsie, Slnčné skaly,
10. 8. 1978, Rajecká Lesná, Vraniny,
26. 3. 1978, Lietava.

Recentný materiál z rokov 2010 – 2017 je zosumarizo-
vaný z nasledovných vzoriek (časová perióda C):

28. 3. 2010, Babkovská tiesňava, vývržky, leg. Žiak,
22. 11. 2016, Stráňavy, Kojšová, leg. Kicko a Hatala,
12. 11. 2016, Strečno, hradné bralo, leg. Kicko,
december 2016, Strečno, hradné bralo, leg. Olišár,
23. 5. 2017, Višňové, Hoblík, vývržky,
1. 8. 2017, Višňové, Hoblík, hniezdo a vývržky, leg. Kicko a
Kaisová.

Kosti z hniezd boli očistené preplavovaním vo vode,
z vývržkov máčaním v 5 % roztoku NaOH. Po vysušení boli

vytriedené na determináciu čeluste cicavcov, rostrum, humerus, metacarpus a tarsometatarsus vtákov, os ilium žiab, pažerákové kosti kaprovitých rýb, čeluste ostatných rýb a plazov, hlavy bezstavovcov. Početnosť druhu vo vzorke bola stanovená z najpočetnejšej určenej časti tela. Výsledky boli spracované pomocou počítačového programu Zber (Šipőcz 2004), v ktorom boli zosumarizované výsledky z jednotlivých časových období, vypočítané výrazné odchýlky od priemeru (Tab. 1) (MDFM, Obuch 2001) a zostrojená upravená tabuľka. Druhy s plusovými odchýlkami od priemeru sú v tabuľke usporiadané do blokov, ohraničených plnou čiarou. Pod prerušovanou čiarou sú uvedené početnejšie druhy bez výrazných odchýlok podľa klesajúcej sumárnej početnosti. Index diverzity H' je počítaný podľa vzorca Shannon & Waever (1949).

TAB. 1. Zastúpenie diagnostických a početnejších druhov vo vzorkách potravy výra skalného z troch časových období.

Druhy \ Časová perióda	A	B	C	Suma	%
<i>Pelophylax cl. esculentus</i>	1+ 81	2- 0	1- 0	81	0,77
<i>Rana temporaria</i> ks	3712	2- 204	3- 60	3976	37,85
%	45,43	13,79	7,01		
<i>Apodemus sylvaticus</i> ks	491	1- 31	2- 11	533	5,07
%	6,01	2,10	1,21		
<i>Microtus arvalis</i> ks	2135	1+ 648	1- 198	2981	28,38
%	26,13	43,81	23,13		
<i>Perdix perdix</i>	1- 41	2+ 62	5	108	1,03
<i>Asio otus</i>	1- 12	2+ 22	5	39	0,37
<i>Phasianus colchicus</i>	1- 7	1+ 9	1	17	0,16
<i>Lanius collurio</i>	1- 0	1+ 7	7	7	0,07
<i>Erinaceus roumanicus</i>	1- 35	2+ 54	1+ 22	111	1,06
<i>Arvicola amphibius</i>	1- 134	2+ 115	1+ 37	286	2,72
<i>Rattus norvegicus</i>	1- 53	2+ 73	2+ 46	172	1,64
<i>Columba livia dom.</i>	2- 15	1+ 30	2+ 47	92	0,88
<i>Lepus europaeus</i>	1- 69	1+ 44	1+ 29	142	1,35
<i>Apodemus agrarius</i>	1- 24	1- 3	2+ 28	55	0,52
<i>Apodemus flavicollis</i>	1- 341	2- 25	2+ 198	564	5,37
<i>Turdus pilaris</i>	1- 4		2+ 15	19	0,18
<i>Clethrionomys glareolus</i>	93	1- 5	1+ 33	131	1,25
<i>Falco tinnunculus</i>	12	2	1+ 6	20	0,19
<i>Turdus merula</i>	1- 2	3	1+ 11	16	0,15
<i>Turdus philomelos</i>	1- 18	6	1+ 12	36	0,34
<i>Corvus monedula</i>	23	1- 0	1+ 7	30	0,29
<i>Streptopelia decaocto</i>	1- 1	3	3	7	0,07
<i>Mus musculus</i>	87	1- 4	4	95	0,90
<i>Apodemus microps</i>	74	1- 4	1- 0	78	0,74
<i>Terricola subterraneus</i>	88	1- 3	1- 0	91	0,87
<i>Corvus cornix+frugilegus</i>	68	16	4	88	0,84
<i>Coturnix coturnix</i>	58	8	2	68	0,65
<i>Talpa europaea</i>	47	5	3	55	0,52
<i>Mustela nivalis</i>	33	10	5	48	0,46
<i>Strix aluco</i>	31	8	1	40	0,38
<i>Alauda arvensis</i>	31	1	1	33	0,31
<i>Scolopax rusticola</i>	28	1	2	31	0,30
<i>Pica pica</i>	22	2		24	0,23
<i>Sciurus vulgaris</i>	12	6	3	21	0,20
<i>Garrulus glandarius</i>	10	4	3	17	0,16
<i>Vulpes vulpes</i>	7	4	3	14	0,13
<i>Salmo trutta</i>	11	2		13	0,12
<i>Eliomys quercinus</i>	12	1		13	0,12
<i>Glis glis</i>	6	5	1	12	0,11
<i>Muscardinus avellanarius</i>	8	3	1	12	0,11
<i>Mustela erminea</i>	10	1	1	12	0,11
Mammalia, 39 druhov	3833	1+ 1052	1+ 629	5514	52,49
Aves, minim. 80 druhov	1- 512	1+ 211	1+ 164	887	8,44
Amphibia, Reptilia, Pisces	3820	2- 211	3- 62	4093	38,96
Evertebrata	5	5	1	11	0,10
Suma	8170	1479	856	10505	100,00
Index diverzity H'	2,01	2,30	2,74	2,24	

Vysvetlivky: Číselná hodnota v pravej časti stĺpca je početnosť druhu, v ľavej časti sú uvedené kladné (1+, 2+) a záporné (1-, 2-) odchýlky od priemeru podľa metodiky (Obuch 2001).

Výsledky a diskusia

Výsledky z 24 vzoriek potravy výra skalného sú kumulované do troch časových úsekov. V materiáli 10 505 kusov potravy prevažujú cicavce (*Mammalia*, 52,5 %, 39 druhov). Druhovo pestrú zložku tvoria vtáky (*Aves*, 8,4 %, minimálne 80 druhov). Početné je zastúpenie nižších tried stavovcov (*Amphibia*, *Reptilia*, *Pisces*, 39,0 %). Len sporadicky sa vyskytujú bezstavovce (*Evertebrata*, 0,1 %), zastúpené hlavne chrobákmi (*Coleoptera*).

Najrozsiahljší materiál pochádza z hniezd výrov, ktoré boli v druhej polovici 70. rokov 20. storočia už opustené (78 %), takže dnes už predstavujú subrecentné obdobie pred viac ako 50 rokov (časová perióda A). Najstaršie sú kosti zo skalnej steny v ústí kaňonu Hýrov nad Stráňavami, ktoré nazvali jaskyniari v roku 1967 Orlie hniezdo (Bukovinský 1968). V snahe prekopáť sa do hlbších častí závrtu toto rozsiahle nálezisko kostí zlikvidovali. V roku 1979 som pozbieral zvyšky v stene v hĺbke 20 – 25 cm od povrchu. Usudzujem, že v tom čase boli kosti v tejto vrstve viac ako 100 rokov staré. Všetkých 10 starých vzoriek sa vyznačuje dominantným zastúpením skokana hnedého (*Rana temporaria*, 45,4 %). Pre toto obdobie je charakteristický tiež vyšší podiel myšovitých hlodavcov: *Apodemus sylvaticus*, *Apodemus microps* a *Mus musculus*. Lokálne bol hojnejší tiež hrabošík podzemný (*Terricola subterraneus*) a skokan zelený (*Pelophylax cl. esculentus*). Pravidelne takmer vo všetkých vzorkách sa vyskytoval plch záhradný (*Eliomys quercinus*). Druhové spektrum koristi naznačuje, že v období pred komplexnou socializáciou poľnohospodárskej výroby boli výry v čase výchovy mláďat odkázané na lov prevažne malých druhov hlodavcov, ktorých nedostatok kompenzovali lovom žiab z malých stojatých vodných plôch. Absencia lesných druhov naznačuje, že aj strmšie svahy lúk a pasienkov boli bez krovín. O vyššom podiele myšovitých hlodavcov oproti hrabošovi poľnému v minulosti svedčí tiež vzorka potravy plamienky driemavej z kostola Sv. Štefana kráľa v Žiline zo 16. storočia (Obuch & Dorica 2011).

V materiáli z hniezd výrov, aktívnych v 70. rokoch 20. storočia (časová perióda B), dominuje hraboš poľný (*Microtus arvalis*, 43,8 %). Podmienky pre výživu mláďat boli priaznivejšie pre vyšší podiel väčšej koristi z tried cicavcov: ježa (*Erinaceus roumanicus*), hryzca (*Arvicola amphibius*), potkana (*Rattus norvegicus*) a zajaca (*Lepus europaeus*) a vtákov: jarabice (*Perdix perdix*), bažanta (*Phasianus colchicus*) a domácich holubov (*Columba livia domestica*). Výrazne sa znížil podiel skokanov hnedých na 13,8 % a takmer vymizol plch záhradný. Súvisí to s komplexnou kolektivizáciou poľnohospodárskej výroby v tomto období, s rozsiahlymi plochami poľí, lúk a pasienkov, ktoré vytvárajú priaznivejšie podmienky pre množenie hraboša poľného a hryzca, na úkor myšovitých hlodavcov s výnimkou potkana, ktorý prosperoval vo veľkých objektoch živočíšnej výroby. V tomto období boli realizované pokusy poľovníkov s vypúšťaním bažantov do voľnej prírody. Pre silný tlak predátorov však boli tieto pokusy neúspešné.

Zmeny v zložení potravy výra za posledných 40 rokov (časová perióda C) budú korigované po spracovaní ďalších recentných vzoriek. Uvedený materiál naznačuje, že len

mierne sa znižuje podiel väčších druhov koristi. Vyššia abundancia lesných druhov hlodavcov *Apodemus flavicollis* a *Clethrionomys glareolus*, ale tiež troch druhov drozdov rodu *Turdus* svedčí o postupnej sukcesii na neobhospodarovaných pasienkoch s vysokými trávami a krovinami. Tie sú koridorom pre prenikanie do poľnohospodárskej krajiny tiež pre ryšavku tmavopásu (*Apodemus agrarius*). Sukcesia môže byť príčinou vymiznutia plcha záhradného z pôvodných pasienkov. Znižovaním rozlohy otvorených plôch a útlmom živočíšnej produkcie sa tiež znižuje bonita prostredia pre úspešnú reprodukciu výrov.

Literatúra

- BUKOVINSKÝ V. 1968. Z činnosti jaskyniarskej skupiny v Žiline. Slovenský kras 7: 171–172.
 OBUCH J. 1980. Náčrt potravnjej ekológie výra skalného.

Vlastiv. Zborn. Považia 14: 245–265.

- OBUCH J. 2001. Using marked differences from the mean (MDFM) method for evaluation of contingency tables. Buteo 12: 37–46.
 OBUCH J. & DORICA J. 2011. Potrava plamienky drienavej (*Tyto alba*) zo 16. storočia v Kostole sv. Štefana kráľa v Žiline – Dolných Rudinách: 164. In: Bryja J., Řehák Z. & Zukal J. (eds.) Zoologické dny Brno 2011, Sborník abstraktů z konference, Ústav biologie obratlovců AV ČR, Brno, 282 pp.
 SHANNON C. E. & WEAVER W. 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana, 125 pp.
 ŠÍPŮČZ T. 2004. Zber. Databázový program. Verzia 3. Botanická záhrada Univerzity Komenského, Blatnica.

ZHODNOTENIE DLHODOBÉHO VÝSKUMU ŠTRUKTÚRY, ORGANIZÁCIE A DYNAMIKY ORNITOCENÓZY ZMIEŠANÉHO PRALESA V NPR ŠRÁMKOVÁ

EVALUATION OF LONG-TERM RESEARCH OF THE STRUCTURE, ORGANIZATION AND DYNAMICS OF A BIRD ASSEMBLAGE IN A PRIMAVAL MIXED FOREST IN THE ŠRÁMKOVÁ NATIONAL NATURE RESERVE

MARTIN KORŇAN^{1,2} & PETER ADAMÍK^{3,4}

¹ Centrum pre ekologické štúdie, Ústredie 14, 013 62 Veľké Rovné, Slovensko, email: martin.kornan@gmail.com

² Katedra aplikovanej zoológie a manažmentu zveri, Lesnícka fakulta, TU vo Zvolene, T.G. Masaryka 20, 960 53 Zvolen, SR

³ Katedra zoológie, Prírodovedecká fakulta, Univerzita Palackého, Tř. 17. Listopadu 50, 771 46 Olomouc, ČR

⁴ Vlastivědné muzeum v Olomouci, Nám. Republiky 5, 771 73 Olomouc, ČR

Abstract

We studied structure, organization and dynamics of the breeding bird assemblage in a primeval mixed forest in the Šrámková National Nature Reserve, the Malá Fatra Mts., in 1997 – 2016. Population abundances was estimated by the mapping method within 27.5 ha interior study plot. Tree species preference, foraging ecology and guild structure of birds were based on random point sampling of bird foraging observations. Vegetation structure and floristics were estimated by 11.3 radius plot method ($n = 51$). We detected 53 breeders within the study plot and 55 breeders in the reserve during the first decade. The total assemblage density during the first decade varied from 52.2 pairs/10 ha to 70.2 pairs/10 ha, while the mean assemblage density was 59.5 ± 5.3 pairs/10 ha (SD). Seven dominant bird species ($\geq 5\%$) were found during the first five year period: *Fringilla coelebs*, *Erithacus rubecula*, *Periparus ater*, *Sylvia atricapilla*, *Regulus regulus*, *Phylloscopus collybita* and *Prunella modularis*. The mean value of population variability index (PV) for 22 the most common species was 0.33 ± 0.14 SD (CV = 42.1 %) that indicates the mean difference 33 % in population densities among years 1997 – 2006. Bootstrapped cluster analysis determined six and nine significantly different foraging guilds based on Rootian guild concept. The first and broader guild classification model distinguished six categories of foraging guilds: ground foragers, stream foragers, flycatchers, trunk probers, bark gleaners, and foliage gleaners. The hierarchically lower classification model detected nine significantly different foraging guilds: litter foragers, herb layer foragers, a “solitary guild” of a bush flycatcher, stream foragers, arboreal flycatchers, sweepers, trunk probers, bark gleaners, and foliage gleaners. Comparing guild structure patterns among forest study sites in North America, Australia and this site, we identified convergence traits in guild structure patterns and similar factors causing radiation of species into foraging guilds. Based on the tree preference index, we distinguished four main foraging specializations: generalists, deciduous specialists, coniferous specialists, and dead wood specialists. Many bird species showed strong preference for such rare and uncommon tree species as wych elm (*Ulmus glabra*), sycamore (*Acer pseudoplatanus*), and Norway spruce (*Picea abies*). European beech (*Fagus sylvatica*), hazel (*Corylus avellana*), and rowan (*Sorbus aucuparia*) were generally avoided. Birds with low densities tended to be most selective, but that effect was not statistically significant. Population variability was not significantly associated with foraging specialization. We hypothesize that impoverishment of tree species diversity within forest stands could lead to less diverse bird assemblages composed of species specialized on those tree species remaining and of generalist foragers able to adapt to a wide range of foraging substrates.

Key Words

bird community, dynamics, ecological concepts, foraging ecology, guild structure, null models

Úvod

Štúdium procesov v spoločenstvách a ekosystémoch je základom pre pochopenie fungovania ekologických vzťahov a interakcií medzi populáciami v časopriestorových súvislostiach. Dlhodobé štúdie dynamiky a organizácie ekosystémov sa stali základom pre mnohé ekologické koncepcie a te-

órie a podnietili vznik finančných nástrojov vo vedeckých agentúrach na dlhodobý výskum vo svete. Jeden z pekných príkladov je Hubbard Brook Ecosystem Study v USA (www.hubbardbrook.org), ktorý je súčasťou grantovej schémy Národnej grantovej agentúry pre dlhodobý ekologický výskum (National Science Foundation's Long-term Ecological Research (LTER) network). Výstupom ekosystémovej

štúdie Hubbard Brook bolo viac ako 1400 vedeckých prác, 8 kníh, a množstvo vedeckých správ spolu s 92 dizertačnými prácami a 54 diplomovými prácami len do roku 2011 (Holmes 2011). Ďalšími príkladmi úspešných dlhodobých výskumov je dlhodobý výskum v Białowiežskom národnom parku v Poľsku a Luvre projekt v Laponsku vo Švédsku (www.luvre.org). Na Slovensku podobné projekty štúdia ekosystémov absentujú, i keď máme v našom teritóriu množstvo zachovalých prírodných a prirodzených lesov v rôznych vegetačných pásmach.

V roku 1996 začal prvý z autorov realizovať prvý dlhodobý výskum ornitocenózy na Slovensku, ktorý bol súčasťou jeho dizertačnej práce na Prírodovedeckej fakulte Univerzity Komenského v Bratislave. Výskum bol realizovaný počas 20-tich rokov (1997 – 2016) v modelovom lesnom ekosystéme NPR Šrámková. NPR Šrámková bola vybratá ako jedna z najväčších a najzachovalejších zmiešaných pralesných rezervácií na Slovensku (Korpeľ 1989). Zmiešané lesy predhistoricky predstavovali na Slovensku jeden z dominantných typov lesných ekosystémov a analýza dlhodobých vzorcov ornitocenózy v tomto type ekosystému predstavovala prioritnú úlohu. Zároveň treba podotknúť, že táto štúdia je prvá komplexnejšie spracovaná analýza štruktúry a dynamiky potravných gíld a ornitocenózy pralesa metódou *a posteriori* vo svete a zároveň prvé štúdium štruktúry potravných gíld na úrovni taxocenózy v Európe.

Cieľom tohto príspevku je zhrnutie doposiaľ publikovaných poznatkov o štruktúre, dynamike, organizácii a potravnnej ekológii ornitocenózy. Táto syntéza sumarizuje doterajšie výsledky všetkých najdôležitejších prác, ktoré boli publikované vo forme 13 pôvodných vedeckých prác, troch krátkych vedeckých správ a troch konferenčných abstraktov. Štúdium ešte nie je dokončené a ostáva tematicky opublikovať témy troch konferenčných abstraktov, zhodnotenie celkovej dynamiky a niektoré ďalšie témy súvisiace s potravnou ekológiou vtákov.

Národná prírodná rezervácia Šrámková ako modelový pralesný ekosystém

NPR Šrámková bola založená v roku 1967 ako rezervácia reprezentujúca pôvodné západokarpatské pralesy a hĺbne spoločenstvá Malej Fatry. Druhové zloženie drevín je relatívne zachované a reprezentuje tzv. typickú karpatskú zmes buka lesného, jedle bielej, smreka obyčajného a javora horského s prímiesou vzácnych listnáčov. Rezervácia predstavuje kompaktný lesný celok s malými porastovými dierami spôsobenými víchricami. V pralese sa nachádzajú všetky vývojové štádiá lesa od skoro sukcesných až po štádiá rozpadu. Rezervácia sa nachádza na strmých svahoch bočného hrebeňa Krivánskej Fatry s inklináciou svahov 20° – 60°, čo bolo základným predpokladom pre štúdium potravnnej ekológie vtákov a gíld z dôvodu dobrej viditeľnosti do horných častí korún stromov. Štádium rozpadu predstavovalo plošne maximálnu rozlohu na študijnej ploche, čím boli vytvorené ideálne podmienky pre pozorovanie vtákov pri kŕmení z dôvodu rozvoľnenosti porastu.

Prítomnosť listnatých a ihličnatých drevín v poraste (kontrastný biotop) vytvorilo ideálne podmienky pre sledo-

vanie potravných preferencií a potravnnej špecializácie vtákov na dané druhy drevín. Pralesný zmiešaný ekosystém predstavuje ideálny model na štúdium diverzity, nakoľko ekosystémy stredných nadmorských výšok predstavujú druhovo najbohatšie spoločenstvá na základe mnohých štúdií. Dôvodom je, že sa tu stretávajú prvky fauny pásma listnatých a ihličnatých lesov. Vo väčšine horských systémov sa práve v týchto zónach vytvára tzv. efekt strednej zóny (mid-domain effect) (Rahbek 1995).

Charakteristika prírodných pomerov

Bukovo–jedľový prales v NPR Šrámková predstavuje klimaxový západokarpatský horský ekosystém. Rezervácia sa rozprestiera na 243,65 ha ploche v doline Bystrička pod vrchom Žobrák a má východnú a juhovýchodnú orientáciu. V rezervácii bola založená 27,5 ha (500 x 550 m) monitorovacia plocha, kde sa realizoval kvantitatívny výskum štruktúry ornitocenózy. Geografické súradnice spodnej línie výskumnej plochy sú 49°11'11,9" až 23,2" s. š., 19°06'37,0" až 51,3" v. d. (WGS 84). Plocha leží v nadmorskej výške 850 – 1078 m n. m. Mapa plochy s vyznačením lesných porastových dielcov je publikovaná v práci Korňana (2013). Výskumnou plochou preteká lesný potok na úseku asi 250 – 300 m. Rezervácia klimaticky patrí medzi oblasti s chladnou horskou klímou s priemernými júlovými teplotami 10 – 12° C. Priemerný ročný úhm zrážok sa pohybuje v rozmedzí 900 – 1200 mm. Lesné porasty v rezervácii boli v minulosti ovplyvňované diaľkovým prenosom vzdušných emisií, ktoré ovplyvnili kondíciu predovšetkým jedle bielej. Lesný porast rastie na žulovom podloží, ktoré miestami vytvára sutiny zarastené vegetáciou.

Z lesných drevín sa v rezervácii vyskytujú buk lesný (*Fagus sylvatica*) s dominanciou 43,4 %, jedľa biela (*Abies alba*) 16,9 %, javor horský (*Acer pseudoplatanus*) 5,8 %, smrek obyčajný (*Picea abies*) 4,7 %, jarabina vtáčia (*Sorbus aucuparia*) 2,5 %, javor mliečny (*Acer platanoides*) 0,5 %, a i., ktoré tvoria stromovú etáž (Korňan & Adamík 2017). Krovinná etáž je tvorená lieskou obyčajnou (*Corylus avellana*), miestami bazou červenou (*Sambucus racemosa*), brusnicou čučoriedkovou (*Vaccinium myrtillus*), ríbezľou (*Ribes* ssp.) a hlavne mladými stromčekmi dominantných stromov. Vegetačná štruktúra rezervácie bola snímovaná metódou kruhových plôch s polomerom 11,3 m (n = 51) (Korňan & Adamík 2017). Vek stromov je odhadovaný na 200 – 250 rokov. Maximálna výška koruny stromov dosahuje až okolo 45 m. Bylinná etáž je tvorená predovšetkým *Dryopteris filix-mas*, *Athyrium filix-femina*, *Rubus* spp., *Impatiens glandulifera*, *Senecio nemorensis*, *Oxalis acetosella*, *Galium odoratum*, *Dentaria bulbifera*, *Lunaria rediviva*, *Homogyne alpina*, *Luzula nemorosa*, *Calamagrostis arundinacea*. Výskumná plocha patrí do asociácie *Abieti-Fageta* podľa Braun-Blanquetovej klasifikácie a skupiny lesných typov *Fageto-Abietum* a *Fageto-Aceretum* v zmysle Zlatníckovej typologickej školy. Posledný detailný opis vegetačnej štruktúry je publikovaný v práci Korňana & Adamíka (2017).

Štruktúra ornitocenózy

Ornitocenóza bukovo-jedľového pralesa v NPR Šrámková patrí medzi najbohatšie v zmiešaných lesoch Slovenska z aspektu druhovej bohatosti a diverzity (Korňan & Adamík 2014, Tab. 3). Ornitocenóza bola sledovaná mapovacou metódou počas 20-ročného obdobia, ale zatiaľ boli publikované len výsledky za prvú dekádu (Korňan 2004a, Korňan 2013). V období 1997 – 2006 bolo zistených 53 hniezdičov v 27,5 ha študijnej ploche. Ročný počet hniezdičov sa pohyboval medzi 37 a 42 s priemernou hodnotou za celé obdobie 39,0 druhov. Maximálny počet hniezdiacich dravcov a sov, sedem z celkového počtu deväť, bol zistený v roku 2004, kedy bola kulminácia hrdziaka lesného (*Myodes glareolus*). Z deviatich hniezdiacich dravcov a sov bolo päť druhov európskeho významu v zmysle platnej legislatívy (*Aegolius funereus*, *Aquila chrysaetos*, *Glaucidium passerinum*, *Pernis apivorus*, *Strix uralensis*). Výskyt *Strix uralensis* v roku 2004 možno pokladať za prvý publikovaný historický záznam hniezdienia tohto druhu v Krivánskej Fatre (Korňan 2008). Za prvú dekádu bolo v celej rezervácii zistených 60 druhov vtákov, z čoho bolo 55 hniezdičov. Z európsky významných druhov d'atľov a spevavcov v rezervácii hniezdia *Dendrocopos leucotos*, *Dryocopus martius*, *Picus canus*, *Picoides tridactylus*, *Ficedula albicollis* a *Ficedula parva*.

Za prvé päťročné obdobie bolo v ornitocenóze zistených celkovo sedem dominantných druhov ($\geq 5\%$) vtákov: *Fringilla coelebs*, *Erithacus rubecula*, *Periparus ater*, *Sylvia atricapilla*, *Regulus regulus*, *Phylloscopus collybita* a *Prunella modularis* (Korňan 2004a). Celková hustota ornitocenózy počas prvej dekády varírovala od 52,2 párov/10 ha do 70,2 párov/10 ha, pričom priemerná hodnota za desaťročné obdobie bola $59,5 \pm 5,3$ párov/10 ha (SD) (Korňan 2013). Pre porovnanie štruktúry s podobnou ornitocenózou bukovo-smrekového lesa sme založili 20 ha sčítaciu plochu v NPR Šútovská dolina na opačnej strane hrebeňa, kde sme robili výskum mapovacou metódou v rokoch 2000 – 2002 (Korňan & Adamík 2014).

Priemerná hodnota Shannonovho indexu druhovej diverzity v rokoch 1997 – 2006 bola 4,17 bitov a indexu equitability 0,79 (Korňan & Adamík 2014). Tieto priemerné hodnoty zaraďujú ornitocenózu NPR Šrámková podľa týchto indexov na tretie miesto za NPR Baďinský prales a NPR Dobročský prales zo vzorky siedmich ornitocenóz prirodzených a prírodných zmiešaných lesov v NPR na Slovensku, ale na základe štatistického testovania bootstrapom žiadne hodnoty druhovej bohatosti a Shannonovho indexu diverzity medzi rezerváciami nie sú rozdielne (Korňan et al. v príprave).

Dynamika ornitocenózy

Na testovanie variability populácií v časovej rade boli použité tri koeficienty (variačný koeficient (CV), flukтуаčný koeficient (CF) a populačná variabilita (PV)), pričom len 39 najpočetnejších druhov v rokoch 1997 – 2016 bolo vybraných na analýzy variability, ale hodnoty len pre prvých 22 druhov môžu byť brané ako vierohodné (Korňan 2013, Tabuľka 1). Podľa posledných testov PV koeficient je zo štatistického hľadiska asi najlepší (Heath 2006).

Priemerná hodnota CV bola $38,8 \pm 22,0\%$ SD

(CV = 56,7 %). Maximálna hodnota CV bola 91,7 % pre *Muscicapa striata*, čo indikovalo maximálnu variabilitu populácie, zatiaľ čo *Regulus regulus* s hodnotou 12,3 % dosiahol najnižšiu hodnotu. Priemerná hodnota CF pre 22 najpočetnejších druhov bola $1,64 \pm 0,58$ SD (CV = 35,2 %), čo znamená, že druhy v priemere fluktuovali 64 % nad a pod hodnotu ich geometrického priemeru. Minimálna hodnota CF 1,13 bola zistená pre *Regulus regulus* a maximálna hodnota 3,24 pre *Phylloscopus sibilatrix*, čo potvrdzuje výsledky aj z iných častí Európy a môže to súvisieť s antipredačnou stratégiou tohto druhu (Wesołowski et al. 2009). Vysoké hodnoty CF boli zistené aj pre *Muscicapa striata* (3,07), *Coccothraustes coccothraustes* (2,08), *Phylloscopus trochilus* (2,07) a *Columba oenas* (2,03). Naopak medzi druhy s najnižšou hodnotou CF patrili *Prunella modularis* (1,16), *Phylloscopus collybita* (1,18), *Fringilla coelebs* (1,22), *Erithacus rubecula* (1,22), *Turdus merula* (1,27) a *Sylvia atricapilla* (1,28). Priemerná hodnota PV pre 22 najpočetnejších druhov bola $0,33 \pm 0,14$ SD (CV = 42,1 %), čo indikuje, že priemerný rozdiel v hustotách druhov medzi všetkými rokmi bol 33 %. Minimálna hodnota PV 0,13 bola zistená pre *Regulus regulus*, pričom najvyššia hodnota PV 0,60 bola pozorovaná u *Muscicapa striata*. Nízke hodnoty PV boli zistené u *Prunella modularis* (0,15), *Phylloscopus collybita* (0,16), *Fringilla coelebs* (0,19) a *Erithacus rubecula* (0,19). Vysoká variabilita populácií podľa tohto indexu bola zistená u *Columba oenas* (0,51), *Coccothraustes coccothraustes* (0,49), *Phylloscopus trochilus* (0,48), *Phylloscopus sibilatrix* (0,47) a *Ficedula parva* (0,47). CF a PV boli signifikantne korelované na základe Pearsonovho korelačného koeficientu ($r = 0,85$; $t = 7,32$; $P < 0,0001$), čo indikuje podobnú tendenciu hodnôt týchto dvoch indexov (Korňan 2013). Rozdiely boli zaznamenané v poradí druhov. Na základe porovnania variability populácií (PV) druhov v 13 dlhodob sledovaných ornitocenózach v Európe, najnižšie hodnoty PV mali široko rozšírené druhy, ktoré môžu byť charakterizované ako habitatový a nikový generalisti, ktorí obývajú široké spektrum biotopov (Korňan 2013).

Populačné trendy boli počítané takisto pre rovnakú skupinu 22 najpočetnejších druhov počas prvej dekády výskumu. Na testovanie populačných trendov bola použitá jednoduchá lineárna regresia. Na základe klasifikácie trendov, 17 druhov (77,3 %) malo neistý trend, čo indikuje vysoké fluktuácie populácií. Päť druhov malo signifikantný pozitívny alebo negatívny trend. Populácia *Fringilla coelebs* signifikantne silne narástla a u *Poecile palustris* mierne narástla. Naopak, populácia *Columba palumbus* silne poklesla a u *Ficedula parva* a *Pyrrhula pyrrhula* mierne poklesla.

Štruktúra, dynamika a konvergencia gíld a migračných skupín

Gildy predstavujú základné stavebné jednotky ekologických spoločenstiev. Richard Root (1967) prvý definoval ekologickú gildu ako skupinu druhov, ktorá využíva podobné ekologické zdroje (napr. potrava, hniezdne dutiny, svetlo, atď.) podobným spôsobom (Korňan 2005). Gilda zoskupuje

druhy bez vzťahu k taxonomickej príslušnosti. Cieľom tejto časti štúdie bolo popísať štruktúru potravných gíld v ornitocenóze zmiešaného pralesa na základe reálnych náhodných pozorovaní vtákov pri kŕmení a vyhľadávaní potravy na potravných substrátoch, ktoré sa nachádzajú v pralese (posteriórny prístup) (Korňan & Adamík 2007). Gildy sme definovali na základe Rootovskej koncepcie t.j. na ich definíciu sme použili premenné popisujúce využívanie potravných substrátov a potravné stratégie a taktiež sme ich definovali len na základe podobnosti využívania potravných substrátov v zmysle MacMahonovskej koncepcie (MacMahon et al. 1981). Na štatistické definovanie gíld sme použili najobjektívnejší prístup založený na testovaní matice na štatisticky rozdielne druhové zhľuky (gildy) pomocou bootstrapovej zhľukovej analýzy (bootstrapped cluster analysis) (Korňan & Adamík 2007). Taktiež sme sa snažili pomocou nepriamej ordinačnej techniky (korešpondenčná analýza) extrahovať virtuálne faktory, ktoré mohli byť zodpovedné za segregáciu druhov do gíld počas vývoja ekosystému. Bootstrapová zhľuková analýza definovala 6 a 9 štatisticky rozdielnych gíld na dvoch hierarchických úrovniach v zmysle Rootovskej koncepcie. Na vyššej hierarchickej úrovni (6 gíld) sme definovali nasledovné gildy (Obr. 2): konzumenti na zemi, konzumenti viazaní na tok, konzumenti vo vzduchu, zberači na kmeni, d'ubači do kmeňa a konzumenti na listoch (Korňan & Adamík 2007). Na nižšej hierarchickej úrovni (9 gíld) sa gilda konzumentov na zemi rozdelila na gildy konzumentov v hrabanke a konzumentov v bylinnej etáži, gilda konzumentov vo vzduchu na gildy arborikolných muchárikov a vzdušných insektivorov a jednu samostatnú reprezentovanú *Erithacus rubecula* (krovinový muchárik). Ako dva rozhodujúce faktory, ktoré mohli byť zodpovedné za radiáciu druhov do gíld sa javia gradienty vertikálneho a horizontálneho rozmiestnenia zdrojov v modelovom lese (Korňan & Adamík 2007). Gradient vertikálneho rozmiestnenia zdrojov reprezentuje etážový gradient zdrojov zem (hrabanka)-bylinná etáž-kroviny-stromy-vzdušný obal. Horizontálny gradient je vytváraný priestorovou morfológiou stromu v zmysle gradientu zdrojov: kmeň-vetva-vetvička-list, čo spôsobilo evolúciu rozdielnych ekomorfologických adaptácií na lov diametrálne odlišných spoločenstiev bezstavovcov. Na základe medzikontinentálneho porovnania troch modelových lesov ekosystémov v Európe (NPR Šrámková), Severnej Amerike (Hubbard Brook experimentálny les) a Austrálii (Štátny les Bondi), kde sa robil výskum štruktúry gíld podobnou metodikou sa zistili znaky konvergentného vývoja ekologických gíld, ktoré mohli spôsobiť analogické faktory a gradienty prostredia v týchto evolučne rozdielnych typoch ekosystémov (Korňan & Holmes 2009, Korňan et al. 2013).

Pomerne malé rozdiely priemerných hodnôt populačnej variability (PV) sa zistili medzi jednotlivými kategóriami hniezdnych gíld (krovinové hniezdiče - 0,29 (n = 7); korunové hniezdiče - 0,31 (n = 4); pozemné hniezdiče - 0,31 (n = 5); dutinové hniezdiče - 0,39 (n = 8)). Rozdiely medzi skupinami na základe Kruskal-Wallisovho testu neboli významné (Korňan 2013). U migračných skupín sa zistili rozdiely v PV medzi migrantmi mierneho pásma (0,28; n = 13) a tropickými migrantmi (0,46; n = 5). Nezistili sa

signifikantné rozdiely v PV medzi rezidentmi (0,29; n = 7) a migrantmi mierneho pásma a tropickými migrantmi a rezidentmi (Korňan 2013). Na základe uvedených testov sa javí migračná stratégia mierneho pásma u vtákov ako najmenej ovplyvňujúca populačné fluktuácie v danom prostredí. Tropickí migranti sú ovplyvňovaní širokou škálou ekologických faktorov na hniezdiskách, migračných trasách a zimoviskách, čo je pravdepodobne dôvodom ich vysokých populačných fluktuácií a dlhodobého poklesu populácií.

Potravná ekológia a stromové preferencie vtákov

Chápanie rozdielov v potravnjej ekológii druhov v zmysle využívania rozdielnych potravných substrátov a stratégií je základom pre pochopenie princípov rozdeľovania zdrojov v ekosystéme. V ornitocenóze zmiešaného pralesa boli analyzované gildy konzumentov vo vzduchu (Korňan 2000, arborikolné mucháriky a vzdušné insektivory), zberačov na kmeni (Adamík & Korňan 2004) a celé zoskupenie spevavcov a d'atľov (Adamík et al. 2003, Korňan & Adamík 2017). Na základe uvedených štúdií možno konštatovať, že druhy majú špecifické preferencie využívania potravných substrátov a to aj v rámci gildy. Analyzovaním šírky niky v gilde muchárikov bol opísaný silný gradient potravnjej špecializácie od generalistov až po silných špecialistov (Korňan 2000). Podobný vzorec potravnjej špecializácie bol zistený aj pri analýze stromových preferencií spevavcov a d'atľov (Korňan & Adamík 2017). Druhy sa rozdelili do štyroch skupín: generalisti, špecialisti na ihličnaté dreviny, špecialisti na listnaté dreviny a špecialisti na mŕtve drevo. Okrem toho, významnú úlohu v rozdeľovaní zdrojov u muchárikov hrala aj výška kŕmenia. Druhy boli rozdelené podľa priemernej výšky kŕmenia do rôznych etáží. Pri analýze vzorcov kŕmenia *Sitta europaea* a *Certhia familiaris* (zberači na kmeni) bola zistená významná medziročná variabilita vo využívaní buka na kŕmenie, u ostatných drevín rozdiely neboli zistené (Adamík & Korňan 2004). *Sitta europaea* pri hľadaní potravy využíval širšie spektrum útočných stratégií a využíval viac typov substrátov ako *Certhia familiaris*, ktorého potravné správanie bolo viac-menej uniformné. U oboch druhov bola zistená výrazná preferencia kŕmenia na javore horskom, jedli bielej a smreku obyčajnom, čo pravdepodobne súvisí s morfológiou ich kôry. Rozvrásnená a popraskaná kôra s množstvom štrbín a úkrytov je zrejme ďaleko bohatšia na hmyz ako holá kôra buka (Adamík & Korňan 2004). Vo všeobecnosti možno konštatovať, že drobné spevavce preferovali na kŕmenie vzácne a menej rozšírené stromy ako brest horský, javor horský a smrek obyčajný (Korňan & Adamík 2017). Domnievame sa, na základe výsledkov z experimentálneho lesa Hubbard Brook, že sa mohlo jednať o skoro-sukcesné dreviny, ktoré nemajú tak vyvinutú obranu voči herbivornému hmyzu ako dominantné klimaxové dreviny, a preto môžu poskytovať insektivorným vtákom druhovo bohatšie a početnejšie zoskupenia hmyzu.

Druhovú asociáciu a organizáciu ornitocenózy

Medzidruhovú konkurenciu (kompetíciu) je chápaná ako jeden z hlavných mechanizmov, ktorý ovplyvňuje štruktúru, dynamiku a organizáciu ornitocenóz a spoločenstiev vôbec

(pozri prehľadové monografie Wiens 1989, Dhondt 2012). Konkurenčné mechanizmy boli formulované do dvoch zásadných koncepcií a mechanizmov na priestorovej a časovej úrovni: komplementárnej distribúcií a kompenzačnej dynamike. Na úrovni spoločenstiev a taxocenóz sa medzidruhová konkurencia testuje hlavne nepriamo pomocou druhových asociácií v priestore a čase. Pokiaľ druhy majú pozitívne asociácie (agregácia) alebo náhodné asociácie, tak test je negatívny, naopak, ak sú asociácie negatívne (segregácia), tak test je pozitívny a kompetícia je nepriamo potvrdená. Desaťročné údaje dynamiky ornitocenózy NPR Šrámková boli testované pomocou binárnych (prezencia/absencia) a kvantitatívnych nulových modelov a indexov spoločného výskytu, či vzorce dynamiky podporujú kompenzačnú dynamiku alebo nie (Korňan 2012, 2013). Na úrovni spoločenstva aj gild sa zistila výrazná prevaha pozitívnych a náhodných druhových asociácií, čím test dopadol negatívne.

Ďalšou výzvou výskumu bola syntéza na tému časových druhových asociácií v globálnom meradle. Na základe vyhľadávania v databázach Web of Science a SCOPUS a vlastných poznatkov bolo nájdených 19 dlhodobých štúdií ornitocenóz z Európy a Severnej Ameriky, ktoré trvali minimálne desať rokov a slúžili ako vzorka. Analýza sa robila na troch hierarchických úrovniach ornitocenózy: úroveň celého spoločenstva (Korňan & Kropil 2014), úroveň gild (Korňan et al. 2016) a úroveň druhových párov (Korňan & Svitok 2016). Na analýzu sa použili indexy spoločného výskytu (asociačné indexy) a nulové modely a v prípade druhových párov aj Bayesov štatistický prístup. Výsledkom troch štúdií na troch hierarchických úrovniach bol rovnaký záver: dynamika ornitocenóz pravdepodobne nie je výrazne ovplyvňovaná procesmi medzidruhovej konkurencie ako sa pôvodne predpokladalo na základe nepriamych výsledkov druhových asociácií.

Prínos pre ekologické koncepcie a teórie

V rámci výskumu boli testované viaceré ekologické teórie a koncepcie. Medzi najdôležitejšie štúdie výskumu patrila analýza druhových asociácií v časových vzorcoch ornitocenóz s negatívnym výsledkom významu medzidruhovej konkurencie (Korňan 2012, 2013; Korňan & Kropil 2014b; Korňan et al. 2016; Korňan & Svitok 2016). Ďalšou významnou prácou bolo testovanie konvergentného vývoja ekologických gild medzi kontinentmi v práci Korňan et al. (2013), kde sa našla podpora tejto hypotézy. Ďalej sme zistili, že dve základné koncepcie ponímania ekologických gild, Rootovská a MacMahonovská koncepcia, produkujú rozdielne vzorce štruktúry gild v rovnakom spoločenstve (Korňan & Adamík 2007). Zhodnotili sme, aké sú rozdiely vo vzorcoch gild podľa apriórneho a posteriórneho prístupu zo štúdia z jednej modelovej ornitocenózy z hľadiska výhod a nevýhod (Korňan & Adamík 2002). Výsledky štúdie prispeli aj k formovaniu názorov na nové ponímanie a definíciu termínu „ekologická gilda“ (Korňan & Kropil 2014a) (okolo 580 čítaní v sociálnej sieti Researchgate) a chápanie organizácie a štruktúry spoločenstiev u nás (Korňan 2005). Výsledky štúdie druhových preferencií stromov pri kmení vtákov nepodporili hypotézy stabilnejších populácií genera-

listov oproti špecialistom a taktiež silnejšiu selektivitú stromov u druhov s nízkymi populačnými hustotami (Korňan & Adamík 2017). Za zmienku stojí aj pozorovanie pravdepodobne prvého dvojitého hniezdenia *Ficedula parva* na svete v roku 2000, čo mohlo súvisieť s príchodom skorej jari a skorého priletu na hniezdiská ako dôsledok klimatických zmien (Korňan 2004b).

Aplikovaný prínos pre lesníctvo a ochranu prírody

Lesnícke obhospodarovanie lesov má preukazný vplyv na potravné stratégie vtákov a štruktúru potravných gild. Adamík et al. (2003) porovnali štruktúru potravných gild a šírku potravných ník rovnakých druhov vtákov medzi zmiešaným pralesom v NPR Šrámková ako prototypom pôvodných lesov v oblasti severozápadného Slovenska a smrekovou monokultúrou. Zistili chudobnejšiu štruktúru potravných gild a signifikantne užšiu šírku potravných ník v smrekovej monokultúre, čo bolo pravdepodobne spôsobené floristickou a štruktúrnou homogenizáciou pôvodného ekosystému. Korňan & Adamík (2017) sledovali stromové preferencie vtákov pri kmení v zmiešanom pralese v NPR Šrámková a došli k záveru, podobne ako iní autori, že pre zachovanie druhovo pestrej ornitocenózy je potrebná prítomnosť aj vzácnych stromov v ekosystéme ako javor horský, brest horský a mŕtveho dreva, ktoré sú preferované potravné substráty pre viaceré druhy, medzi ktoré patria aj potravní špecialisti. Z tohto dôvodu Korňan & Adamík (2017) odporúčajú v chránených územiach lesnícky manažment smerovať k pestovaniu pôvodnej druhovej skladby lesov, čím budú z floristického hľadiska vytvorené podmienky pre zachovanie vysokej diverzity ornitocenóz a tým aj zoocenóz, nakoľko viaceré vzácne druhy vtákov môžu byť chápané ako „dáždnikové druhy“, ktoré indikujú celkový stav ekosystému.

Na poslednom mieste by sme chceli podotknúť, že výsledky štúdie ornitocenózy NPR Šrámková prispeli aj k vytvoreniu odporúčaní na lesnícky manažment v zmysle udržateľného lesníctva a manažmentu rekreačných aktivít v chránených územiach (Korňan 2006, 2016).

Zhodnotenie vedeckých výstupov výskumu

Vedecké práce z výskumu boli pomerne úspešné aj v úrovni vedeckej citovanosti v podmienkach Slovenska v odbore ekológia. Od roku 1998, kedy bola opublikovaná prvá práca o rezervácii (Korňan 1998), celkový počet citácií všetkých kategórií dosiahol v roku 2017 hodnotu 95 (43 SCI, 12 SCOPUS, 17 zahraničných neindexovaných a 23 domácich neindexovaných). Z údajov z výskumu vznikla jedna rigorózna práca (MK) a jedna dizertačná práca (MK). Výsledky z výskumu boli prezentované na najvýznamnejších svetových ornitologických konferenciách a kongresoch vo forme troch prednášok a dvoch posterov (Medzinárodný ornitologický kongres, Konferencia európskej ornitologickej únie a Severoamerická ornitologická konferencia), jednej prednášky na európskej lesníckej konferencii a 23 prezentácií na slovenských a českých zoologických kongresoch, konferenciách a seminároch. Z 13 pôvodných vedeckých prác venovaných tomuto výskumu do roku 2017 bolo sedem

v karentovaných časopisoch, jeden v SCOPUS časopise, tri v domácich neindexovaných časopisoch a dva v domácich zborníkoch. Z troch krátkych vedeckých správ boli dve publikované v karentovaných časopisoch a jedna v domacom neindexovanom časopise. Za neindexovaný časopis chápeme časopis nezahrnutý do databáz Web of Science Core Collections a SCOPUS.

Pod'akovanie

Naša srdečná vďačka patrí Správe NP Malá Fatra vo Varíne za povolenie a podporu realizovať dlhodobý výskum ornitocenózy a využívať ich ubytovacie zariadenia počas výskumu. Taktiež ďakujeme Lesom Slovenskej republiky za povolenie využívať ich chatu v doline Bystrička na ubytovanie v čase, keď zhorela terénna stanica národného parku. Špeciálne pod'akovanie patrí všetkým, ktorí sa podieľali na terénnych prácach v extrémnom prostredí počas výskumu, ako vymeriavanie študijnej plochy a vegetačné snímkovanie, menovite Anita Bartakovics, Martin Bušovský, Štefan Bobocký, Tomáš Derka, Milan Fillo, Miloš Majda, Martin Paclík, Jozef Sečník, Hana Staňková a Juraj Vojtek. Za čiastočné financovanie výskumu ďakujeme Ministerstvu školstva, mládeže a telesnej výchovy Českej republiky; Ministerstvu školstva, vedy, výskumu a športu Slovenskej republiky; Nadácii otvorenej spoločnosti a Správe národných parkov Slovenskej republiky.

Literatúra

ADAMÍK P. & KORŇAN M. 2004. Foraging ecology of two bark foraging passerine birds in an old-growth temperate forest. *Ornis Fennica* 81: 13–22.

ADAMÍK P., KORŇAN M. & VOJTEK J. 2003. The effect of habitat structure on guild patterns and the foraging strategies of insectivorous birds in forests. *Biologia, Bratislava* 58: 275–285.

DHONDT A. A. 2012. Interspecific competition in birds. Oxford University Press, Oxford.

HEATH J. P. 2006. Quantifying temporal variability in population abundances. *Oikos* 115: 573–581.

HOLMES R. T. 2011. Avian population and community processes in forest ecosystems: Long-term research in the Hubbard Brook Experimental Forest. *Forest Ecology and Management* 262: 20–32.

KORŇAN M. 1998. Analýza potravných gíld hniezdnej ornitocenózy prírodného bukovo-jedľového lesa v NPR Šrámková v Krivánskej Fatre: posteriori prístup. In: Korňan, M. (ed.) *Výskum a ochrana Krivánskej Fatry*. Správa NP Malá Fatra, Varín: 94–102.

KORŇAN M. 2000. Interspecific foraging substrate preferences among flycatchers in a primeval mixed forest (Šrámková National Nature Reserve). *Oecologia Montana* 9: 36–43.

KORŇAN M. 2004a. Structure of the breeding bird assemblage of a primeval beech-fir forest in the Šrámková National Nature Reserve, the Malá Fatra Mts. *Biologia, Bratislava* 59: 219–231.

KORŇAN M. 2004b. The first record of double breeding of red-breasted flycatcher (*Ficedula parva*) in the world?

Biologia, Bratislava 59: 232–234.

KORŇAN M. 2005. Koncepcia štruktúrálnofunkčnej organizácie spoločenstiev: gildy a funkčné skupiny. *Biologické listy* 70: 81–106.

KORŇAN M. 2006. Hodnotenie vplyvu lesohospodárskeho využívania lesov na vtáchie zoskupenia: literárna rešerš. *Tichodroma* 18: 111–118.

KORŇAN M. 2008. Prvé dokázané hniezdenie sovy dlhochvostej (*Strix uralensis*) v Krivánskej Fatre (Slovensko). *Tichodroma* 20: 140–142.

KORŇAN M. 2012. Druhovú asociáciu v hniezdnej ornitocenóze zmiešaného pralesa: testy nulovými modelmi. In: Kubovčík, V. & S. Stašiov (eds), *Zborník príspevkov z vedeckého kongresu „Zoológia 2012, 18. Feriencové dni*. Technická univerzita vo Zvolene, Zvolen: 89–91.

KORŇAN M. 2013. Breeding bird assemblage dynamics in a primeval temperate mixed forest in the Western Carpathians (Slovakia): support for pluralistic community concept. *Ornis Fennica* 90: 151–177.

KORŇAN M. 2016. Vplyv výstavby lyžiarskych stredísk a zimnej rekreácie na vtáky: rešerš. *Tichodroma* 28: 86–96.

KORŇAN M. & ADAMÍK P. 2002. Porovnanie a priori a a posteriori prístupov pri analýze potravných gíld vo vtáčích spoločenstvách: modelový príklad. *Oecologia Montana* 11: 82–93.

KORŇAN M. & ADAMÍK P. 2007. Foraging guild structure within a primeval mixed forest bird assemblage: a comparison of two concepts. *Community Ecology* 8: 133–149.

KORŇAN M. & ADAMÍK P. 2014. Structure of the breeding bird assemblage of a natural beech-spruce forest in the Šútovská dolina National Nature Reserve, the Malá Fatra Mts. *Ekológia* 33: 138–150.

KORŇAN M. & ADAMÍK P. 2017. Tree species preferences of foraging insectivorous birds in a primeval mountain mixed forest: implication for management. *Scandinavian Journal of Forest Research* 32: 671–678.

KORŇAN M. & HOLMES R. T. 2009. Konvergencia štruktúry potravných gíld ornitocenóz medzi lesmi dvoch zoogeografických oblastí. *Tichodroma* 21: 15–32.

KORŇAN M., HOLMES R. T., RECHER H. F., ADAMÍK P. & KROPIL R. 2013. Convergence in foraging guild structure of forest breeding bird assemblages across three continents is related to habitat structure and foraging opportunities. *Community Ecology* 14: 89–100.

KORŇAN M. & KROPIL R. 2014a. What are ecological guilds? Dilemma of guild concepts. *Russian Journal of Ecology* 45: 445–447.

KORŇAN M. & KROPIL R. 2014b. Do long term patterns of bird assemblage dynamics imply interspecific competition? Null model analyses of species associations. *Ornithological Science* 13, Suppl.: 17.

KORŇAN M. & SVITOK M. 2016. Analýza druhových párov pomocou nulových modelov vo vzorcoch časovej dynamiky ornitocenóz vyvracia predpoklady kompenzačnej dynamiky: empirický Bayesov prístup. In: Krumpálová Z., M. Zígová & F. Tulis (eds.) *Zborník príspevkov z vedeckého kongresu „Zoológia 2016“*, Univerzita Kon-

- šťantína Filozofa v Nitre, Nitra, p. 119.
- KORŇAN M., SVITOK M. & KRIŠTÍN A. 2016. Analýza druhových asociácií nulovými modelmi v potravných gildách vtákov v časových vzorcoch ornitocenóz odporuje predpokladom kompenzačnej dynamiky. In: Krum-pálová Z., M. Zigová & F. Tulis (eds.) Zborník príspevkov z vedeckého kongresu “Zoológia 2016”, Univerzita Konštantína Filozofa v Nitre, Nitra, p. 120.
- MACMAHON J. A., SCHIMPF D. J., ANDERSEN D. C., SMITH K. G. & BAYN R. L., JR. 1981. An organism-centered approach to some community and ecosystem concepts. *Journal of Theoretical Biology* 29: 287–307.
- KORPEL Š. 1989. *Pralesy Slovenska*. Veda, Bratislava.
- RAHBK C. 1995. The elevational gradient of species richness: a uniform pattern? *Ecography* 18: 200–205.
- ROOT R. B. 1967. The niche exploitation pattern of the Blue-gray Gnatcatcher. *Ecological Monographs* 37: 317–350.
- WESOŁOWSKI T., ROWIŃSKI P. & MAZIARZ M. 2009. Wood Warbler *Phylloscopus sibilatrix*: a nomadic insectivore in search of safe breeding grounds? *Bird Study* 56: 26–33.
- WIENS J.A. 1989. *The ecology of bird communities*. Vol. I, II. Cambridge University Press, Cambridge.

ČASOPRIESTOROVÁ DISTRIBÚCIA PLŠIKA LIESKOVÉHO (*MUSCARDINUS AVELLANARIUS*) POČAS VEGETAČNEJ SEZÓNY

TIME-SPATIAL DISTRIBUTION OF HAZEL DORMOUSE, *MUSCARDINUS AVELLANARIUS*, DURING THE VEGETATION SEASON

LADISLAV HLÔŠKA

Považské múzeum v Žiline, Topoľová 1, 010 03 Žilina, email: hloska@pmza.sk

Abstract

During the research period 2014 - 2017 we monitored time and spatial activity of the hazel dormouse, *Muscardinus avellanarius*, in the vegetation period by nest tubes method. Based on the data on the occurrence of active individuals and territory signs, we verified the hypothesis about the potential impact of different environmental gradients on their presence or absence. Significant influence of moisture gradients, forest cover rate, height and coverage of the tree and hedge strata and species richness of the herb layer on the resulting time-spatial distribution of *M. avellanarius* has been confirmed. The time-spatial patterns of distribution have been significantly affected also by the intensity of perturbations of studied habitat.

Key Words

hazel dormouse, *Muscardinus avellanarius*, nesting tubes, distribution, environment gradients

Úvod

Plšík lieskový *Muscardinus avellanarius* (Linnaeus 1758) má súvislé rozšírenie v podhorských a horských oblastiach. Jeho mozaikovitý výskyt v nížinných a kotlinových oblastiach Slovenska súvisí s historicky dlhodobým odstraňovaním drevinnej zelene a fragmentáciou biotopov (Stanko & Mošanský 2012). Z hľadiska habitatových nárokov ho môžeme charakterizovať ako arborikolný druh preferujúci lesné a ekotonálne biotopy s dobre vyvinutou bylinnou a krovinnou vrstvou (Krištofik & Danko 2012).

Najkomplexnejšie informácie o *M. avellanarius* boli publikované vo Veľkej Británii (Bright & Morris 1990, 1993, 1996). Zároveň tu prvýkrát použili pri jeho výskume špeciálne dizajnované hniezdne tubusy (Morris et al. 1990). V rámci týchto výskumov boli spracované témy týkajúce sa potravinnej ekológie (Richards et al. 1984), habitatovej selekcie, aktivity a rozmnožovania *M. avellanarius* (napr. Woods 1997).

Na území bývalého Sovietskeho zväzu sa dlhodobému ekologickému výskumu tohto taxónu venoval Likhachev (1954, 1965, 1967, 1972). Vo Švédsku jeho habitatovú selekciu študoval napr. Berg (1996, 1997) a Betg & Berg (1998). V južnom Taliansku a na Sicílii boli uskutočnené výskumy zaoberajúce sa trofickými nárokmi *M. avellanarius* (Sarà & Sarà 2007), etologickými prejavmi v období aktivity a hniezdnymi preferenciami (Panchetti et al. 2004, 2007) alebo jeho distribúciou (Capizzi et al. 2002).

Populácie *M. avellanarius* vo fragmentovanej nížinnej krajine študovali v Nemecku Büchner et al. (2003). Výsledky dlhodobých ekologických štúdií, zameraných okrem iného na populačnú dynamiku, abundanciu a distribúciu, publikoval Juškaitis (1990, 2000, 2003, 2008) a Juškaitis & Büchner (2013).

Na území Českej a Slovenskej republiky sa rôznym aspektom rozšírenia, bionómie a ekológie druhu *M. avellanarius* venovali Kratochvíl (1973), Holišová (1968), Hrabě (1971), Gaisler et al. (1977), Anděra (1987, 1994, 2011). Miklós et al. (2002) sa zaoberal populačnou hustotou *M. avellanarius* vo Vysokých Tatrách. Miklós & Buchamerová (2004) sa venovali výskumu jeho priestorovej aktivity v porastoch kosodreviny. Výskytom *M. avellanarius* vo vzťahu k niektorým charakteristikám prostredia sa zaoberal napr. Čanády (2010).

Cieľom nášho výskumu bolo na základe údajov o výskyte *M. avellanarius* v hniezdných tubusoch overiť hypotézu potenciálneho vplyvu vybraných habitatových premenných (charakteristík prostredia) na jeho výslednú časopriestorovú distribúciu.

Skúmané územie

Výskum lokálnych populácií *M. avellanarius* sa uskutočnil na území, ktoré patrí do šiestich orografických celkov, resp. podcelkov; Lúčanská Fatra, Žilinská pahorkatina, Varínske podolie (územie NP Malá Fatra a jeho

ochranné pásmo), Sklabinské podhorie (ochranné pásmo NP Veľká Fatra), Súľovské vrchy (územie CHKO Strážovské vrchy) a Jablunkovské medzihorie (územie CHKO Kysuce).

Vyššie položené časti skúmaného územia sú súčasťou chladnej klimatickej oblasti, mierne chladného okrsku. Časti s nižšou nadmorskou výškou spadajú do mierne teplejšieho, veľmi vlhkého, vrchovinového okrsku, ktorý patrí do mierne teplej klimatickej oblasti (Lapin et al. 2002).

Geologické pomery skúmaného územia sú vzhľadom k veľkej výmere komplikované a menia sa lokálne podľa konkrétnej lokality výskumu. V lokalite Turianska dolina (Lúčanská Fatra) prevládajú horniny kryštalinika. Podložie lokality Strečno, Na bašte (Varínske podolie a Žilinská kotlina) je tvorené prevažne piesčito-štrkovitými fluvialnými sedimentami bývalých riečnych terás Váhu. V lokalite Podhradie, Bieličie (Sklabinské podhorie) dominujú paleogénne pieskovce a ílovce. Geologickým substrátom výskumných lokalít NPR Súľovské skaly (Súľovské vrchy) a Markov potok (Jablunkovské medzihorie) sú v prevažnej miere kvartérne deluviálne sedimenty.

Populácie *M. avellanarius* boli skúmané v nasledujúcich typoch biotopov: Turianska dolina – umelo obnovené smrekové a bukové porasty na mieste pôvodných bukových a jedľovo bukových kvetnatých lesov; Strečno, Na bašte – trnkové a lieskové krovinoviny; Podhradie, Bieličie – sčasti zarastajúce staré ovocné sady s hustou krovinovou vrstvou, sčasti vlhký jarok s dominanciou vŕb (*Salix* spp.); NPR Súľovské skaly – ekotón trnkových a lieskových krovin s extenzívne využívanými lúčnymi ekosystémami; Markov potok – slatinné a podmáčané lúky.

Materiál a metódy

Vzorkovací dizajn

Na zisťovanie dynamiky priestorovej aktivity cieľového druhu bola použitá metóda monitorovania pomocou v teréne inštalovaných hniezdnych (úkrytových) tubusov, ktoré boli skonštruované špeciálne pre druh *M. avellanarius* (Morris et al. 1990). Sú ním využívané ako úkryty na odpočinok počas dňa, počas reprodukcie a tiež ako miesta na fakultatívnu konzumáciu potravy (Juškaitis & Büchner 2013).

Výskum dynamiky priestorovej aktivity druhu *M. avellanarius* sme vykonávali na 5 trvalých výskumných plochách (ďalej iba TVP) počas výskumnej periódy trvajúcej od augusta 2014 do júna 2017. Termíny jednotlivých kontrol a počet skontrolovaných tubusov sú uvedené v tab. 1.

Na monitorovanie časopriestorovej aktivity *M. avellanarius* bolo použitých celkovo 125 hniezdnych tubusov (25 ks/TVP). Tubusy sme na jednotlivých TVP inštalovali v závislosti od typu študovaného krajinného prvku; v prípade líniových krajinných prvkov v línii (dĺžka línie 250 m, interval medzi tubusmi cca 10 m), ak sa jednalo o krajinnú plošku, na kvadráte (plocha 2 500 m², štvorcový spon medzi tubusmi cca 10 x 10 m). Tubusy sme fixovali pomocou plastových viazacích pásov na bočné konáre krovin, resp. stromov, pričom vstupný otvor inštalovaného

tubusu smeroval vždy k hlavnej osi (kmeňu) dreviny. Pri voľbe druhu dreviny, výšky umiestnenia a orientácie vstupného otvoru jednotlivých tubusov sme aplikovali randomizovaný výber. Vybrané štatistické charakteristiky inštalovaných hniezdnych tubusov pre jednotlivé TVP sú uvedené v tab. 2.

Štatistická analýza dát

Na štatistické spracovanie a štatistickú analýzu dát sme použili primárnu maticu (1155 riadkov x 67 stĺpcov) vytvorenú v relačnej databáze Access.

Exploračnú analýzu dát vrátane štatistického testovania hypotéz sme uskutočnili v prostredí štatistického softvéru NCSS 9.0.22. Z metód mnohorožmernej analýzy (metaanalýzy) dát sme pri porovnávaní rozdielov analyzovaných premenných aplikovali buď jednovýberový a dvojitý T-test (za splnenia predpokladu normálneho rozdelenia údajov), alebo neparametrické testy: jednovýberový, resp. dvojitý Wilcoxonov, alebo Mann-Whitneyov U test (ak dáta nemali normálne rozdelenie). Na testovanie diferencií v preferencii určitých habitatových premenných medzi mikrostanovišťami, biotopmi a rôznymi lokalitami sme použili procedúru jednofaktorovej analýzy rozptylu (ANOVA), resp. neparametrický Kruskal-Wallisov test. Na testovanie potenciálneho vplyvu prediktorov a faktorov na binárnu (dichotomickú) premennú – prezenciu/absenciu jedincov a pobytových znakov *M. avellanarius* – sme použili binárnu logistickú regresiu (Meloun & Militký 2002, Meloun et al. 2005, Lepš & Šmilauer 2016). Testovanie vplyvu vybraných habitatových premenných (charakteristik prostredia alebo environmentálnych premenných) na distribúciu a početnosť jedincov, resp. pobytových znakov (letné hniezda, trus, zvyšky po konzumácii potravy) v hniezdnych tubusoch sme uskutočnili pomocou metód priamej i nepriamej gradientovej analýzy v prostredí programu Ecological Methodology 7.2 (Krebs 1999). Grafické výstupy boli skonštruované v programoch Excel a CanoDraw for Windows 4.5.

Výsledky

Počas výskumnej periódy 2014 – 2017 sme skontrolovali celkom 957 hniezdnych tubusov pre *Muscardinus avellanarius*. Počas 44 kontrol sme v nich zaregistrovali buď priamo (aktívne adultné jedince alebo juvenily, resp. jedince v dennej spánkovej letargii), alebo nepriamo (pobytové znaky) prezenciu *M. avellanarius* v 370 prípadoch (38,66 %). 587 tubusov (61,34 %) bolo v čase kontrol buď prázdnych, bez pobytových znakov cieľového druhu, alebo sme v nich registrovali aktívne jedince druhov *Glis glis* alebo *Apodemus flavicollis*, resp. pobytové znaky svedčiace o ich prítomnosti.

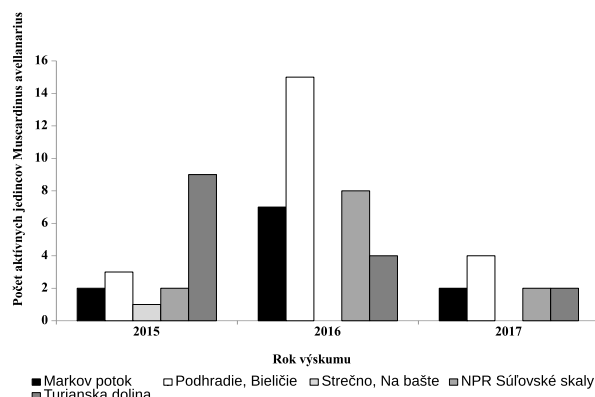
Fluktuácia početnosti

Počas trojročnej výskumnej periódy (2015 – 2017) sme v hniezdnych tubusoch rozmiestnených na 5 TVP pozitívne zaregistrovali 61 aktívnych jedincov druhu *M. avellanarius*. V uvedenom časovom intervale sme najvyšší počet aktívnych jedincov zaregistrovali na lokalite Turianska

dolina (n = 15), najnižší počet aktívnych jedincov *M. avellanarius* vykazovala lokalita Strečno, Na bašte (n = 1). Celkový počet zaregistrovaných aktívnych jedincov sa počas výskumnej periódy pohyboval v rozpätí od 17 (rok 2015) do 34 (rok 2016). Časopriestorovú distribúciu aktívnych jedincov *M. avellanarius* priamo zaregistrovaných pri kontrole hniezdných tubusov vyjadruje graf na obr. 1.

Dynamika výskytu pobytových znakov

Na analýzu dynamiky výskytu pobytových znakov sme použili údaje o prezencii pobytových znakov v hniezdných tubusoch z piatich TVP z obdobia rokov 2014 – 2017. Celkovo sme zaznamenali výskyt 382 pobytových znakov *M.*



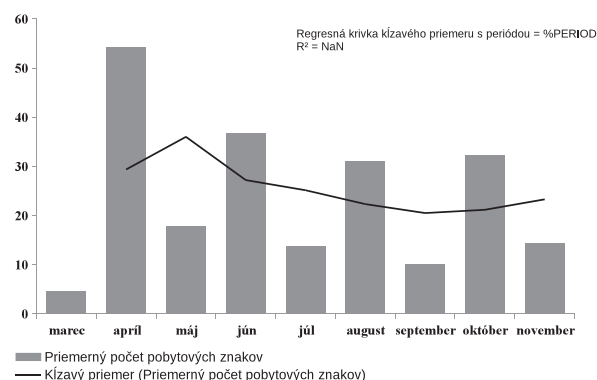
OBR. 1. Časopriestorová distribúcia aktívnych jedincov *Muscardinus avellanarius* zaregistrovaných pri kontrole hniezdných tubusov na piatich lokalitách v časovom intervale 2015 – 2017 (n = 61).

avellanarius (letné hniezda, trus, zvyšky po konzumácii potravy). Za rovnaký časový úsek sme počas 9 kontrol zaregistrovali najvyšší počet pobytových znakov *M. avellanarius* (n = 142) na TVP v Turianskej doline, s priemerným počtom 15,8 pobytových znakov na 1 kontrolu. Najnižší počet pobytových znakov sme zistili počas 10 kontrol na TVP Strečno, Na bašte (n = 17), čo predstavuje v priemere iba 1,7 pobytových znakov na 1 kontrolu. Výsledky testovania časopriestorových diferencií v počte registrovaných pobytových znakov *M. avellanarius* počas jednotlivých, za sebou nasledujúcich kontrol na 5 TVP obsahuje tab. 3.

Do analýzy dynamiky výskytu pobytových znakov *M. avellanarius* sme zahrnuli aj údaje z roku 2014, konkrétne údaje z TVP Súľovské skaly. Analyzovaný časový rad sme tak ohraničili časovým obdobím august 2014 – jún 2017. Náhodný výber pobytových znakov sa tak rozšíril na 420. Výberový súbor dát bol roztriedený do 9 podskupín, reprezentovaných mesiacmi marec – november. Počet pobytových znakov *M. avellanarius* mal v kontrolovaných tubusoch stúpajúcu tendenciu v jarných mesiacoch (marec – máj) s kulmináciou v apríli (n = 104), s viditeľným poklesom v letných mesiacoch (jún – začiatok septembra) s latenciou v septembri (n = 10) a s miernym rastom v jesenných mesiacoch (október – začiatok novembra). Priemerné počty pobytových znakov zaznamenaných v jednotlivých mesiacoch výskumu a krivka kľzavého

priemeru sú zobrazené na grafe (Obr. 2).

V dynamike výskytu pobytových znakov *M. avellanarius* sa prejavili výrazné sezónne oscilácie. Najvyšší sumárny počet pobytových znakov sme zaregistrovali vo vernálnom sezónnom aspekte (n = 118). Porovnateľný počet (n = 109) pozitívnych registrácií pobytových znakov sme zaznamenali tiež počas estiválneho aspektu. K poklesu v počte registrovaných pobytových znakov došlo v serotínálnom (n = 82) a autumnálnom aspekte (n = 73).



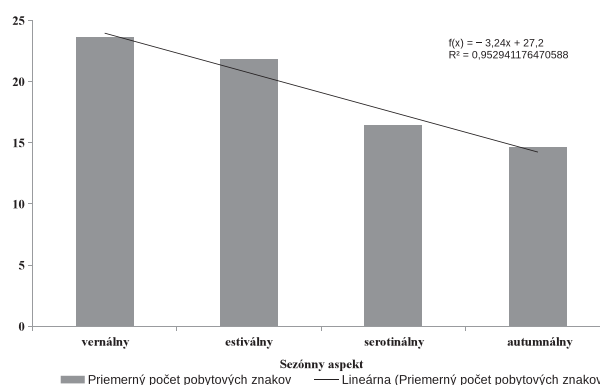
OBR. 2. Dynamika výskytu pobytových znakov *Muscardinus avellanarius* v hniezdných tubusoch kontrolovaných v mesiacoch marec – november v rokoch 2014 – 2017. Časové zmeny sú vyjadrené krivkou kľzavého priemeru (n = 420).

Frekvencia výskytu pobytových znakov *M. avellanarius* má počas vegetačnej sezóny výrazne klesajúcu tendenciu. Priemerný počet pobytových znakov zaregistrovaných v jednotlivých sezónnych aspektoch a lineárny trend predikcie ich sezónnych zmien znázorňuje graf na obr. 3.

Vplyv vybraných charakteristík prostredia na prezenciu/absenciu *M. avellanarius*

Z 28 sledovaných habitatových premenných (charakteristík prostredia) sme na testovanie ich potenciálneho vplyvu na prezenciu/absenciu *M. avellanarius*, resp. jeho pobytových znakov v hniezdných tubusoch použili 13 z nich. Výsledky deskriptívnej štatistiky vyselektovaných charakteristík prostredia uvádza tab. 4.

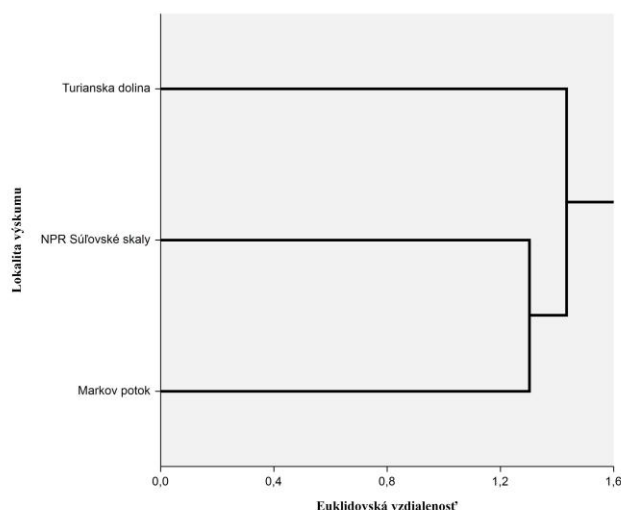
Na základe komparácie charakteristík prostredia uve-



OBR. 3. Sezónne zmeny výskytu pobytových znakov *Muscardinus avellanarius*. Zvislá os: priemerný počet pobytových znakov zistených v danom sezónnom aspekte (n = 382).

dených v tab. 4 sme zostrojili dendrogram podobnosti 3 skúmaných lokalít (Turianska dolina, NPR Súľovské skaly, Markov potok). Izolovaným, najviac odlišným objektom dendrogramu, zobrazeného na obr. 4, je lokalita Turianskej doliny, ktorá sa vyznačovala vysokou pokryvnosťou stromového poschodia (vrstvy), avšak veľmi nízkymi pokryvnosťami tak krovinového, ako aj bylinného poschodia. Najvyššiu podobnosť vykazovali lokality NPR Súľovské skaly a Markov potok (v projekčnom priestore dendrogramu vytvárajú spoločný zhluk) s nižšou pokryvnosťou stromového poschodia a vyššou pokryvnosťou krovinového poschodia, ako aj bylinnej vrstvy.

Na testovanie potenciálneho vplyvu konkrétnych charakteristík prostredia na výskyt *M. avellanarius* v kontrolovaných hniezdnych tubusoch sme použili procedúru binárnej logistickej regresie. V úlohe binárnej premennej do modelu vstupovali údaje o prezencii (1) alebo absencii (0) *M. avellanarius* v hniezdnych tubusoch. Nezávislé premennými (prediktormi) boli spojené premenné reprezentované výškou a pokryvnosťou jednotlivých vegetačných poschodí a denzitou drevných výhonkov, v kombinácii s kategorickými, nezávislými premennými (faktormi); počet rastlin-



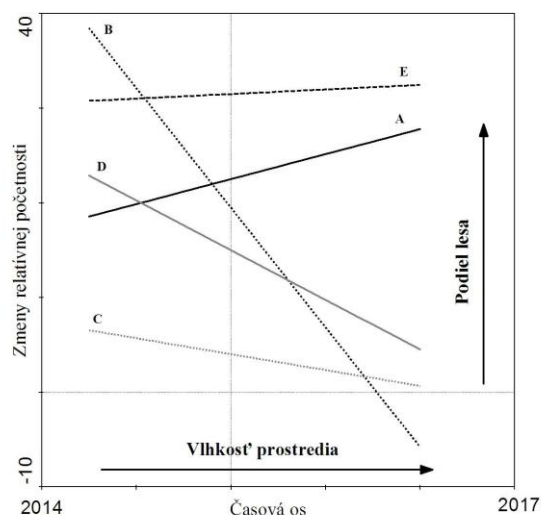
OBR. 4. Dendrogram podobnosti zostrojený na základe komparácie hodnôt vyselektovaných charakteristík prostredia na 3 lokalitách výskumu *Muscardinus avellanarius* (Turianska dolina, NPR Súľovské skaly, Markov potok).

ných druhov jednotlivých vegetačných poschodí, počet druhov plodonosných drevín a počet typov umelých perturbácií. Výsledky logistickej regresie, prezentované v tab. 5, nás oprávňujú konštatovať, že na výskyt *M. avellanarius* v hniezdnych tubusoch majú signifikantný vplyv nasledujúce premenné: výška stromového poschodia (hE3), pokryvnosť krovinového poschodia (pE2), počet druhov bylinného poschodia (PDE1) a počet typov umelých perturbácií (PTUP).

Zatiaľ čo v biotopoch situovaných do krajinnnej matrice s vysokým podielom lesa a s vyššou vlhkosťou prostredia (vlhké lúčne a slatinné spoločenstvá alebo lesný interiér s vlhkomikroklímou) mala relatívna početnosť *M. avellanarius* počas skúmaného intervalu 2014 – 2017 stúpajúcu tendenciu, v habitatoch s nižším podielom lesa a nižšou

vlhkosťou prostredia bol zreteľný opačný trend (obr. 5). Amplitúda relatívnej početnosti *M. avellanarius* mala väčší rozsah v menej priaznivých stanovištných podmienkach a podliehala väčším medziročným osciláciám.

Do priamej gradientovej analýzy (RDA) na testovanie vplyvu vyselektovaných charakteristík prostredia na časovú a priestorovú distribúciu *M. avellanarius* sme zaradili jednak údaje o prezencii (1) alebo absencii (0) aktívnych jedincov (resp. jedincov v torpidite) alebo jeho pobytových znakov (letné hniezdo, trus, zvyšky po konzumácii potravy (druhovú dáta), jednak dáta o vybraných charakteristikách prostredia (vysvetľujúce premenné). Na základe grafického výstupu tejto analýzy (obr. 6) môžeme konštatovať, že počet aktívnych jedincov *M. avellanarius* narastá priamo úmerne so zvyšujúcou sa denzitou drevných výhonkov



OBR. 5. Časové zmeny relatívnej početnosti *M. avellanarius* na piatich TVP. 1. ordinačná os projekčného priestoru bola identifikovaná ako gradient vlhkosti prostredia, 2. ordinačná os ako gradient stúpajúceho podielu lesa. Lokality: A – Markov potok; B – Podhradie, Bieličie; C – Strečno, Na bašte; D – NPR Súľovské skaly; E – Turianska dolina.

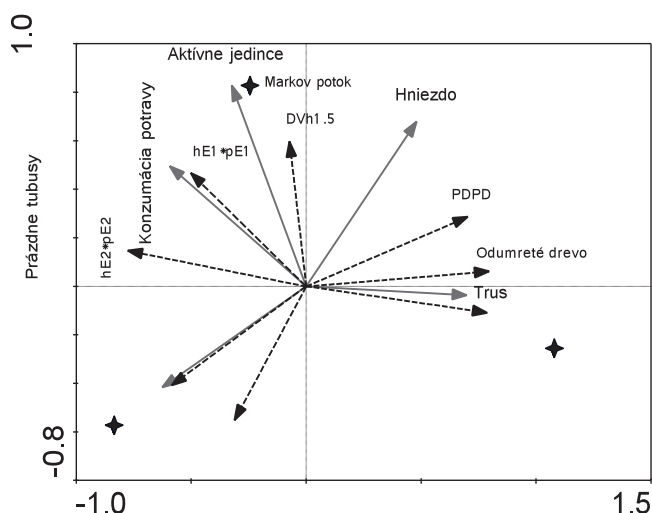
(DVh1,5). Slabšiu pozitívnu koreláciu sme zistili tiež medzi stúpajúcim počtom aktívnych jedincov *M. avellanarius* a gradientom výšky a pokryvnosti bylinnej vrstvy vegetačného profilu. Výskyt letných hniezd *M. avellanarius* bol determinovaný najviac denzitou drevných výhonkov (DVh1,5) a počtom plodonosných drevín (PDPD) na stanovišti.

Podiel trusu v tubusoch sa zvyšoval priamo úmerne s podielom práchnivejších kmeňov a ležiacej odumretej drevnej hmoty. Počet prázdnych tubusov pozitívne koreloval s gradientom výšky a pokryvnosti stromového poschodia. Najvyššiu frekvenciu aktívnych jedincov *M. avellanarius* sme v časovom úseku 2014 – 2017 zaregistrovali na TVP Markov potok, najviac prázdnych hniezdnych tubusov na TVP NPR Súľovské skaly. Trus *M. avellanarius* sa najčastejšie vyskytoval na TVP Turianska dolina.

Diskusia

Frekvencia výskytu *M. avellanarius* a jeho pobytových

znakov v hniezdnych tubusoch v priebehu vegetačnej sezóny výrazne klesá. Je to spôsobené zreteľným poklesom jeho priestorovej aktivity v neskoroletnom, ale najmä jesennom aspekte. Výrazný pokles priestorovej aktivity v jesennom období konštatujú vo svojej štúdii aj Juškaitis & Büchner (2013). Za jednu z hlavných príčin poklesu aktivity *M. avellanarius* koncom leta považujú fakt, že sa už v tomto období začína pripravovať na hibernáciu. Za hlavný spúšťač fyziologického vyladenia organizmu na prípravnú fázu pred hibernáciou pokladajú títo autori skracova-



OBR. 6. Grafický výstup RDA analýzy. Prvá os vysvetľuje 64,1 % a druhá 35,9 % celkovej variability dát. Druhé údaje: počet aktívnych jedincov alebo pobytočných znakov *M. avellanarius* v hniezdnych tubusoch; charakteristiky prostredia: Ppnov – počet pňov; PDPD – počet druhov plodonosných drevín; DVh1,5 – denzita drevnatých výhonkov vo výške 1,5 m nad povrchom pôdy; hE1*pE1 – gradient výšky a pokryvnosti bylinného poschodia; hE2*pE2 – gradient výšky a pokryvnosti krovinového poschodia; hE3*pE3 – gradient výšky a pokryvnosti stromového poschodia; PrHTub – priemerná výška umiestnenia tubusu.

nie dĺžky svetelnej časti dňa (fotoperiódou).

Počas nášho výskumu sme zistili, že *M. avellanarius* preferuje pri výbere hniezdného tubusu predovšetkým tie z nich, ktoré sú umiestnené v sukcesne mladších lesných alebo krovinových spoločenstvách, s vyššou denzitou (pokryvnosťou) krovín a vyššou druhovou diverzitou bylinnej vrstvy. Výskum ďalej potvrdil, že počet aktívnych jedincov *M. avellanarius* narastá priamo úmerne so zvyšujúcou sa denzitou drevnatých výhonkov v krovinovej vrstve, čo súvisí s jeho arborikolným spôsobom života. Dôležitú ochrannú a priestorovú funkciu husto rozkonárenej drevinovej vegetácie pri výbere miest na umiestnenie letných hniezd potvrdili tiež výskumy Juškaitisa (2008). Podľa Brighta & Morrisa (1990, 1996) je dôležitým determinantom kvality habitatu *M. avellanarius* aj vysoká druhová diverzita stromového a krovinového poschodia.

Signifikantný vplyv na distribúciu *M. avellanarius* v hniezdnych tubusoch počas vegetačnej sezóny, ako ukázal náš výskum, má tiež druhová diverzita bylinnej vrstvy. Vysoká diverzita rastlinných druhov zabezpečuje dostatok

kvalitnej potravy počas vegetačnej sezóny (Juškaitis, 2008).

Z analýz priameho pôsobenia rôznych typov antropických perturbácií (narušení) skúmaných biotopov rezultuje zistenie, že na distribúciu, a tým aj na abundanciu nami študovaných populácií *M. avellanarius*, malo výrazný vplyv najmä intenzívne obhospodarovanie poľnohospodárskej pôdy v agrocenózach, typ a intenzita lesníckeho manažmentu v lesných biocenózach a priame rušenie človekom (napr. neregulované športové aktivity a turistika v rezerváciách). Za hlavné faktory ohrozujúce populácie *M. avellanarius* v centrálnej Európe považujú Bright & Morris (1996) redukciu biotopov v agrocenózach, urbanizáciu a habitatovú fragmentáciu. V lesných biocenózach strednej Európy klesá podiel prírodných lesov na úkor hospodárskych, čo má preukázateľne negatívny vplyv na rozšírenie reprodukciu a prežívanie *M. avellanarius* (Bright & Morris 1996, Foppen et al. 2002, Verbeylen 2006).

Súhrn

Na piatich trvalých výskumných plochách sme v rokoch 2014 – 2017 skúmali metódou inštalovaných hniezdnych tubusov ($n = 125$) sezónne zmeny v abundancii a distribúcii jedincov *M. avellanarius* alebo jeho pobytočných znakov. Počas 44 kontrol sme zaregistrovali 61 aktívnych (alebo vo fáze denného torporu) jedincov *M. avellanarius* a 382 rôznych pobytočných znakov (letné hniezda, trus, zvyšky po konzumácii potravy). Frekvencia výskytu jedincov a pobytočných znakov oscilovala v závislosti od sezónneho obdobia. Výskyt *M. avellanarius* bol determinovaný okrem sezonality tiež priestorovou štruktúrou a kvalitou habitatu. Z testovaných habitatových premenných (charakteristik prostredia) mali na distribúciu *M. avellanarius* signifikantný vplyv nasledujúce premenné: výška stromového poschodia, pokryvosť krovinového poschodia, počet druhov bylinného poschodia a počet typov umelých perturbácií. Abundancia *M. avellanarius* v skúmaných biotopoch rástla priamo úmerne pozdĺž gradientov vlhkosti prostredia a stúpajúceho podielu lesa. Frekvencia výskytu aktívnych jedincov *M. avellanarius* taktiež narastala priamo úmerne so zvyšujúcou sa denzitou zdrevnatených výhonkov krovín a výškou a pokryvnosťou bylinnej vrstvy. Výskyt letných, resp. reprodukčných hniezd *M. avellanarius* bol determinovaný hlavne denzitou drevitých výhonkov vo výške 1,5 m nad úrovňou terénu a tiež počtom plodonosných druhov drevín na stanovišti. Výskyt prázdnych hniezdnych tubusov (bez znakov priestorovej aktivity) pozitívne koreloval s rastúcou výškou a pokryvnosťou stromového poschodia.

Výsledky nášho viacročného výskumu potvrdili predpoklad, že diverzifikácia biotopov, simultánne s antropickými perturbáciami, výrazne modifikujú ekologickú distribúciu a abundanciu *M. avellanarius*.

PodĎakovanie

Za všestrannú podporu výskumu patrí vďaka kolegom z Považského múzea v Žiline a pracovníkom Správy Národného parku Malá Fatra vo Varíne.

Literatúra

- ANDĚRA M. 1987. Dormice (*Gliridae*) in Czechoslovakia. Part II. *Muscardinus avellanarius*, *Dryomys nitedula* (*Rodentia: Mammalia*). Folia Musei Rerum Naturalium Bohemiae Occidentalis 26: 1–78.
- ANDĚRA M. 1994. The present status of dormice in the Czech Republic. Hystrix 6: 155–160.
- ANDĚRA M. 2011. Aktuální stav poznání výskytu hlodavců v České republice (*Rodentia*). Lynx 42: 5–82.
- BERG L. & BERG A. 1998. Nest site selection by the dormouse *Muscardinus avellanarius* in two different landscapes. Annales Zoologici 35: 115–122.
- BERG L. 1996. Small-scale changes in the distribution of the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* (*Rodentia, Myoxidae*) in relation to vegetation changes. Mammalia 60: 211–216.
- BERG L. 1997. Spatial Distribution and Habitat Selection of the Hazel Dormouse *Muscardinus avellanarius* in Sweden. Licentiate dissertation. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences.
- BRIGHT P. W. & MORRIS P. A. 1990. Habitat requirements of dormice *Muscardinus avellanarius* in relation to woodland management in southwest England. Biological Conservation 54: 307–326.
- BRIGHT P. W. & MORRIS P. A. 1993. Foraging behavior of dormice *Muscardinus avellanarius* in two contrasting habitats. Journal of Zoology 230: 69–85.
- BRIGHT P. W. & MORRIS P. A. 1996. Why are dormice rare? A case study in conversation biology. Mammal Review 26: 157–187.
- BÜCHNER S., STUBBE S., STUBBE M. & STRIESE D. 2003. Breeding and biological data for the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in eastern Saxony (Germany). Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae 49: 19–26.
- CAPIZZI D., BATTISTINI M. & AMORI G. 2002. Analysis of the hazel dormouse, *Muscardinus avellanarius*, distribution in a Mediterranean fragmented woodland. Italian Journal of Zoology 69: 25–31.
- ČANÁDY A. 2010. Príspevok k poznatkom o výskyte plcha lieskového (*Muscardinus avellanarius*) na severovýchodnom Slovensku (Ondavská vrchovina). Folia faunistica Slovaca 15 (19): 161–162.
- FOPPEN R., VERHEGGEN L. & BOONMAN 2002. Biology, status and conservation of the hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in the Netherlands. Lutra 45: 147–154.
- GAISLER J., HOLAS V. & HOMOLKA M. 1977. Ecology and reproduction of *Gliridae* (*Mammalia*) in northern Moravia. Folia Zoologica 26: 213–228.
- HOLIŠOVÁ V. 1968. Notes on the food of dormice (*Gliridae*). Zoologické Listy 17: 109–114.
- HRABĚ V. 1971. Circumanual glands of Central European *Gliridae* (*Rodentia*). Zoologické Listy 20: 247–250.
- JUŠKAITIS R. & BÜCHNER S. 2013. The Hazel Dormouse – *Muscardinus avellanarius*. 4th ed., NBB English Edition, Vol. 2, Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben.
- JUŠKAITIS R. 1990. Spatial distribution of the common dormouse in mixed forests of Lithuania. In: Bluzma P.(ed.) Mammals in Cultivated Landscape of Lithuania. Vilnius, Mokslas: 106–112.
- JUŠKAITIS R. 2000. Abundance dynamics of common dormouse (*Muscardinus avellanarius*), fat dormouse (*Glis glis*) and yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*) derived from nestbox occupation. Folia Theriologica Estonica 5: 42–50.
- JUŠKAITIS R. 2003. Abundance dynamics and reproduction success in the common dormouse, *Muscardinus avellanarius*, populations in Lithuania. Folia Zoologica 52: 239–248.
- JUŠKAITIS R. 2008. The Common Dormouse *Muscardinus avellanarius*: Ecology, Population Structure and Dynamics. Vilnius: Ekologijos institutas.
- KRATOCHVÍL J. 1973. Männliche Sexualorgane und System der *Gliridae* (*Rodentia*). Acta scientiarum naturalium Academiae scientiarum bohemoslovacae Brno 7: 1–52.
- KREBS CH. J. 1999. Ecological methodology. 2nd ed., University of British Columbia, Benjamin/Cummings, Menlo Park, Canada.
- KRIŠTOFÍK J. & DANKO Š. 2012. Cicavce Slovenska – rozšírenie, bionómia a ochrana. Veda, Bratislava.
- LAPIN M., FAŠKO P., MELO M., ŠŤASTNÝ P. & TOMLAIN J. 2002. Klimatické oblasti. P. 95. In: Miklós L. (ed.) Atlas krajiny Slovenskej republiky. 1. vyd. Bratislava: Ministerstvo životného prostredia SR; Banská Bystrica: Slovenská agentúra životného prostredia.
- LEPŠ J. & ŠMILAUER P. 2016. Biostatistika. Episteme, Nakladatelství Jihočeské univerzity, České Budějovice.
- LIKHACHEV G. N. 1954. Reproduction and abundance of the common dormouse. Zoologicheskii Zhurnal 33: 1171–1182.
- Likhachev G. N. 1965. Contributions to diurnal activity and aestivation of the common dormouse. Byulleten' Moskovskogo Obshchestva Ispytatelei Prirod 70: 5–17.
- LIKHACHEV G. N. 1967. Territorial distribution of the common dormouse. In: Arnoldi K. V. (ed.) Ecology of Mammals and Birds. Moskva: Nauka publishing, 79–90 pp.
- LIKHACHEV G. N. 1972. The distribution of dormice in the European part of the USSR. Fauna i ekologiya gryzunov 11: 71–115.
- MELOUN M. & MILITKÝ J. 2002. Kompendium statistického zpracování dat. Academia, Praha.
- MELOUN M., MILITKÝ J. & HILL M. 2005. Počítačová analýza vícerozměrných dat v příkladech. Academia, Praha.
- MIKLÓS P. & BUCHAMEROVÁ V. 2004. Priestorová aktivita plšika lieskového (*Muscardinus avellanarius*) v poraste kosodreviny. In: Adamec M. & Urban P. (eds.) Výskum a Ochrana Cicavcov na Slovensku VI. Zborník referátov z konferencie (Zvolen 10. – 11. 10. 2003) Štátna ochrana prírody SR, Centrum ochrany prírody a krajiny, Banská Bystrica 2004.
- MIKLÓS P., MARTÍNKOVÁ N., ŽIAK D. & KOCIANOVÁ M. 2002. The high spring population abundance of *Muscardinus avellanarius* in the High Tatra Mountains. In:

- Bakonyi G., Bosze SZ. & Morris P. (eds.) International Conference on Dormouse (*Myoxidae*) (Gödöllő 26. – 29. 8. 2002) Hungary Gödöllő.
- MORRIS P. A., BRIGHT P. W. & WOODS D. 1990. Use of nestboxes by the dormouse *Muscardinus avellanarius*. *Biological Conservation* 51: 1–13.
- PANCHETTI F., SORACE A., AMORI G. & CARPANETO G. M. 2007. Nest site preference of common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in two different habitat types of central Italy. *Italian Journal of Zoology* 74: 363–369.
- PANCHETTI F., AMORI G., CARPANETO G. M. & SORACE A. 2004. Activity patterns of the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in different Mediterranean ecosystems. *Journal of Zoology* 262: 289–294.
- RICHARDS C. G. J., WHITE A., HURRELL F. & PRICE F. E. F. 1984. The food of the common dormouse, *Muscardinus avellanarius*, in south Devon. *Mammal Review* 14: 19–28.
- SARÀ M. & SARÀ G. 2007. Trophic habits of *Muscardinus avellanarius* (*Mammalia Gliridae*) as revealed by multiple stable isotope analysis. *Ethology, Ecology & Evolution* 19: 215–223.
- STANKO M. & MOŠANSKÝ L. 2012. Plšík lieskový – *Muscardinus avellanarius*. 70 – 75. In: Krištofik J. & Danko Š. (eds.) *Cicavce Slovenska – rozšírenie, bionómia a ochrana*. Veda, Bratislava.
- VERBEYLEN G. 2006. Status and conservation of the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in the Province of Limburg (Flanders, Belgium). *Lutra* 49: 75–88.
- WOODS D. E. 1997. Nestboxes, captive breeding and re-introduction of the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in England. *Natura Croatica* 6: 199–204.

TAB. 1. Časová distribúcia kontrol hniezdných tubusov a počet skontrolovaných hniezdných tubusov v rámci jednotlivých kontrol. Lokality výskumu: A – Markov potok; B – Podhradie, Bieličie; C – Strečno, Na bašte; D – NPR Súľovské skaly; E – Turianska dolina.

Dátum/lokalita výskumu	A	B	C	D	E	Σ
07.08.2014	-	-	-	25	-	25
21.03.2015	-	25	-	-	-	25
11.04.2015	-	25	-	-	-	25
15.04.2015	-	-	1	-	-	1
16.04.2015	-	-	-	23	-	23
30.04.2015	-	-	-	-	25	25
09.06.2015	25	-	-	-	-	25
24.06.2015	-	-	-	-	25	25
26.06.2015	-	-	-	24	-	24
07.07.2015	-	-	18	-	-	18
23.08.2015	-	25	-	-	-	25
24.08.2015	25	-	-	-	-	25
25.08.2015	-	-	-	-	25	25
22.10.2015	25	-	-	-	-	25
31.03.2016	-	-	17	-	-	17
01.04.2016	-	25	-	-	-	25
13.04.2016	-	-	-	25	-	25
14.04.2016	-	-	-	-	25	25
05.05.2016	-	-	-	-	25	25
27.05.2016	-	-	9	-	-	9
01.06.2016	-	25	-	-	-	25
14.06.2016	-	-	9	-	-	9
17.06.2016	-	-	-	25	-	25
07.07.2016	25	-	-	-	-	25
08.07.2016	-	-	-	-	24	24
18.07.2016	-	25	-	-	-	25
19.07.2016	-	-	-	25	-	25
25.08.2016	-	-	17	-	-	17
30.08.2016	-	25	-	-	-	25
31.08.2016	25	-	-	-	-	25
19.09.2016	-	-	-	25	-	25
10.10.2016	-	-	-	-	25	25
28.10.2016	-	25	-	-	-	25
03.11.2016	-	-	17	-	-	17
04.11.2016	25	-	-	-	-	25
12.04.2017	-	-	-	-	25	25
19.04.2017	-	-	-	25	-	25
18.05.2017	-	25	-	-	-	25
23.05.2017	-	-	5	-	-	5
09.06.2017	25	-	-	-	-	25
14.06.2017	-	-	-	-	25	25
16.06.2017	-	-	10	-	-	10
21.06.2017	-	-	-	25	-	25
22.06.2017	-	-	8	-	-	8
Počet kontrol	7	9	10	9	9	44
Počet skontrolovaných tubusov	175	225	111	222	224	957

PRÍLOHY / APPENDICES

TAB. 2. Vybrané štatistické charakteristiky inštalovaných hniezdnych tubusov. Premenné: hTub – výška umiestnenia hniezdného tubusu v cm; orTub – orientácia vstupného otvoru tubusu v °; NV – nadmorská výška v m. Štatistické charakteristiky: n – rozsah výberu (počet tubusov); Min. – minimum, Max. – maximum; R – variačné rozpätie.

Premenná	n	Aritmetický priemer	Medián	Smerodajná odchýlka	Štandardná chyba priemeru	Min.	Max.	R
hTub	125	170,34	176	63,793	7,736	37	500	463
orTub	125	146,44	116	107,281	13,205	0	359	359
NV	125	591,45	514	176,108	18,990	384	954	570

TAB. 3. Dynamika počtu zaregistrovaných pobytových znakov *Muscardinus avellanarius* v závislosti od poradia kontroly. Min. – minimálny počet pobytových znakov; Max. – maximálny počet pobytových znakov; P – štatistická významnosť.

Lokalita výskumu	Počet kontrol	Počet pobytových znakov	Priemerný počet pobytových znakov	Min.	Max.	T-štatistika	P
Markov potok	7	94	13,4	2	19	6,36	0,0007
Podhradie, Bieličie	9	70	7,8	0	16	3,98	0,004
Strečno, Na Bašte	10	17	1,7	0	4	4,02	0,003
NPR Súľovské skaly	9	59	6,6	0	12	5,35	0,0006
Turianska dolina	9	142	15,8	5	24	8,72	0,00002

TAB. 4. Deskriptívna štatistika vybraných charakteristík prostredia. Štatistické charakteristiky: n – rozsah výberu; Min. – minimálna hodnota; Max. – maximálna hodnota; R – variačné rozpätie. Charakteristiky prostredia: PDE3 – počet druhov E₃; hE3 – výška E₃ v m; pE3 – pokryvnosť E₃ v %; PDE2 – počet druhov E₂; hE2 – výška E₂ v cm; pE2 – pokryvnosť E₂ v %; PDPD – počet druhov plodonosných drevín; DDV0,5 – denzita drevnatých výhonkov vo výške 0,5 m nad povrchom pôdy; DDV1,5 – denzita drevnatých výhonkov vo výške 1,5 m nad povrchom pôdy; PDE1 – počet druhov E₁; hE1 – výška E₁ v cm; pE1 – pokryvnosť E₁ v %; PTUP – počet typov umelých perturbácií.

Habitatová premenná	n	Aritmetický priemer	Smerodajná odchýlka	Min.	Max.	R
PDE3	62	1,92	1,518	0	10	10
hE3	61	10,23	5,172	0	24	24
pE3	61	41,92	21,301	0	80	80
PDE2	62	1,1	1,111	0	4	4
hE2	62	169,15	152,978	0	450	450
pE2	62	16,95	19,028	0	60	60
PDPD	39	1,62	0,877	0	4	4
DDV0,5	39	19,69	20,707	0	71	71
DDV1,5	39	28,41	28,703	0	102	102
PDE1	61	5,08	3,703	0	15	15
hE1	60	54,92	38,604	0	130	130
pE1	60	41,63	37,755	0	100	100
PTUP	39	1,08	0,354	0	2	2

TAB. 5. Vplyv vybraných charakteristík prostredia na prezenciu/absenciu mikromamálií v skúmaných lesných biotopoch. Metóda binárnej logistickej regresie - vysvetľovaná (závisle) premenná: binárne údaje o prezencii/absencii mikromamálií (0/1), prediktory: kvantitatívne údaje o výške a pokryvnosti vegetačných poschodí a denzite drevitých výhonkov, faktory: počet rastlinných druhov jednotlivých vegetačných poschodí, počet druhov plodonosných drevín a počet typov umelých perturbácií (n = 306). Vysvetlivky skratiek premenných rovnaké ako v tab. 4.

Premenná	Odhad b_i	Smer. odchýlka	Waldovo Z	P
PDE3	0,11	0,21	0,52	0,60
hE3	0,16	0,07	2,42	0,01
pE3	0,01	0,01	0,78	0,43
PDE2	0,01	0,00	0,78	0,43
hE2	0,00	0,00	0,01	0,99
pE2	0,07	0,02	3,02	0,002
PDPD	-0,32	0,24	-1,33	0,18
DDV0,5	0,00	0,02	0,14	0,88
DDV1,5	-0,03	0,02	-1,53	0,12
PDE1	-0,20	0,09	-2,30	0,02
hE1	0,01	0,01	0,96	0,33
pE1	0,02	0,01	1,58	0,11
PTUP	1,84	0,53	3,46	0,0005

RECENTNÝ VÝSKYT A REPRODUKCIA RYSA OSTROVIDA (*LYNX LYNX*) V CHKO KYSUCE A NP MALÁ FATRA

THE EURASIAN LYNX (*LYNX LYNX*) IN KYSUCE, PLA AND MALÁ FATRA, NP, SLOVAKIA: RECENT DISTRIBUTION AND REPRODUCTION

MARTIN DUŠA^{1,2}, MICHAL KALAŠ^{3,4}, ĽUBOSLAV HRDÝ⁴, TOMÁŠ FLAJS^{3,4}, PETER
DRENGUBIAK⁵ & MIROSLAV KUTAL^{1,2}

¹ Ústav ekologie lesa, Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 3, 61300 Brno, ČR,
email: martindulazoo@gmail.com

² Hnutí DUHA Olomouc, Dolní náměstí 38, 779 00 Olomouc, ČR

³ ŠOP SR, Správa NP Malá Fatra, Hrnčiariska 197, 1303 Varín, SK

⁴ Fatranský spolok, P.O. Hviezdoslasva 516, 013 03 Varín, SR

⁵ ŠOP SR, Správa CHKO Kysuce, U Tomali 1511, 022 01 Čadca, SR

Abstract

The research deals with the assessment of the recent distribution and reproduction of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the east part of Protected landscape area Kysuce (Beskydy part) and National park Malá Fatra, Slovakia during the period 1. 5. 2012 – 30. 4. 2017. SCALP (Status and Conservation of Alpine Lynx Population) and SPOIS (Species Online Information System) methods were used to test data reliability and to create recent distribution range map of lynx. Altogether 1496 reliable records were collected. 69 % of mapping grids were classified as permanently occupied with confirmed reproduction and 31 % as permanently occupied without reproduction. Five different females with 21 kittens were recorded in the study area.

Key Words

lynx, distribution, reproduction, Kysuce PLA, Malá Fatra NP

Úvod

Rys ostrovid (*Lynx lynx*) je v súčasnosti významným a nenahraditeľným zástupcom fauny Národného parku Malá Fatra, CHKO Kysuce a priľahlých oblastí. Výskyt rysa v minulosti však v tejto oblasti a celom území Slovenska značne fluktoval. Historicky sa rys vyskytoval na celom území Slovenska, čo dokladujú i archeologické nálezy, no jeho početnosť bola závislá na dvoch významných faktoroch a to dostatku prirodzenej koristi a jeho ochrane. Jeho stavu redukoval intenzívny lov, nakoľko bol rys neželaným predátorom a konkurentom poľovníkov, čo sa odzrkadlilo na jeho stavoch a celkovom rozšírení. Najmenšia početnosť a areál je dokladovaný pred a po prvej svetovej vojne. Od roku 1936 a počas druhej svetovej vojny badať výrazný nárast početnosti a expanziu areálu na západ kde sa rys začal stabilnejšie objavovať i v Malej Fatre a Stredných Beskydách. Do jeho úplnej legislatívnej ochrany v roku 1999 resp. 2001 však registrujeme niekoľko kolísaní v stave populácie (Hell & Slamečka 1996, Hell et al. 2004). Okrem klasických metód lovu rysa sa začiatkom 70. rokov 20. storočia začali chytať živé rysy do sklopov, ktoré slúžili na účely repatriácie do pohorí Západnej Európy (Stehlík 1979). Jednou z významných lokalít odchytov živých rysov patrí na území CHKO Kysuce známa lokalita Vychylovka (Kaluža 1968). Kysuce a Malá Fatra tiež tvorili významný zdroj jedincov, ktoré sa prirodzene rozšírili do pohorí na Morave

a v Sliezsku (Kratochvíl 1968a). V súčasnosti je výskyt rysa na záujmovom území stabilný, ohrozuje ho však stále narastajúca fragmentácia biotopov, dopravná infraštruktúra spojená s mortalitou na cestách a pretrvávajúci ilegálny lov.

Materiál a metodika

Dáta o výskyte druhu boli systematicky zbierané formou intenzívneho determináčného a oportunistického fotomonitoringu rysa ostrovida v CHKO Kysuce a širšom okolí (Duša et al. 2014, 2015, Duša 2016, Duša & Kotal 2017), oportunistickým fotomonitoringu v NP Malá Fatra a mapovaní jeho pobytových znakov behom nevegetačnej a vegetačnej sezóny (stopové dráhy, trus, korisť a pod.) na oboch záujmových územiach od 1. 5. 2012 do 30. 4. 2017. Výskyt s reprodukciou bol hodnotený počas sledovaného obdobia v tzv. „rysích rokoch“ (2012/2013; 2013/2014; 2014/2015; 2015/2016; 2016/2017). Každý z nich trval od 1. 5. do 30. 4. nasledujúceho roku. Interval bol definovaný na základe vrhov mláďat v období mesiacov máj/jún a osamostatňovaní mláďat v približne 11 mesiacoch veku života (apríl) v podmienkach strednej Európy (Zimmermann et al. 2005).

Následne bol získaný súbor dát klasifikovaný a hodnotený podľa vierohodnosti získaných dát metodikou SCALP (Status and Conservation of Alpine Lynx Population; Molinari-Jobin et al. 2006, 2012, Kotal 2014a, Antal et al. 2017).

Klasifikácia prebehla nasledovne:

C1– „presné záznamy“ (fotografie, mŕtvi jedinci, DNA potvrdenie)

C2 – potvrdené záznamy (pobytové znaky)

C2a (zdokumentované)

C2b (nezdokumentované, od dôveryhodných osôb)

C3 – „nepotvrdené záznamy“ (neoveriteľné)

Po klasifikácii výskytových dát sme výskyt rysa ostrovida analyzovali metodikou SPOIS 2012, 2017 (Species Online Information System) (Kaczensky et al. 2013, Chapron et al. 2014) v 13 kvadrátoch EEA (European environmental agency) 10 × 10 km, za využitia vierohodných C1 (n = 994) a C2 (n = 502) údajov v programe Arc Map 10.5 (ESRI 2016).

Metodika SPOIS 2017 je založená na následných pravidlách klasifikácie výskytu rysa ostrovida v jednotlivých mapovacích kvadrátoch:

1 = Stály výskyt s reprodukciou (prezencia potvrdená ≥ 3 roky v posledných 5 rokoch alebo > 50 % času a reprodukcia potvrdená v posledných 3 rokoch)

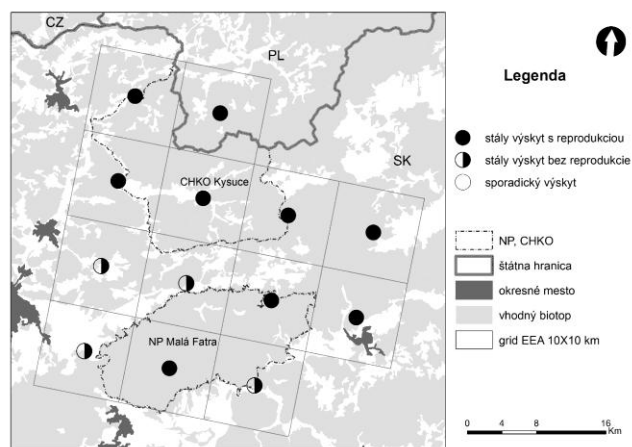
2 = Stály výskyt bez reprodukcie (prezencia potvrdená ≥ 3 roky v posledných 5 rokoch alebo > 50 % času a reprodukcia nepotvrdená v posledných 3 rokoch)

3 = Sporadický (vysoká miera fluktuácie) (prezencia potvrdená < 3 roky v posledných 5 rokoch alebo < 50 % času)

4 = Stály výskyt bez rozlíšenia výskytu reprodukcie alebo nemožné určiť stav (prezencia potvrdená ≥ 3 roky v posledných 5 rokoch alebo > 50 % času; reprodukcia nemôže byť ani potvrdená ani vylúčená)

Výsledky

Z celkového počtu 1496 C1 a C2 údajov bolo počas sledovaného obdobia možné potvrdiť stály výskyt s reprodukciou v 9 z 13 mapovacích kvadrátov (69 %). Stály výskyt bez nepreukázanej reprodukcie bolo možné potvrdiť v zostávajúcich 4 kvadrátoch (31 %) (Obr. 1).



OBR. 1. Mapa zobrazujúca výskyt rysa ostrovida v záujmových územiach za využitia kvadátovej siete EEA 10x10 km a metodiky SPOIS v období od 1.5. 2012 do 30.4. 2017



OBR. 2. Samica menom „Naďa“ zachytená fotopascou počas oportunistického fotomonitoringu na záujmovom území.

V rámci sledovanej periódy bola behom intenzívneho fotomonitoringu a zberu pobytových znakov zdokumentovaná reprodukcia u 5 rozličných samíc, z toho len u jednej samice, ktorej domovský okrskok sa rozkladá na území Kysuckej vrchoviny a Oravskej Magury, boli zdokumentované mláďatá každoročne (okrem roku 2012/2013). Počet vodiacich samíc a počet mláďat behom sledovaného obdobia fluktoval. Najviac vodiacich samíc (n = 3) bolo zachytených v roku 2014/2015, najmenej (n = 1) v roku 2012/2013 a 2013/2014. Počet mláďat sa pohyboval od 1 do 4, s priemerom dvoch mláďat na samicu ročne. Najviac mláďat bolo zachytených v roku 2014/2015 (n = 7). Jedna vodiaca samica s tromi mláďatami, ktorú sme zdokumentovali na videu z fotopasce, mala vážne poranenie nohy. Nakoľko sme ju v priebehu nasledujúceho obdobia a ďalších rokov na fotopasciach spolu s mláďatami nezachytili, predpokladáme ich úhyn (Tab. 1). Väčšina vodiacich samíc bola zachytená na území CHKO Kysuce (beskydská časť) a v ochrannom pásme NP Malá Fatra (n = 3). Vo vlastnom území NP Malá Fatra boli za obdobie monitoringu zachytené len dve vodiace samice s jedným mláďaťom.

Diskusia

Stály výskyt rysa bol v sledovanej perióde potvrdený vo všetkých mapovacích kvadrátoch, čo korešponduje i s výsledkami recentnej distribúcie rysa ostrovida na Slovensku vo viacerých publikáciách napr. Krištofik et al. (2012), Kaczensky et al. (2013) a najnovšie v publikácii Antal et al. (2017), kde však boli zahrnuté aj dáta nižšej kvality bez vierohodnej dokumentácie (C3). Stabilný výskyt rysa v oblasti dokladuje i intenzívny determinatívny fotomonitoring od roku 2013, kde je každým rokom zachytených priemerne 7 – 8 jedincov s populačnou hustotou 0,87 – 1,08 jedinca/100 km² (Duľa & Kutal 2017). Fluktuáciu početnosti vodiacich samíc a mláďat v jednotlivých rokoch a priestorové rozloženie samíc môže byť spôsobená radom faktorov. Významným môže byť kleptoparazitizmus medveďa hnedého na rysích koristiach, ktorý v Slovinsku potvrdili až u 30 % rysích koristi na území s výskytom medveďa Krofel et al. (2012). Autori uvádzajú, že miera kleptoparazitizmu bola najvyššia v neskorej jari a začiatkom leta (až 50 % koristi), teda

TAB. 1. Počet vodiacich samíc a mláďat v prvom roku života v jednotlivých rysích rokoch a územiach. Vysvetlivky: † - úmrtie samice alebo mláďaťa, buď predpokladané (†?) - v prípade, že došlo k strate zvierat'a z fotopasce behom roka, alebo potvrdené (nálezom kadáveru jedinca).

Rok	Vodiace samice		Mláďatá	
	NP Malá Fatra	OP Malá Fatra, CHKO Kysuce	NP Malá Fatra	OP Malá Fatra, CHKO Kysuce
2012/2013	1	-	1 (†?)	-
2013/2014	-	1	-	4 (1†?)
2014/2015	-	3 (1†?)	-	2 + 2 + 3 (3†?)
2015/2016	-	2	-	4 (1†?) + 2
2016/2017	1	1	1	2

v predlaktachnej a laktachnej fáze samíc rysa, kde je miera energetických výdajov najvyššia. V tejto súvislosti bolo dokázané, že dostupnosť potravy je dôležitým faktorom v reprodukčnej úspešnosti rysa (Nilsen et al. 2012), čo môže byť prípad i populácie rysa žijúcej na území Malej Fatry. Túto hypotézu podporuje i početnosť vodiacich samíc s vyšším počtom mláďat mimo NP Malá Fatra (Tab. 1), kde je výskyt medveďa menej častý, ako nasvedčujú dáta z fotomonitoringu a monitorovaní pobytových znakov (nepublikované údaje). Ďalším faktorom, ktorý môže hrať dôležitú úlohu je dostatok preferovanej koristi, ktorú v podmienkach Karpát tvorí nepochybne srnčia zver (Hell et al. 2004, Kutal 2014b). V prípade zaujímavých území v tejto štúdii predpokladáme, že početnosť srnčej zveri je na území Kysúc v porovnaní s Malou Fatrou vyššia. Na reprodukčnú úspešnosť a priaznivý stav rysa však môže vplývať niekoľko ďalších faktorov, preto je v danej problematike potrebné realizovať seriózny výskum, ktorý priniesie cenné poznatky a ozrejní viaceré, doposiaľ neznáme súvislosti.

Záver

Výsledky tejto štúdie priniesli na základe vierohodných dát aktuálny pohľad na výskyt, distribúciu a reprodukčný status rysa ostrovida v NP Malá Fatra, CHKO Kysuce a priľahlých oblasti. Populačný trend rysa na tomto území je potrebné intenzívne sledovať i naďalej, nakoľko sú tieto územia dôležitým zdrojom jedincov rysa pre okolité štáty ako Česká republika a Poľsko, kde je životaschopnosť populácií veľmi krehká a závislá na imigrácii jedincov zo Slovenska. Spolu s narastajúcou fragmentáciou prostredia a rozvojom infraštruktúry v regióne Kysúc a Malej Fatry, bude populácia rysa ostrovida v danej oblasti čeliť ešte väčším ohrozeniam a nástrahám ako doteraz, preto je dôležité čím skôr prijať potrebné opatrenia na zachovanie a životaschopnosť druhu v danej oblasti.

Podakovanie

Veľké podakovanie za zber dát a pomoc pri monitoringu patrí Vladovi Trulíkovi Michalovi Bojdovi, Leone Kutalovej, Zuzane Václavovej, Michalovi Králikovi, Martinovi Špilákovi, Alžbete Fodorovej, Kataríne Ševčíkovej, Tomášovi Krajčovi a ďalším terénnym pracovníkom, strážcom a dobrovoľníkom vlčích hliadok. Za spoluprácu na monito-

ringu ďakujeme tiež Štátnej ochrane prírody, Lesom SR a Okresnému úradu v Trenčíne, ktorý dal k výskumu súhlas (č. j. OU-TN-OSZP1-2014/49/3475).

Monitoring rysa ostrovida bol v rokoch 2012 – 2016 čiastočne podporený z International Visegrad fund a Európskou úniou (Fond mikroprojektov programu cezhraničnej spolupráce Slovenská republika – Česká republika).

Literatúra

- ANTAL V., BOROŠ M., ČERTÍKOVÁ M., CIBEREJ J., DÓCZY J., FINDO S., KAŠTIER P., KROPIL R., KUBALA J., LUKÁČ J., MOLNÁR L., PAULE L., RIGG R., RYBANIČ R., SMOLKO P. & ŠRAMKA Š. 2017. Program starostlivosti o rysa ostrovida (*Lynx lynx*) na Slovensku. Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky, Banská Bystrica.
- KRIŠTOFÍK J., HELL P. & BUČKO J. 2012. Rys ostrovid - *Lynx lynx*. In: Krištofik J. & Danko Š. 2012: Cicavce Slovenska: rozšírenie, bionómia a ochrana. Bratislava: Veda, 2012.
- DULA M. & KUTAL M. 2017. Abundance and population density of lynx (*Lynx lynx*) in Kysuce PLA, Slovakia. In: Bryja J., Horsák M., Horsáková V., Řehák Z. & Zukal J. (eds.) Zoologické dny Brno 2017. Sborník abstraktů zkonference 9.-10. února 2017.
- DULA M., DRENGUBIAK P., KUTAL M., TRULÍK V. & HRDÝ Ľ. 2015. Monitoring lynx in Kysuce PLA, Slovakia. In: Rigg R. & Kubala J. (eds.): Monitoring the status of carpathian lynx in Switzerland and Slovakia, Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok, pp: 34–41.
- DULA M. 2016. Početnosť, populačná hustota rysa ostrovida (*Lynx lynx*) v CHKO Kysuce a jeho potravní ekologie v porovnaní s vlkom obecným (*Canis lupus*) Diplomová práca, Masarykova univerzita, Brno.
- DULA, M., DRENGUBIAK, P., KUTAL, M. & TRULÍK, V. 2014. Fotomonitoring rysa ostrovida (*Lynx lynx*) v CHKO Kysuce. In Analýza výskytu veľkých šelem a průchodnosti krajiny v Západních Karpatech (eds. M. Kutal & J. Suchomel), Mendelova univerzita v Brně, Brno.
- HELL P. & SLAMEČKA J. 1996. Current status of the lynx (*Lynx lynx*) in Slovakia. In: Koubek P. & Červený J. (eds.) Lynx in the Czech and Slovak Republics. Acta Scientiarum Naturalium Academiae Scientiarum Bohemicae, Praha, pp: 1–10.

- micae Brno, 30(3), pp. 64–78.
- HELL P., SLAMEČKA J. & GAŠPARÍK J. 2004. Rys a divá mačka v slovenských Karpatoch a vo svete. PaRPRESS, Bratislava.
- CHAPRON G., KACZENSKY P., LINNELL, J.D.C., VON ARX, M., HUBER D., ANDRÉN H. & 70 MORE CO-AUTHORS 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science* 346: 1517–1519.
- KACZENSKY P., CHAPRON G., VON ARX M., HUBER D., ANDRÉN H. & LINNELL J.D.C. 2013. Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. European Commission, Brussels.
- KALUŽA J. 1966. Stopami rysa ostrovida. Slovenské vydavateľstvo poľnohospodárskej literatúry v Bratislave. Bratislava.
- KRATOCHVÍL J. A KOL. 1968a. Recent distribution of the Lynx in Europe. *Acta scientiarum naturalium Academiae scientiarum bohemoslovacae* – Brno 2: 1–74.
- KRIŠTOFÍK J., HELL P. & BUČKO J. 2012. Rys ostrovid – *Lynx lynx*. In: Krištofík J. & Danko Š. 2012: Cicavce Slovenska: rozšírenie, bionómia a ochrana. Bratislava : Veda, 2012.
- KROFEL M., KOS I. & JERINA K. 2012. The noble cats and the big bad scavengers: effects of dominant scavengers on solitary predators. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 66:1297–1304.
- KUTAL M. 2014a. Monitoring veľkých šelem In Kutal & Scuhomel (eds.) Velké šelmy na Moravě a ve Slezsku. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc: 64–86.
- KUTAL M. 2014b. Ekologie rysa ostrovida (*Lynx lynx*) a vlka obecného (*Canis lupus*) v oblasti Západních Karpat a jejich význam v lesním ekosystému. Dizertační práce, Mendelova univerzita, Brno.
- MOLINARI-JOBIN A., KÉRY M., MARBOUTIN E., MOLINARI P., KOREN I., FUXJÄGER C., BREITENMOSER WÜRSTEN CH., WÖLFL S., FASEL M., KOS I., WÖLFL M. & BREITENMOSER U. 2012. Monitoring in the presence of species misidentification: the case of the Eurasian lynx in the Alps. *Animal Conservation* 15: 266–273.
- MOLINARI-JOBIN A., ZIMMERMANN F., BREITENMOSER-WÜRSTEN C., CAPT S. & BREITENMOSER U. 2006. Status and distribution of the lynx in the Swiss Alps 2000–2004. *Acta biologica Slovenica*, 49, 3–11.
- NILSEN E.B., LINNELL J.D.C., ODDEN J., SAMELIUS G. & ANDRÉN H. 2012. Patterns of variation in reproductive parameters in Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Acta Theriol* 57:217–223.
- ZIMMERMANN F., BREITENMOSER WÜRSTEN C. & BREITENMOSER U. 2005. Natal dispersal of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Switzerland. *Journal of Zoology*, 267, 381–395.

RECENTNÍ VÝSKYT A DYNAMIKA VLKA OBEČNÉHO (*CANIS LUPUS*) V ZÁPADNÍCH KARPATECH

RECENT OCCURRENCE AND DYNAMICS OF GREY WOLF (*CANIS LUPUS*) IN THE WESTERN CARPATHIANS

MIROSLAV KUTAL^{1,2}, BARBORA ČERNÁ BOLFIKOVÁ³, MARTIN DULÁ^{1,2}, LEONA KUTALOVÁ²,
MICHAL BOJDA², MICHAL KALAS^{4,5}, TOMÁŠ FLAJS^{4,5}, ĽUBOSLAV HRDÝ⁵, PETER DRENGUBIAK⁶,
SABINA NOWAK⁷, ROBERT W. MYSLAJEK⁸, MICHAŁ FIGURA⁷ & PAVEL HULVA^{9,10}

¹Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 3, 613 00 Brno, ČR; email: miroslav.kutal@hnutiduha.cz

²Hnutí DUHA Olomouc, Dolní náměstí 38, 779 00 Olomouc, ČR

³Fakulta tropického zemědělství, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, 165 00 Praha, ČR

⁴Správa NP Malá Fatra, Hrnčiariska 197, 1303 Varín, SR

⁵Fatranský spolok, P. O. Hviezdoslava 516, 01303 Varín, SR

⁶Správa CHKO Kysuce, U Tomali 1511, 022 01 Čadca, SR

⁷Stowarzyszenie dla Natury „WILK”, Twardorzeczka 229, 34-324 Lipowa, Poland

⁸Institute of Genetics and Biotechnology, Faculty of Biology, University of Warsaw, ul. Pawińskiego 5a, 02-106 Warszawa, Poland

⁹Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy, Viničná 7, 128 43 Praha, ČR

¹⁰Přírodovědecká fakulta, Ostravská univerzita, Chittussiho 10, 170 00 Ostrava, ČR

Abstract

Grey wolf (*Canis lupus*) has recovered its population in Kysce and Orava region in the Western Carpathians, Slovakia, in 1980's, but the species has not been locally studied in detail, although it is a subject of legal hunting in the region. Field mapping of tracks and scat, howling records, extensive camera trapping and genetic monitoring was used to assess the species distribution, reproduction events and pack dynamics in years 2011 – 2017. Reproduction was confirmed in 10 of 13 squares of 10 × 10 EEA grid, two squares were evaluated as permanently occupied without reproduction and one square as sporadically occupied. In total, 13 reproduction events were recorded since summer 2012. Number of pups in six well-documented events varied between 2 and 6 (avg. 3.7 ± 1.5). We identified 55 unique genotypes in 65 successfully analysed samples using genetic profiles on 18 microsatellite loci (55 scat and 10 tissue samples mostly from hunted individuals). Kinship analyses revealed seven closely related groups of 2 – 12 individuals, most likely corresponding to pack members. The members of the same packs were sampled 1 – 3 years before they were replaced by other unrelated individuals. Although number of samples analysed during 5-year period (2011 – 2015) was rather low, preliminary results indicate a high turn-over in the population. Since hunting was the main source of the known mortality in the study area, we discuss the impact of hunting on pack dynamic. More intensive sampling of population is needed to assess the pack structure and to study processes taking place at local and regional level.

Key Words

large carnivores, population dynamics, wolf reproduction, hunting, population turn-over

Úvod

Priestože Západní Karpaty jsou územím velmi atraktivním z hlediska výskytu velkých šelem a zajímavým pro studium jejich soužití s lidmi v kulturní krajině, vlkům na okraji jejich trvalého rozšíření na Slovensku zatím nebyla věnována dostatečná pozornost.

Trvalá přítomnost vlků je v oblasti Západního Slovenska zaznamenávána od počátku 80. let 20. století (Hell 2003), ovšem podrobnější studie ze zájmového území s ambicí odhadnout charakter výskytu, počet smeček či frekvenci reprodukce byly zatím prováděny jen v omezené míře (Kutal et al. 2016). To je z velké části způsobeno obtížností studia šelmy s nízkou populační hustotou a rozsáhlými teritorii.

Vzhledem k tomu, že vlk je ohrožovaný řadou antropogenních faktorů včetně legálního lovu, je monitoring založený na věrohodných datech nezbytnou podmínkou managementu, aby bylo zajištěno, že populace je životaschopná a nachází se v tzv. příznivém stavu z hlediska ochrany (favorable conservation status).

Cílem příspěvku je vyhodnotit současný výskyt vlka obecného a přispět k poznání současného stavu vlčí populace na okraji Západních Karpat pomocí kombinací tradičních i moderních metod, jako je neinvazivní vzorkování populace, molekulárně-genetické analýzy a využití fotopastí. Tyto nástroje umožňují zdokumentovat rozmnožování, identifikovat jedince či poznat příbuzenské vztahy v populaci.

Metodika

Zájmové území

Zájmové území zahrnuje horské celky Kysucké Beskydy, Kysucká vrchovina, Oravská Magura a Kriváňská Malá Fatra o rozloze zhruba 950 km². Většina terénních prací proběhla na území CHKO Kysuce a mimo území NP Malá Fatra, ale vzhledem k přímé návaznosti parku na Oravskou Maguru a Kysuckou vrchovinu hodnotíme výskyt vlka i pro Malou Fatru.

Lesnatost zájmového území je 65 % a většinu porostů tvoří hospodářsky využívané lesy, pouze nepatrná část je chráněna v přírodních nebo národních přírodních rezervacích, mimo území národního parku je v rezervacích chráněno jen zhruba 8 km², tedy méně než 0,9 % plochy zájmového území (1,3 % z plochy lesů).

Západní Karpaty jsou pod silným antropogenním tlakem lidí. Na území CHKO Kysuce a NP Malá Fatra leží 25 obcí, kde v roce 2016 žilo 60 tis. obyvatel (Štatistický úrad SR 2017). Průměrná hustota obyvatelstva je 72 obyvatel na 1 km².

Sběr materiálu

Terénní výzkum probíhal od zimy 2010/2011 do zimy 2016/2017 zejména pomocí monitoringu pobytových znaků, záznamů hlasových projevů (vytí) a extenzivního použití fotopastí. Od zimy 2010/2011 proběhlo 351 terénních pochůzek, kdy bylo zaznamenáno 630 pobytových znaků vlka (nejčastěji trus a stopní dráhy), 23 hlasových projevů (vytí) a 11 přímých pozorování. Od léta 2012 byly pro sledování používány fotopasti, každoročně na 4 – 40 lokalitách, při kterých bylo získáno 896 záběrů vlků. Některé záběry byly získány díky souběžně probíhajícímu fotomonitoringu rysů, část fotopastí byla však instalována na specifická místa využívaná jako místa průchodu vlků nebo shromaždiště, kde se v průběhu srpna – září zdržují vlčata.

Při vyhodnocení charakteru výskytu byla využita data za posledních pět let (od zimy 2012/2013 do zimy 2016/2017), aby byla zachována stejná metodika (SPOIS 2017), využitá i při hodnocení výskytu rysa ostrovida a rozčlenění na tyto kategorie výskytu: sporadický, trvalý bez reprodukce a reprodukce (detailnější popis v Duľa et al., tento sborník).

Izolace DNA a amplifikace markerů

Pro genetické analýzy bylo využito 134 neinvazivních vzorků (většinou trusu), které byly získány v rámci terénního monitoringu a 10 tkáňových vzorků z legálního odstřelu nebo nalezených mrtvých jedinců. Vzorky byly uchovány v čistém 96 % ethanolu a po převozu do laboratoře skladovány při -20° C. Genomická DNA byla izolována pomocí QIAamp DNA Stool Mini Kitu (Qiagen), DNA Blood and Tissue Kitu (Qiagen), nebo Genomic DNA Mini Kit Tissue kitu (Geneaid).

Jako genetické markery byly použity jaderné mikrosatelity. Jedná se o úseky DNA tvořené opakováním velmi krátkých sekvenčních motivů (nejčastěji 2 – 4 báze). Příslušné lokusy mají v přírodě velkou délkovou variabilitu, protože mají vysokou mutační rychlost, a jsou proto vhodné pro analýzy populační struktury, genealogických vztahů a indi-

viduální identifikaci. Byl použit Canine Genotypes™ Panel 1.1 (Finnzymes), který obsahuje 18 mikrosatelitových lokusů (AHTk211, CXX279, REN169O18, INU055, REN54P11, INRA21, AHT137, REN169D01, AHTh260, AHTk253, INU005, INU030, FH2848, AHT121, FH2054, REN162C04, AHTh171 a REN247M23). V kitu jsou obsaženy primery pro amplifikaci amelogeninu, jaderného genu, který má různě dlouhé varianty na X a Y chromozomu a dá se proto použít k určení pohlaví.

Analýza dat

Pro správné určení genotypu jedince byl použit tzv. „multiple-tubes approach“ (Adams & Waits 2007, Taberlet 1996), kdy každý vzorek byl amplifikován několikrát nezávisle na sobě. Vzorek, který se nepodařilo amplifikovat ve dvou nezávislých PCR (polymerázová řetězová reakce) na celkem osmi mikrosatelitových lokusech, byl z analýzy vyřazen. Všechny ostatní vzorky byly na každém lokusu amplifikovány nejméně dvakrát a nejvíce osmkrát. Heterozygotní genotyp byl potvrzen, pokud byl pozorován nejméně ve dvou amplifikacích, homozygotní genotyp byl potvrzen po nejméně třech pozitivních opakováních. Pokud se genotyp nepodařilo získat po osmi opakováních na více než dvou lokusech, byl vzorek též vyřazen. Pro sestavení genotypu tedy bylo potřeba alespoň 86 % úspěšně amplifikovaných lokusů.

Výskyt nulových alel a dalších potenciálních artefaktů v mikrosatelitových datasetech byl analyzován v programu MicroChecker 2.2.3 (Van Oosterhout et al. 2004). Za účelem zjištění spolehlivosti zvolených markerů pro bezpečnou identifikaci jedinců byly v programu Cervus (Kalinowski et al. 2007) identifikovány shodné genotypy a následně byla zjištěna genealogická struktura populací.

Teritoria smeček (blízců příbuzných jedinců) jsme odhadovali v případě, že jsme měli k dispozici genetická data z více než 5 lokalit. Vytvořili jsme minimální konvexní polygon (MCP) na základě pozic všech jedinců z téže smečky. Velikost těchto MCP se pohybovala od 22 do 52 km² a protože bylo zřejmé, že několik bodů neumožňuje sestavit reálnou velikost vlčího teritoria, která se například v Tatrách pohybovala od 146 – 191 km² (Findo & Chovancová 2004), vytvořili jsme kolem MCP obalovou zónu o šířce 2 km, která slouží ke věrohodnější vizualizaci, není však ambicí odhadovat přesnou velikost teritoria.

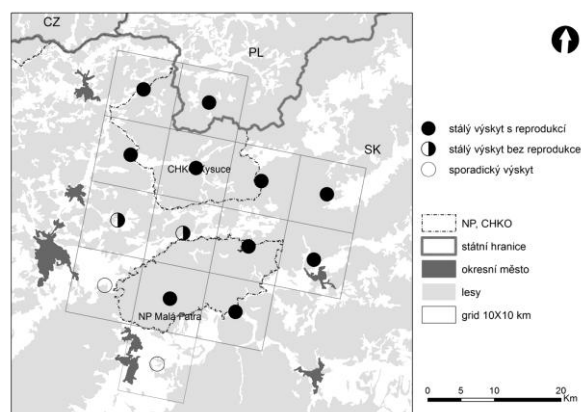
Výsledky

Při hodnocení výskytu v kvadrátech 10 × 10 km byla reprodukce potvrzena v 10 z 14 kvadrátů, trvalý výskyt bez reprodukce a sporadický výskyt vždy ve dvou kvadrátech (Obr. 1). Kombinací záznamů vytí a dat z fotopastí se podařilo v zájmovém území od léta 2012 prokázat celkem 13 reprodukčních událostí. 5 v Kysuckých Beskydách, 3 v Kysucké vrchovině, 2 v Oravské Maguře a 3 na Malé Fatře. V 7 případech bylo možné pomocí fotopastí se značnou jistotou určit počet mláďat, který se pohyboval od 2 do 6 (průměrně 3,7 ± 1,5).

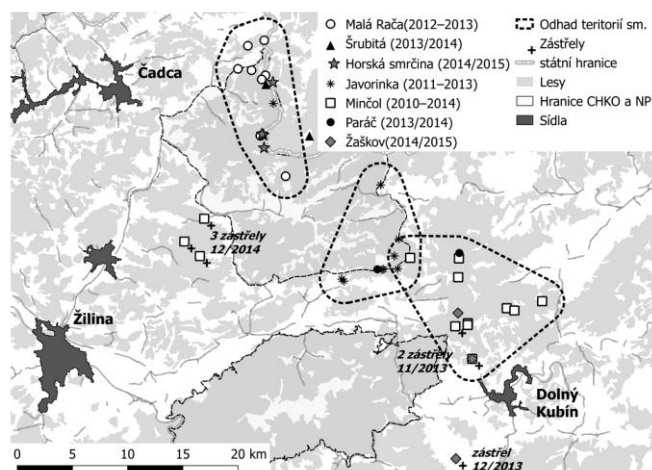
Genotyp se podařilo získat u 55 neinvazivních vzorků (40 % úspěšnost) a 10 tkáňových vzorků (100 %), ve kterých

bylo celkem identifikováno 55 různých jedinců. Analýzy ukázaly celkem 7 blízce příbuzných skupin (vztah rodič-potomek nebo sourozenecký vztah) o velikosti od dvou do 12 jedinců (Tab. 1, Obr. 2). Tyto skupiny považujeme za členy stejné smečky. U devíti jedinců byl zjištěn vztah dalšího stupně k některým z identifikovaných skupin, tři jedinci nevykázali příbuznost k žádnému vlku ze sledovaného území. Pouze jeden z pěti vlků, kteří byli zjištěni více než jednou, byl vzorkován v různých letech (samec ze smečky Javorinka, který emigroval na území smečky Malá Rača, Obr. 2). Blízce příbuzné skupiny byly identifikovány během čtyř let a považujeme je tedy za příslušníky téže smečky.

V Kysuckých Beskydech byla reprodukce věrohodně prokázána v létě 2012 a 2013 a předpokládáme, že toto území obývala smečka Malá Rača. Její členové byly v předpokládaném jádrovém území teritoria (v širším okolí Velké Rači) zjištěni naposledy v listopadu 2013. V lednu 2014 zde



OBR. 1. Charakter výskytu vlka obecného v zájmovém území na základě dat od 1. 5. 2012 do 30. 4. 2017.



OBR. 2. Skupiny blízce příbuzných jedinců a odhadovaná teritoria tří smeček s vyšším počtem vzorkovaných jedinců (blíže v Tab. 1). Byl zaznamenán přesun jedince ze smečky Javorinka do teritoria smečky Malá Rača mezi 3/2012 a 3/2013).

byli zjištěni jiní dva blízce příbuzní jedinci (smečka Šrubitá) a v létě 2014 zde byla opět potvrzena reprodukce, ovšem jiné smečky (Horská smrčina). Jeden z potomků smečky Malá Rača byl ještě v listopadu 2014 zjištěn v severní části

někdejšího teritoria této smečky.

V oblasti Kysucké vrchoviny byla pomocí fotopastí a známů vytí potvrzena reprodukce v létě 2012, 2013 a 2014. Genetické analýzy zde od března 2011 až do října 2013 identifikovaly skupinu 8 blízce příbuzných jedinců, o kterých předpokládáme, že byli členové stejné smečky Javorinka. V zimě 2015 zde byly nalezeny stopní dráhy 5 jedinců, ovšem genetický vzorek ukázal na příbuznost se členy zcela jiné smečky (Malá Rača). Od léta 2015 v Kysucké vrchovině reprodukce nebyla potvrzena a v území nebyl nikdy později nalezen žádný další vzorek, který by vykazoval blízkou příbuznost s touto smečkou. Mezi březnem 2012 a březnem 2013 jsme zaznamenali rozptýl jedince D 454 z této smečky do Kysuckých Beskyd (Obr. 2).

Na Oravské Maguře byla od února 2011 do března 2013 identifikována skupina celkem 9 blízce příbuzných jedinců Minčol (včetně 2 jedinců identifikovaných z tkáňových vzorků z legálního odstřelu v roce 2013). Tato skupina vykazovala vzdálenější příbuzenské vazby ke smečce Javorinka. Reprodukce zde byla potvrzena jen v létě 2012 a 2013. Je zajímavé, že 3 vlci legálně odstřeleni v západní části Kysucké vrchoviny (v prosinci 2014) vykazovali blízký příbuzenský vztah se členy této smečky. Na Oravské Maguře byli v zimě 2013/2014 identifikováni ještě dvě jiné skupiny blízce příbuzných vlků – v severní (Paráč) a jižní části (Žaškov).

V oblasti Malé Fatry se pomocí fotopastí podařila potvrdit reprodukce vlků v letech 2014 – 2016. V roce 2015 byl prokázán výskyt 2 dospělých a 3 vlčat a v roce 2016 se v dané oblasti pohybovala smečka v počtu 3 dospělých a 6 vlčat. Na základě nalezených četných pobytových znaků, zaznamenaných přímých pozorování (2011) lze předpokládat, že zde docházelo k reprodukci i v předchozích letech. Z Malé Fatry se nepodařilo získat žádný genotyp, příbuzenský vztah s dalšími smečkami tak není známý.

Diskuze

Západní okraj Karpat sahající od Kysuckých Beskyd až po Oravskou Maguru a Malou Fatru byl ve sledovaném období oblastí trvalého výskytu a rozmnožování vlků, což je v souladu s dřívějšími distribučními mapami ze Slovenska

TAB. 1. Geneticky identifikované skupiny blízce příbuzných jedinců a v Západních Karpatech v letech 2011 – 2015.

Smečka	Období	n
Malá Rača	1/2012 – 11/2013	7
Šrubitá	1/2014	2
Horská smrčina	7/2014 – 11/2014	3
Javorinka	3/2011 – 10/2013	8
Minčol	2/2011 – 3/2013	9*
Paráč	2 – 5/2014	2
Žaškov	12/2013 – 11/2014	3

* Tři vlci blízce příbuzní s touto smečkou byli uloveni v prosinci 2014 v západní části Kysucké vrchoviny (Obr. 2).

(Kaczensky et al. 2013), které však nebyly založeny na prokazatelných datech, zejména o reprodukci.

Předběžné výsledky genetických analýz naznačují, že se jedná o velmi dynamické území s velkou fluktuací jedinců.

Bohužel získaný počet vzorků není dostatečný k tomu, abychom mohli odhadovat přesnou početnost nebo sestavit rodokmeny. Například Stenglein et al. (2011) doporučuje pro dostatečné vzorkování všech jedinců ve smečce o velikosti 5 – 8 jedinců 50 – 100 vzorků.

Pravděpodobná doba perzistence smeček v zájmovém území trvala pouhé 1 – 3 roky. V oblasti Bělověžského pralesa na severovýchodě Polska rodičovské páry fungovaly 1 – 4 roky, zpravidla do té doby, než došlo k zabítí jednoho z rodičů v důsledku lovu a pytláctví (Jedrzejewski et al. 2005). V Severní Americe byla ztráta rodičovského páru v 77 % případech příčinou rozpadu smečky – především u málo početných smeček (Borg et al. 2014). Převzít úlohu jednoho z rodičovského páru může některý z dalších příslušníků smečky (Jedrzejewski et al. 2005). V naší studii jsme rodičovské páry nebyli schopni přesně identifikovat, ale je zřejmé, že doba jejich perzistence vzhledem k celkovým změnám ve struktuře smeček byla stejná nebo velmi pravděpodobně ještě kratší než v jiných studiích.

Legální odstřel v zájmovém území je nepochybně jedním z hlavních zdrojů mortality. Pokud předpokládáme populační hustotu vlka podobnou jako v polské části zájmového území (Beskid Żywiecki), tedy $1,7 \pm 2,5$ jedinců /100 km² (Nowak et al. 2008), tak v širší oblasti Kysuc a Oravy, kde v průměru dochází k odstřelu 9,1 jedinců/ročně, legální lov tvoří 30 – 44 % z odhadované populace (Kutal et al. 2016). Také menší velikost smeček na slovensko-polských hranicích a stagnace růstu ve srovnání se smečkami v polském vnitrozemí naznačuje podstatný vliv legálního odstřelu na populaci vlka (Nowak et al. 2008).

Kromě časté obměny smeček byl pozorován také občasný výskyt vzdáleně příbuzných nebo zcela nepříbuzných jedinců (min. 22 %). Nemůžeme určit, zda se jednalo o členy okrajových, nedostatečně vzorkovaných smeček nebo imigranty ze vzdálenějších oblastí, ovšem podrobnější analýza by mohla ukázat, zda se nejedná o důsledek rozpadu sociální struktury smeček. Například po zavedení zákazu lovu vlků v okolí národního parku Algonquin v Kanadě výrazně poklesl podíl jedinců nepříbuzných se zbytkem smečky (z 80 % na 6 %) což obnovilo přirozenou rodinnou strukturu smeček (Rutledge et al. 2010). Zvyšující se počty odstřelených vlků v oblasti Kysuc a Oravy vedly k častějšímu rozptylu jedinců na periferii výskytu v CHKO Beskydy (Kutal et al. 2016), což mohlo být způsobeno rozpadem smečky po smrti jednoho z rodičovského páru (Brainerd et al. 2008).

Mohly by populační hustota nebo reprodukční úspěšnost vlka v Západních Karpatech významněji ovlivňovat jiné antropogenní faktory, jako je například rušení lidmi? Na česko-slovenském pomezí je sice průměrná hustota obyvatelstva vyšší (109 obyvatel/km²) než v našem v zájmovém území (74/ ob./km²); na polské straně zájmového území však dosahuje hustota obyvatelstva v průměru 150 ob./km² a například vlčí smečky v Dolním Sasku se vyskytují v oblastech, kde je průměrná hustota obyvatelstva 190 ob./km² (Ronnenberg et al. 2017). V rámci Evropy vykazují ze všech tří velkých šelem největší toleranci k lidskému osídlení vlci, v průměru žijí v oblastech s hustotou $36,7 \pm 95$ ob./km² (rozsah

0 – 3050 ob./km²) (Chapron et al. 2014). Na česko-slovenském pomezí se pravidelně rozmnožuje rys ostrovid (Kutal et al. 2013), který je citlivější k vyrušování než vlk, domníváme se proto, že kvalita biotopu pro širokého habitatového generalistu, jakým je vlk, nebude limitujícím faktorem ani v Západních Karpatech.

Předběžné výsledky monitoringu zatím přinášejí stále mnoho otázek. Věříme, že intenzivnější monitoring a zvýšený zájem o vlka a jeho výzkum v současném Programu péče (Antal et al. 2016) umožní přesnější odhad struktury populace na lokální úrovni, detailnější poznání jejich rodinného života a odpovědnější péči o tento evropsky chráněný druh šelmy.

Poděkování

Velmi si vážíme pomoci dobrovolníků při terénním monitoringu vlka. Na tomto místě si poděkování zaslouží především (v abecedním pořadí): Job de Bruin, Alžběta Fodorová, Kateřna Ševčíková, Martin Špilák, Vlado Trulík, Zuzana Václavová a další dobrovolníci Vlčích hlídek. Za spolupráci na monitoringu děkujeme také Štátní ochraně přírody SR, Lesům SR a Okresnému úřadu v Trenčíně, který k výzkumu dal souhlas (č. j. OU-TN-OSZP1-2014/49/3475). Monitoring vlka a genetické analýzy mohly v předchozích letech probíhat díky laskavé finanční podpoře Nadace Euro-Natur, grantu z Lichtenštejnska, Norska a Islandu, International Visegrad Fund a Evropské unii (Fond mikroprojektů programu přeshraniční spolupráce Slovenská republika – Česká republika). Práci Roberta W. Mysłajeka podpořilo National Science Centre (Polsko), grantové číslo DEC-2014/12/S/NZ8/00624.

Literatura

- ADAMS J. R. & WAITS L. P. 2007. An efficient method for screening faecal DNA genotypes and detecting new individuals and hybrids in the red wolf (*Canis rufus*) experimental population area. *Conserv. Genet.* 8: 123–131.
- ANTAL V., BOROŠ M., ČERTÍKOVÁ M., CIBEREJ J., DÓCZY J., FINĐO S., KAŠTIER P., KROPIL R., LUKÁČ J., MOLNÁR L., PAULE L., RIGG R., RYBANIČ R. & ŠRAMKA Š. 2016. Program starostlivosti o vlka dravého (*Canis lupus*) na Slovensku. Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky, Banská Bystrica.
- BORG B. L., BRAINERD S. M., MEIER T. J. & PRUGH L. R. 2014. Impacts of breeder loss on social structure, reproduction and population growth in a social canid. *J. Anim. Ecol.* 84: 177–187.
- BRAINERD S. M., ANDRÉN H., BANGS E. E., BRADLEY E. H., FONTAINE J. A., HALL W., ILIOPOULOS Y., JIMENEZ M. D., JOZWIAK E. A., LIBERG O., MACK C. M., MEIER T. J., NIEMEYER C. C., PEDERSEN H. C., SAND H., SCHULTZ R. N., SMITH D. W., WABAKKEN P. & WYDEVEN A. P. 2008. The Effects of Breeder Loss on Wolves. *J. Wildl. Manage.* 72: 89–98.
- FINĐO S. & CHOVANCOVÁ B. 2004. Home ranges of two wolf packs in the Slovak Carpathians. *Folia Zool.* 53: 17–26.
- HELL P. 2003. 1. Historické rozšírenie a populačná hustota vlka na Slovensku. In: Györgi, P., Pačenovský, S. (eds.)

- Vlky a Rysi v Oblasti Slovensko-Maďarských Hraníc. WWF Hungary, Budapest, 5–15.
- CHAPRON G., KACZENSKY P., LINNELL J. D. C., ARX M. VON, HUBER D., ANDRÉN H., LÓPEZ-BAO J. V., ADAMEC M., ÁLVARES F., ANDERS O., BALČIAUSKAS L., BALYS V., BEDŐ P., BEGO F., BLANCO J. C., BREITENMOSER U., BRØSETH H., BUFKA L., BUNIKYTE R., CIUCCI P., DUTSOV A., ENGLEDER T., FUXJÄGER C., GROFF C., HOLMALA K., HOXHA B., ILIOPOULOS Y., IONESCU O., JEREMIĆ J., JERINA K., KLUTH G., KNAUER F., KOJOLA I., KOS I., KROFEL M., KUBALA J., KUNOVAC S., KUSAK J., KUTAL M., LIBERG O., MAJÍČ A., MÄNNIL P., MANZ R., MARBOUTIN E., MARUCCO F., MELOVSKI D., MERSINI K., MERTZANIS Y., MYSLAJEK R. W., NOWAK S., ODDEN J., OZOLINS J., PALOMERO G., PAUNOVIĆ M., PERSSON J., POTOČNIK H., QUENETTE P.-Y., RAUER G., REINHARDT I., RIGG R., RYSER A., SALVATORI V., SKRBINŠEK T., STOJANOV A., SWENSON J. E., SZEMETHY L., TRAJČE A., TSINGARSKA-SEDEFICHEVA E., VÁŇA M., VEEROJA R., WABAKKEN P., WÖFL M., WÖFL S., ZIMMERMANN F., ZLATANOVA D. & BOITANI L. 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*. 346: 1517–1519.
- JEDRZEJEWSKI W., BRANICKI W., VEIT C., MEDUGORAC I., PILOT M., BUNEVICH A., JEDRZEJEWSKA B., SCHMIDT K., THEUERKAUF J., OKARMA H., GULA R., SZYMURA L. & FOERSTER M. 2005. Genetic diversity and relatedness within packs in an intensely hunted population of wolves *Canis lupus*. *Acta Theriol. (Warsz)*. 50: 3–22.
- KACZENSKY P., CHAPRON G., VON ARX M., HUBER D., ANDRÉN H. & LINNELL J. D. C. 2013. Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. European Commission, Brussels.
- KALINOWSKI S. T., TAPER M. L. & MARSHALL T. C., 2007. Revising how the computer program CERVUS accommodates genotyping error increases success in paternity assignment. *Mol. Ecol.* 16: 1099–1106.
- KUTAL M., VÁŇA M., BOJDA M. & MACHALOVÁ L. 2013. Výskyt rysa ostrovida (*Lynx lynx*) v širší oblasti CHKO Beskydy v letech 2003–2012. *Acta Musei Beskidensis* 5: 121–136.
- KUTAL M., VÁŇA M., SUCHOMEL J., CHAPRON G. & LOPEZ-BAO J. 2016. Trans-Boundary Edge Effects in the Western Carpathians: The Influence of Hunting on Large Carnivore Occupancy. *PLoS One* 11, e0168292.
- NOWAK S., MYSLAJEK R. W. & JĘDRZEJEWSKA B. 2008. Density and demography of wolf, *Canis lupus* population in the western-most part of the Polish Carpathian Mountains, 1996–2003. *Folia Zool.* 57: 392–402.
- RONNENBERG K., HABBE B., GRÄBER R., STRAUß E. & SIEBERT U. 2017. Coexistence of wolves and humans in a densely populated region (Lower Saxony, Germany). *Basic Appl. Ecol.* (in press).
- RUTLEDGE L., PATTERSON B., MILLS K., LOVELESS K., MURRAY D. & WHITE B. 2010. Protection from harvesting restores the natural social structure of eastern wolf packs. *Biol. Conserv.* 143: 332–339.
- STENGLEIN J., WAITS L., AUSBAND D., ZAGER P. & MACK C. 2011. Estimating gray wolf pack size and family relationships using noninvasive genetic sampling at rendezvous sites. *J. Mammal.* 92: 784–795.
- ŠTATISTICKÝ ÚRAD SR 2017. Databáza DATAcube.
- TABERLET P. 1996. Reliable genotyping of samples with very low DNA quantities using PCR. *Nucleic Acids Res.* 24: 3189–3194.
- VAN OOSTERHOUT C., HUTCHINSON W. F., WILLS D. P. M. & SHIPLEY P. 2004. MICRO-CHECKER: Software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. *Mol. Ecol. Notes* 4: 535–538.

ORGANIZOVANÉ PRIAME POZOROVANIA MEDVEĎA HNEDÉHO (*URSUS ARCTOS*) V OBLASTI NÁRODNÉHO PARKU MALÁ FATRA

ORGANIZED DIRECT OBSERVATIONS OF THE BROWN BEAR (*URSUS ARCTOS*) IN THE MALÁ FATRA NATIONAL PARK AREA

MICHAL KALAŠ

ŠOP SR, Správa Národného parku Malá, Hrnčiarska 197, 013 03 Varín, SR
email: michal.kalas@gmail.com

Abstract

To monitor the demographic characteristics of the brown bear population (*Ursus arctos*), a direct observation method has been used since 2003 in the part of the Malá Fatra National Park and its buffer zone (225 km²). Between 2007 and 2017, an average of 35 sites were occupied, with an average of 47.9 % successful. Over the same period, 400 observations were recorded, with a total of 597 bears. Duplicate observations accounted up to 31.5 %. Another 83 observations were those that did not allow an individual to identify (inappropriate light conditions, short observation time, long distance). Females with cubs accounted for 28.8 % of the individuals classified in one of the age-sex categories (n = 191). The observed litter sizes were 2.11 in females with <1 year old cubs and 1.71 in females with juveniles > 1 year. The average recorded density of bears in the area was 16.1 (4.8 – 28) individuals / 100 km². The method of direct observation of individuals indicates possible significant underestimation of the population density of bears in the study area, but at the same time indicates its further significance.

Key Words

brown bear, density, female with cubs, litter size, observations

Úvod

Priestorové nároky a ich sezónne zmeny, prekrývanie domovských okrskov jedincov, súmračná až nočná aktivita a náročná vizuálna determinácia pohlaví sú aspekty, ktoré sťažujú výskum populácie medveďa hnedého (*Ursus arctos*). Pritom odhady demografických charakteristík sú pri ochrane veľkých šeliem kľúčové (Gese 2001).

Hoci sa medveď vyskytuje na približne 32,7 % rozlohy Slovenska (Krištofik & Danko 2012), presnejšie informácie o štruktúre populácie u nás absentujú. Pre odhady demografických parametrov populácií suchozemských cicavcov sa používajú rôzne metódy. Patria tu priame pozorovania jedincov, telemetria, priestorová determinácia pobytových znakov (stôp), pozorovania z vrtuľníkov a neinvazívne genetické vzorkovanie (Jerina et al. 2013, Popescu et al. 2017, Palomero et al. 2007, Kindberg et al. 2009, 2011, Ordiz et al. 2008). Za efektívnu metódu pre odhad veľkosti populácie medveďa hnedého sa uznáva genetické vzorkovanie, dobré výsledky prinášajú pozorovania z vrtuľníkov. Ide o drahé a v našich podmienkach nie vždy aplikovateľné metódy. Z hľadiska dlhodobej udržateľnosti a efektivity sú pre priebežné odhady populačných trendov vhodné priame pozorovania jedincov (Singh et al. 2014). Od roku 1985 sa používajú na sledovanie populácie losa mokradňového (*Alces alces*) vo Švédsku, od 70. rokov 20. storočia v Nórsku

(Ericsson & Wallin 1999, Kindberg et al. 2009). Uskutočňujú sa na dobrovoľníckej báze poľovníkmi. V roku 1998 metódu replikovali na medveďa hnedého (Singh et al. 2014). Pozorovania samíc s mláďatami mladšími ako rok (F + COY) boli východiskom pre odhad minimálnej veľkosti a miery rastu u populácie medveďa grizzlyho (*Ursus arctos horribilis*) v National park Yellowstone v polovici 70. rokov 20. storočia (Knight et al. 1995). V Slovinsku prebieha pozorovanie medveďov od roku 2003 do súčasnosti. Uskutočňuje sa na miestach prikrmovania 3 krát ročne (Jerina et al. 2013).

Podľa výsledkov Kindberg et al. (2009) sú systematické pozorovania za účasti veľkého množstva dobrovoľníkov alternatívnou a spoľahlivou metódou pre potreby manažmentu veľkých cicavcov. Ericsson & Wallin (1999) preukázali, že zmeny v indexoch pozorovaní losov odrážajú aj zmenu veľkosti populácie a to s 80 % spoľahlivosťou. Naopak, Solberg et al. (2006) poukazujú na podhodnotenie veľkosti populácie medveďa na základe pozorovaní vodiacich samíc vo Švédsku dobrovoľníkmi oproti iným metódam. Ide však o výsledky neorganizovaných pozorovaní. Taktiež Keating et al. (2002) uvádzajú, že pozorovania jedinečných samíc s mláďatami v Yellowstone national park počas troch rokov podhodnotili počet vodiacich samíc (F + COY). Apfelová & Súľovský (2015) vyhodnotili metódu priamych pozorovaní

medveďov v Národnom parku Veľká Fatra z poľovníckych posedov ako neefektívnu, nakoľko pozorovatelia pôsobili na medvede výrazne rušivo. Monitoring sa týmto spôsobom v uvedenom území uskutočnil v roku 2015.

Pre overenie úrovne spoľahlivosti výsledkov získaných pozorovaním jedincov je potrebné vykonať koreláciu s údajmi získanými inými metódami (Knight et al. 1995, Kindberg et al. 2009, Jerina et al. 2013). Napríklad Kindberg et al. (2011) zistili koreláciu s údajmi o hustote medveďov získanými metódou DNA analýz. Jerina et al. (2013) porovnali dáta z pozorovaní s 3 ďalšími zdrojmi údajov (genetický výskum, telemetria, mortalita) a dospeli k názoru, že všetky súbory údajov poskytli obdobné výsledky. Upozorňujú však, že údaje z pozorovaní nadhodnocujú hustotu populácie tam, kde je v skutočnosti nízka a podhodnocujú tam, kde je reálne vysoká.

Modelové územie

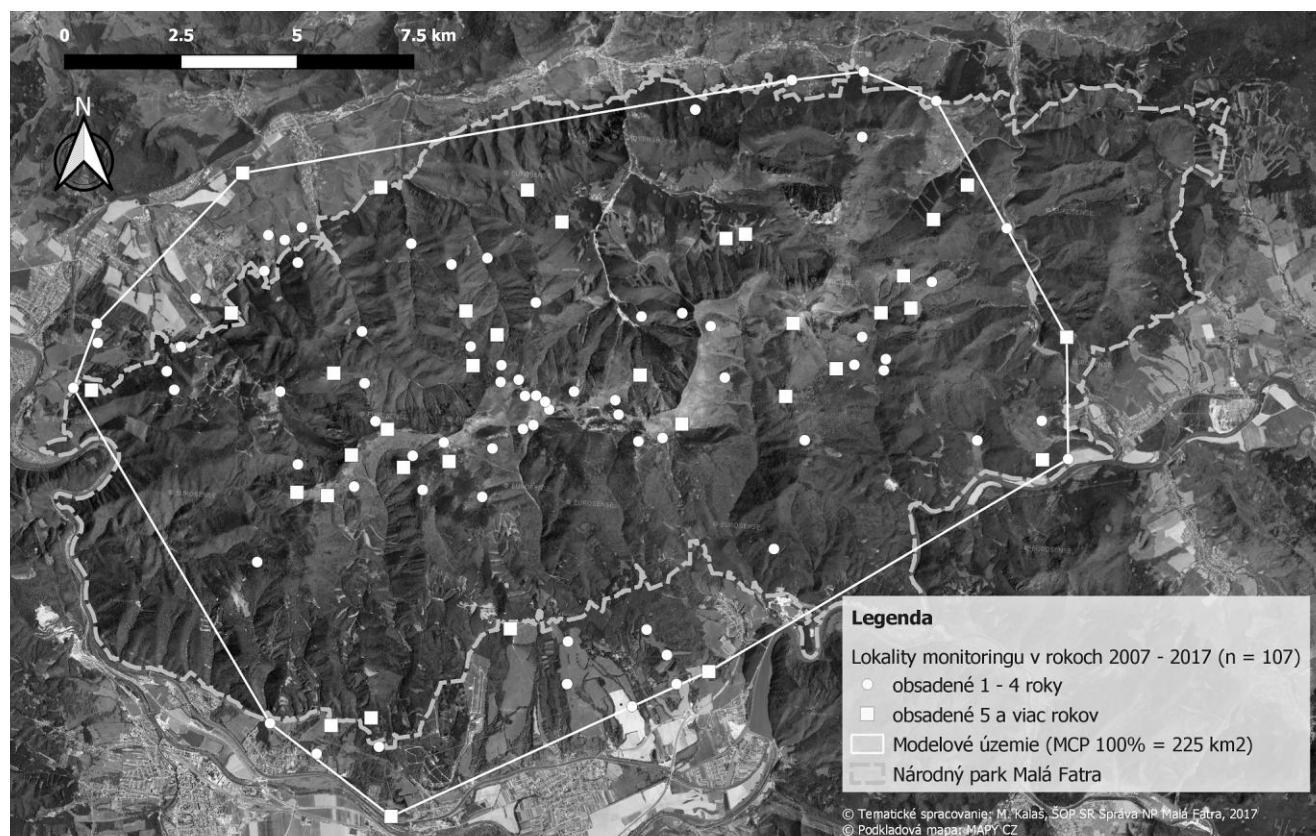
Modelové územie sa nachádza na SZ Slovensku, v oblasti Národného parku Malá Fatra. Vymedzuje ho minimálny konvexný polygón (MCP 100 %) stanovišť, obsadených v rokoch 2007 – 2017 s výmerou 225 km². Zaberá 84 % rozlohy národného parku (Obr. 1). Takmer celá oblasť má členitý horský reliéf, so zastúpením 6 vegetačných stupňov (Pagáč et al. 1983). Interval nadmorských výšok je 350 až 1713 metrov. Lesy v rôznom stupni prirodzenosti pokrývajú približne 80 % rozlohy. Najčastejšie zastúpenými drevinami sú buk lesný (*Fagus sylvatica*) a smrek obyčajný (*Picea abies*). Leží tu 16 obcí s takmer 32000 obyvateľmi (v roku

2013). V národnom parku je 181,4 km turistických chodníkov, s priemernou dĺžkou 654 m/ km². Lesné cesty tu majú 189 km, s priemernou dĺžkou 682 m/ km² (Kalaš 2016).

Materiál a metódy

Monitoring je založený na organizovaných pozorovaniach medveďov v ich prirodzenom prostredí. Nepoužívajú sa vlnadiská. Uskutočňuje sa cez víkend (piatok – nedeľa), v mesiaci jún. Stanovištia s vhodnými podmienkami na pozorovanie sú situované nad hornou hranicou lesa (cca 21 km²), na väčších horských lúčach a na pasienkoch v predhorí (cca 14 km²) (Obr.1). Na monitoringu sa zúčastňujú hlavne dobrovoľníci, ktorí sa prihlasujú cez online formulár. Za účelom eliminácie vplyvu počasia (dážď, hmla) na priebeh monitoringu sú vyhlasované dva termíny. Rozhodnutie, v ktorom z termínov sa monitoring uskutoční je oznámené podľa predpovede počasia 2 - 3 dni pred prvým termínom. Zúčastncovia vo formulári uvedú, ktorý termín im vyhovuje (môžu uviesť aj oba). Týmto spôsobom sa dá vopred zistiť, koľko lokalít a v ktorom z termínov možno pokryť. Pozorovania v teréne sa uskutočňujú dvakrát v ranných hodinách od cca 04.00 do 08.00 hod (sobota, nedeľa), a dvakrát vo večerných hodinách od 17.00 do 21.30 hod (piatok, sobota). Do mapovacích hárkov sa zaznamenáva:

- 1) ID pozorovania,
- 2) mapovateľ,
- 3) dátum a čas pozorovania,
- 4) dĺžka pozorovania,
- 5) počasie,



OBR. 1. Lokalizácia pozorovacích stanovišť pri priamych pozorovaniach medveďa hnedého (*Ursus arctos*) v NP Malá Fatra a časti jeho ochranného pásma.

- 6) správanie sa jedinca,
- 7) počet jedincov,
- 8) odhadovaná hmotnosť jedinca,
- 9) pohlavie,
- 10) vek vodených mláďat,
- 11) špecifické znaky,
- 12) rušivé činitele,
- 13) duplicitné pozorovania v rámci stanovišťa.

Pozorovania sú pod zhodným ID zakreslené aj v mapovej prílohe. Ak je to možné, je zhotovená foto/video dokumentácia jedincov, na základe ktorej sa neskôr robia prípadné korekcie (určenie veľkosti a pohlavia jedincov). Výskytové údaje sú po ukončení monitoringu georeferencované v prostredí GIS (program QGIS). To umožňuje vykonávať časopriestorové analýzy (napr. možná selekcia duplicit na základe denných pohybových vzorcov odvodených z telemetrických dát).

Výsledky

V rokoch 2007 – 2017 sa pri pozorovaniach využilo 107 stanovišť. V Národnom parku Malá Fatra bolo 74,8 % z nich, zvyšok pripadal na ostatnú časť modelového územia (Obr.1). Ročne bolo obsadených priemerne 34 (16 – 48) lokalít, s priemernou lineárnou vzdialenosťou k najbližšej lokalite 1471,3 m. Z týchto lokalít bolo na pozorovania úspešných priemerne $47,9 \pm 13,4$ (SD). Z celkového počtu jedincov ($n = 598$) bolo 33,3 % identifikovaných ako viacnásobne pozorované medvede a to samotnými mapovateľmi. Jedince z neduplicitných pozorovaní, teda jedinečné medvede, boli roztriedené do vekovo-pohlavných kategórií (Tab. 1). Priemerný počet pozorovaných jedincov počas jednotlivých ročníkov monitoringu bol 36,2 (mimo duplicitných pozorovaní), čo predstavuje priemernú hustotu populácie 16,1 jedinca/ 100 km². Až 38,3 % všetkých pozorovaní prebehlo v piatok, 47,0 % v sobotu a 14,7 % v nedeľu. Z hľadiska cirkadiánneho rytmu medveďa prevažovali pozorovania vo večerných hodinách (68,75 %).

Jedince daných kategórií boli počas monitoringov videné rôzne dlhý čas. Najdlhšie boli pozorované samice s mláďatami

TAB. 1. Počty pozorovaných jedincov (mimo duplicit) v rokoch 2007 - 2017 a ich začlenenie do vekovo-pohlavných kategórií ($n = 398$). AM – dospelý samec, AF – dospelá samica, F+COY – samica s mláďatami v prvom roku, F+OC – samica s mláďatami v druhom roku, OC – samotné mláďatá v druhom roku, SUB – subadultný jedinec, INDET – nedeterminované jedince.

Kategória	Počet jedincov	Relatívna početnosť v %
AM	40	10,05
AF	18	4,52
F + COY	34 (72 COY)	8,54 (COY 18,09)
F + OC	21 (35 OC)	5,27 (OC 8,79)
OC	28	7,03
SUB	67	16,83
INDET	83	20,85
SPOLU	398	100 %

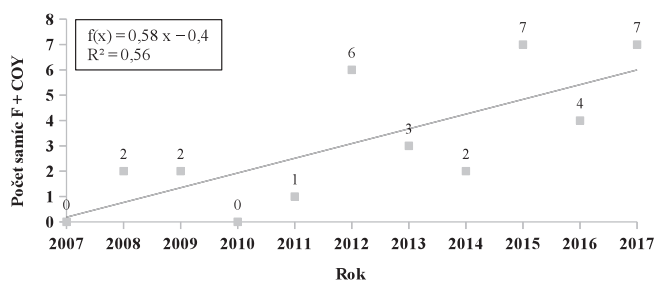
mi mladšími ako rok (F + COY) (Tab. 2). Najviac sa zdržiavali v otvorenom priestore. Počet pozorovaných vodiacich samíc F + COY dosahoval v jednotlivých rokoch priemerne 3,1 [0, 7]. Priemerná vzdialenosť medzi nimi dosahovala 5393 m. U vodiacich samíc F + OC bolo pozorovaných priemerne 1,9 [0, 5], so vzájomnou vzdialenosťou 5475 m. U ostatných identifikovaných kategórií jedincov tieto vzdialenosti spravidla nepresiahli vzdialenosť 2500 m. Údaje o počtoch pozorovaných samíc F + COY v jednotlivých rokoch naznačujú ich rastúci podiel v populácii (korelačný koeficient $R = 0,74$) (Obr. 2). Vodiace samice oboch kategórií tvorili 13,8 % podiel z pozorovaných jedincov.

TAB. 2. Počet a priemerná dĺžka pozorovaní jednotlivých kategórií jedincov (vrátane duplicitných pozorovaní) v Malej Fatre počas monitoringov v rokoch 2007 – 2017 ($n = 400$).

Kategória jedincov	Počet pozorovaní	Priemerná dĺžka pozorovania $\pm$ SD (min.)
AM	34	31,0 $\pm$ 47,7
AF	10	31,8 $\pm$ 28,1
F+COY	59	52,5 $\pm$ 43,6
F+OC	33	40,2 $\pm$ 42,6
AM+AF	17	51,4 $\pm$ 62,5
SUB	96	36,6 $\pm$ 50,7
OC	33	21 $\pm$ 36,3
INDET	118	34,7 $\pm$ 97,6

Na sedentárne správanie vodiacich samíc oproti iným skupinám jedincov naznačuje ich vysoký podiel medzi duplicitnými pozorovaniami, ktorý dosahuje pri samiciach F + COY 42,4 % a pri samiciach F + OC 36,4 %. Naopak, dospelé samce (AM) či zoskupenia dospelých samcov a dospelých samíc (AM + AF) boli pohyblivejšie a medzi duplicitami zaznamenané len podielom 20,6 % a 23,5 % v danom poradí.

Z pozorovaní je nápadný rozdiel veľkosti vrhov u samíc s mláďatami F + COY a samíc s mláďatami F + OC (Tab. 3).



OBR. 2. Počty pozorovaných vodiacich samíc F + COY v rokoch 2007 – 2017 ($n = 34$).

Diskusia

Účinnosť pozorovaní ovplyvňuje niekoľko faktorov, k najzásadnejším patrí počasie. Pri daždivom počasí s tvorbou hmiel sú pozorovania menej časté. Takéto situácie nastali niekoľkokrát a pravdepodobne ovplyvnili konečný výsledok. Z časového hľadiska (svetlá časť dňa) je výraznejší

TAB. 3. Charakteristiky vrhov medveďa hnedého v oblasti Národného parku Malá Fatra na základe priamych pozorovaní jedincov v rokoch 2007 – 2017.

Kategória	Veľkosť vrhu (mláďatá)				Počet vrhov	Počet mláďat	Priemerná veľkosť vrhu
	1	2	3	4			
F + COY	9	13	11	1	34	72	2,12
F + OC	9	10	2	0	21	35	1,67
SPOLU	18	23	13	1	55	107	

vplyv na výsledok nepravdepodobný, hoci monitoring nepodchyťáva nočnú aktivitu. Z tohto aspektu teda nemusia byť zaznamenané všetky jedince. Viaceré štúdie však poukazujú na dvojvrcholovú aktivitu medveďa a to ráno a večer. Jerina et al. (2012) zistili v Slovinsku na vzorke 33 telemetrovaných jedincov vrcholy ráno o 5.00 hod a večer o 19.00 hod s tým, že vyššia aktivita bola zaznamenaná večer. Fotomonitoringom značkovacej aktivity ($n = 866$) v NP Malá Fatra v rokoch 2011 – 2015 bol zistený obdobný výsledok (Kalaš 2016). Rovnaké skúsenosti sú z výskumu značkovacej aktivity v Adamello Brenta Natural Park (Taliansko) Tattoni et al. (2015). Treba však brať na zreteľ, že niektoré činnosti človeka v biotopoch medveďa menia priestorovú a časovú aktivitu jedincov (Pasitschniak 1993, Clevenger et al. 1997, Henderson et al. 2015). Môže to byť napríklad zvýšený turistický ruch cez víkend (Naves et al. 2001), na čo naznačuje zistený pomer pozorovaní v jednotlivých dňoch monitoringu (piatok, sobota, nedeľa). V piatok, keď ešte nie je významne vyššia turistická aktivita v území, bolo počas večerného pozorovania zaznamenaných takmer 38,3 % všetkých pozorovaní. V sobotu to bolo 47 %, avšak táto hodnota pozostáva z ranného a večerného pozorovania, teda z dvojnásobného mapovacieho úsilia oproti piatku či nedeli.

Výskyt jedincov je ovplyvňovaný potravou. Počas monitoringov (jún) sú jej zdroje rozmiestnené relatívne rovnomerne. Potrava sa môže nachádzať aj na rôznych vlniskách. Jerina et al. (2012) zistili, že medvede navštevovali miesta prikrmovania najčastejšie v apríli s vrcholom o 21.00 hod. Lokality najviac využívali mladí samci, opačne to bolo pri vodiach samiciach. Tieto prichádzali na miesta ako prvé, dospelé samce mali tendenciu prichádzať až v noci. Nepriaznivým aspektom prikrmovania je agregácia jedincov zo širokého okolia, čo dokazuje telemetrický výskum z oblasti Vysokých Tatier a okolia (Lenko et al. 2014). Je zjavné, že pozorovania jedincov bez využívania vnadenia poskytujú objektívnejšie informácie o ich prirodzenej distribúcii a aktivite v území.

Výhodou pozorovaní je odhad demografických charakteristík populácie, čo nie je jednoduché realizovať iným dostupným spôsobom. Odhady na základe analýz pobytových znakov na snehu (stôp) sú problematické z dôvodu nezachytenia samíc s mláďatami F + COY (Popescu et al. 2017). Určenie veku a pohlavia jedincov z parametrov stôp je sporné, keďže hodnoty (šírka a dĺžka laby) majú u dospelých jedincov značné rozpätia (Rigg & Adamec 2007). Účinnosť determinácie jedincov prostredníctvom priamych pozorovaní v Malej Fatre dosiahla takmer 79 % a je o 7 až 20 % vyššia,

ako výsledky z fotomonitoringov značkovacej aktivity medveďa u nás a vo svete (Clapham et al. 2012, Tattoni et al. 2015, Kalaš 2016). Z pohľadu kategorizácie sú najproblematickejšou skupinou dospelé samice menších fyzických rozmerov, ktoré môžu byť chybne zaradené medzi subadultné medvede. Pravdepodobne z tohto dôvodu je zistený podiel dospelých samíc len 4,5 % medzi pozorovanými jedincami, hoci v populácii na Slovensku majú samice takmer 60 % (Paule 2015). Ako najvhodnejšia skupina na determináciu a následne na sledovanie populačných trendov sa javia vodiace samice. Pozorovania samíc s mláďatami F + COY navrhujú aj Knight et al. (1995). Uvádzajú, že poskytujú viac rozlišovacích znakov (počet mláďat, ich vzájomné rozdiely vo veľkosti, sfarbení) ale aj to, že tieto medvedice trávajú na otvorenom priestranstve za denného svetla viac času, ako ostatné jedince. Poznatok o dĺžke pozorovaní vodiach samíc je v zhode s výsledkom z Malej Fatry (Tab. 2). Vodiace samice zároveň predstavujú rozhodujúci segment populačnej stability (Kindberg et al. 2011). Podiel vodiach samíc medzi pozorovanými jedincami dosahoval 13,8 %. Podobná hodnota (12,1 %) bola zistená vo Švédsku (Solberg et al. 2006), no z oblasti východnej a strednej Európy takéto údaje absentujú (Popescu et al. 2017).

Veľkosti vrhov u samíc F + COY ($n = 34$) mali priemernú hodnotu 2,12, u samíc F + OC to bolo 1,67 (Tab. 3). Rozdiel vo veľkosti vrhov (0,45) medzi samicami F + COY a samicami F + OC v Malej Fatre je takmer totožný s hodnotou z Chorvátska (0,43) Frkovic et al. (2001). Údaj by sám o sebe naznačoval na mortalitu mláďat medzi prvým a druhým rokom života. Pozorovania však odhaľujú aj výskyt potulujúcich sa medvediat vo veku približne 18 mesiacov (kategória OC) bez sprievodu samice, čo zrejme súvisí s prirodzeným rozpadom rodinných zoskupení samíc a mláďat (Dahle & Swenson 2003). V prípade započítania takýchto jedincov sa pomer medzi mláďatami COY a OC blíži ku 1:1 a naznačuje na úspešné prežívanie mláďat v pohorí. Môže to súvisieť s vysokou úživnosťou prostredia (prítomnosť agrocénóz s pestovaním kukurice). Zatiaľ čo staršie údaje o veľkosti vrhov samíc F + OC zo Slovenska absentujú, pri samicach F + COY sú známe podobné hodnoty, aké boli zistené v Malej Fatre v rokoch 2007 – 2017. Sabadoš & Šimiak (1981) vyhodnotili veľkosť vrhov z roku 1977 a táto dosahovala 2,3 mláďaťa. V roku 1992 bola pri počte 57 známych vrhov priemerná veľkosť vrhu len 1,7 mláďaťa (Hell & Sabadoš 1995).

Priemerná hustota populácie dosiahla v modelovom území 16,1 jedinca/ 100 km² a je takmer 3 krát vyššia, ako

uvádzajú Krištofik & Danko (2012). Nižšiu hustotu (5 – 11 jedincov/ 100 km²) uvádzajú zo Slovenska aj Rigg & Adamec (2007). Poľovnícka štatistika z roku 2013 udáva hustotu populácie v intervale 0,63 – 66,03 jedincov/ 100 km² (Lešová & Antal 2015). Tieto údaje vychádzajú spravidla len z odborných odhadov. Genetickým výskumom v rokoch 2013 – 2014 bola veľkosť populácie odhadnutá na 1256 jedincov, čo pri recentnom areáli rozšírenia druhu (cca 12300 km²) zodpovedá priemernej hustote 10,2 jedinca/ 100 km² (Paule 2015). Vysoká populačná denzita je známa zo Slovenska, kde lokálne dosahuje až 40 jedincov/ 100 km², v priemere však 13 jedincov/ 100 km² (Jerina et al. 2013). Odhady sú založené na štyroch nezávislých zdrojoch údajov o priestorovej distribúcii medveďa v krajine. V časti Rumunských Karpát bola hustota populácie odhadnutá na 11,3 - 12,4 jedinca/100 km², čo je v kontraste so staršími, nadhodnotenými údajmi z tejto krajiny (Popescu et al. 2017). Odhad vychádzal zo systematickej evidencie stôp na lesných cestách (vzájomné vzdialenosti ciest > 1,5 km) v pravidelne rozmiestnených kvadrátoch. Vzdialenosť medzi monitorovanými cestami vychádzala z denných pohybových rozsahov medveďov, získaných z telemetrických výskumov.

Priestorová aktivita je popri čase a dátume pozorovania, vizuálne zaznamenaných odlišnostiach jedincov, kľúčovou charakteristikou potrebnou na identifikáciu prípadných duplicitných záznamov počas pozorovaní. Význam vzdialeností medzi pozorovanými jedincami stúpa s dĺžkou monitoringu. Priemerne prejdenné denné lineárne vzdialenosti jedincov sú veľmi variabilné napr. 1,5 km (Popescu et al. 2017), 0,6 km (Naves et al. 2001), 2,45 km (Mertzanis et al. 2005). V mesiaci jún dosahujú u nás priemerne prejdenné lineárne vzdialenosti pri dospelých samcoch 2,6 km, pri subadultných jedincoch 2,3 km a pri samiciach F + COY 1,2 km (Kalaš unpubl.). Výsledky pozorovaní v Malej Fatre naznačujú, že selekcia duplicit prostredníctvom priestorových analýz môže byť pri súčasnej lokalizácii pozorovacích stanovišť jednoznačná len pri skupinách vodiach samíc (F + COY, F + OC). U samíc F + COY bola odhadnutá priemerná vzájomná vzdialenosť 5393 m, pri samiciach F + OC až 5475 m. Tieto kategórie teda možno jasne odlíšiť podľa identifikačných znakov i na základe priestorovej aktivity. U väčšiny pozorovaných jedincov bola však odhadnutá ich vzájomná vzdialenosť < 2,1 km, čo je dĺžka, ktorú môže v priebehu dňa (24 hod) prekonať väčšina jedincov (dospelé samce, samice, subadultné jedince). Relatívne veľké vzdialenosti medzi skupinami samíc s mláďatami sú zrejme dôsledkom reprodukčného potláčania podradených samíc dominantnými samicami. Ordiz et al. (2008) vo Švédsku zistili, že pri vzdialenostiach ≤ 10 km je pravdepodobnosť až o 65,9 % nižšia, že samice mali mláďatá v čase, keď najbližšia samica mala mláďatá. V našich podmienkach je vzdialenosť približne polovičná, čo zrejme súvisí s odlišnou populačnou hustotou medveďa oproti Švédsku (11 – 30 jedincov/ 1000 km²), ktorú udávajú Zedrosser et al. (2006).

Odhadovaná hustota populácie medveďa hnedého 16,1 jedinca/ 100 km² v oblasti NP Malá Fatra môže byť na základe vyššie uvedeného vnímaná ako nadhodnotená.

Osobne sa však domnievam, že hustota je reálne vyššia. Okrem neefektívnej plochy zberu údajov (približne 15,6 % celého modelového územia) svedčí o tom aj ten fakt, že počas monitoringov boli len 3 krát pozorované telemetricky sledované medvede. Pritom v území bolo v rokoch 2012 – 2015 označených a aktívnych 7 medveďov.

Záver

Cieľom príspevku bolo zhrnúť doterajšie skúsenosti s organizovaným pozorovaním medveďa hnedého v Malej Fatre a porovnať ich s podobnými metódami z iných krajín. Priame pozorovania prinášajú niektoré úskalia, najmä vo vzťahu k odhadom populačnej hustoty. Z tohto dôvodu je potrebné doplniť pozorovacie stanovištia v pásme lesa za súčasného využitia fotomonitoringu (pri tzv. značkovacích stromoch). To povedie k zvýšeniu rovnomernosti a plochy pokrytia, čím sa môže takýto monitoring stať vhodnou alternatívou k odhadom založeným na neinvazívnom genetickom vzorkovaní. Pätnásťročná prax overila jeho udržateľnosť v miestnych podmienkach, čo je pri hľadaní finančne efektívnych riešení významným faktorom.

Podakovanie

Stovky pozorovaní by sa neuskutočnili bez veľkého počtu dobrovoľníkov, ktorým patrí podakovanie. Na jednotlivých ročníkoch monitoringov ďalej participovali strážcovia a zoológovia NP Malá Fatra. Monitorinky sa uskutočňovali so súhlasom poľovníckych združení, ktoré nám ochotne poskytovali svoje posedy a chatky.

Literatúra

- APPELOVÁ M. & SÚLOVSKÝ A. 2015. Prvé jarné sčítanie medveďa hnedého (*Ursus arctos*) na vybraných lokalitách v Národnom parku Veľká Fatra a v jeho ochrannom pásme (apríl – máj 2015). Chránené územia Slovenska 84: 17–20.
- CLAPHAM M., NEVIN O. T., RAMSEY A. D. & ROSELL F. 2012. A hypothetico – deductive approach to assessing the social function of chemical signalling in a non – territorial solitary carnivore. PloS one 7: e35404.
- CLEVENGER A. P., PURROY F. J. & CAMPOS M. A. 1997. Habitat assessment of a relict brown bear *Ursus arctos* population in northern Spain. Biological Conservation 80: 17–22.
- DAHLE B. & SWENSON J., E. 2003. Family breakup in brown bears: are young forced to leave? Journal of Mammalogy 84: 536–540.
- ERICSSON G. & WALLIN K. 1999. Hunter observations as an index of moose *Alces alces* population parameters. Wildlife Biology 5:(3) 177–185.
- FRKOVIC A., HUBER D. & KUSAK J. 2001. Brown bear litter size in Croatia. Ursus 12: 103–106.
- GESE ERIC M. 2001. Monitoring of terrestrial carnivore populations. p.p. 372–396. In J. L. Gittleman, S. M. Funk, D. W. Macdonald, and R. K. Wayne, editors. Carnivore Conservation. Cambridge University Press, London, United Kingdom.
- HELL P. & SABADOŠ K. 1995. Niektoré parametre západo-

- karpatskej populácie medveďa hnedého (*Ursus arctos*) v roku 1992. *Folia Venatoria* 25: 97–104.
- HENDERSON M. J. M., HEBBLEWHITE M., MITCHELL S., STETZ J. B., KENDALL K. C. & CARLSON R. T. 2015. Modeling multiscale resource selection for bear rubs in northwestern Montana. *Ursus* 26: 28–39.
- JERINA K., KROFEL M., STERGAR M. & VIDEMŠEK U. 2012. Factors affecting brown bear habituation to humans: A GPS telemetry study. Ljubljana: Biotechnical faculty, Department of Forestry and Renewable Forest resources. 18 pp.
- JERINA K., JONOZOVIČ M., KROFEL M. & SKRBINŠEK T. 2013. Range and local population densities of brown bear *Ursus arctos* in Slovenia. *European Journal of Wildlife Research* 59 (4): 459–467.
- KALAŠ M. 2016. Značkovacia aktivita a teritorialita medveďa hnedého (*Ursus arctos*) v Národnom parku Malá Fatra. Rigorózná práca. UMB Banská Bystrica. 91 pp.
- KEATING K. A., SCHWARTZ CH. C., HAROLDSON M. A. & MOODY D. 2002. Estimating numbers of females with cubs-of-the-year in the Yellowstone grizzly bear population. *Ursus* 13: 161–174.
- KINDBERG J., ERICSSON G. & SWENSON J. E. 2009. Monitoring rare or elusive large mammals using effort-corrected voluntary observes. *Biological Conservation* 142: 159–165.
- KINDBERG J., SWENSON J. E., ERICSSON G., BELLEMAIN E., MIQUEL CH. & TABERLET P. 2011. Estimating population size and trends of the Swedish brown bear (*Ursus arctos*) population. *Wildl. Biol.* 17: 114–123.
- KNIGHT R. R., BLANCHARD B. M. & EBERHARDT L. L. 1995. Appraising status of the Yellowstone grizzly bear population by counting females with cubs-of-the-year. *Wildlife Society Bulletin* 23 (2): 245–248.
- KRIŠTOFIK J. & DANKO Š. 2012. Cicavce Slovenska rozšírenie, bionómia a ochrana. Veda. 712 s.
- KROPIL R., ANTAL V., SMOLKO P. & KUBALA J. 2015. Priesťahová aktivita, domovské okrsy veľkých šeliem na základe telemetrického monitoringu. Pp. 85 – 102. In: Lešová A. & Antal V. (eds.) *Ochrana a manažment veľkých šeliem na Slovensku. Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica.*
- LENKO P., HOEMA J., KSIAZEK J. & TAJBOŠ P. 2014. Problematika a súčasný stav medveďa hnedého v Tatrách. *Tatranská Štrba*. 91 pp.
- LINNELL J. D. C., SWENSON J. E., LANDA A. & KVAM T. 1998. Methods for monitoring European large carnivores – A worldwide review of relevant experience. - NINA Oppdragsmelding 549: 1–38.
- McLOUGHLIN P. D., FERGUSSON H. & MESSIER F. 2000. Intraspecific variation in home range overlap with habitat quality: a comparison among brown bear populations. *Evolutionary Ecology* 14: 39–60.
- MERTZANIS Y., IOANNIS I., MAVRIDIS A., NIKOLAOU O., RIEGLER S., RIEGLER A. & TRAGOS A. 2005. Movements, activity patterns and home range of a female brown bear (*Ursus arctos*, L.) in the Rodopi Mountain Range, Greece. *The Belgian Journal of Zoology*. 135 (2): 217–221.
- NAVES J., GIL A. F. & DELIBES M. 2001. Effect of recreation activities on a brown bear family group in Spain. *Ursus* 12: 135–139.
- ORDIZ A., STØEN O. G., SWENSON J. E., KOJOLA I. & BISCHOF R. 2008. Distance-dependent effect of the nearest neighbor: Spatiotemporal patterns in brown bear reproduction. *Ecology* 89 (12): 3327–3335.
- PAGÁČ J. & VOLOŠČUK I. 1983. Chránená krajinná oblasť Malá Fatra. Bratislava: Príroda, 356 pp.
- PALOMERO G., BALLESTEROS F., NORES C., BLANCO J. C., HERRERO J. & SERRANO A. G. 2007. Trends in number and distribution of brown bear females with cubs-of-the-year in the Cantabrian Mountains, Spain. *Ursus* 18 (2): 145–147.
- PASITSCHNIAK M. 1993. *Ursus arctos*. *Mammalian Species* 439: 1–10.
- PAULE L. 2015. Rozšírenie a početnosť veľkých šeliem v Európe a na Slovensku. Pp. 52–59. In: Lešová A. & Antal V. (eds.) *Ochrana a manažment veľkých šeliem na Slovensku. Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica.*
- POPESCU V. D., IOSIF R., POP M., CHIRIAC S., BOUROS G. & FURNAS B. J. 2017. Integrating sign surveys and telemetry data for estimating brown bear (*Ursus arctos*) density in the Romanian Carpathians. *Ecology and Evolution*. 2017: 7134–7144.
- RIGG R. & ADAMEC M. 2007. Status, ecology and management of the brown bear (*Ursus arctos*) in Slovakia. Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok. 128 pp.
- SABADOŠ K. & ŠIMIÁK M. 1981. Rozšírenie a poľovné obhospodarovanie medveďa hnedého (*Ursus arctos*) na Slovensku. *Folia Venatoria* 10–11: 15–33.
- SINGH N. J., DANELL K., EDENIUS L. & ERICSSON G. 2014. Tackling the motivation to monitor: success and sustainability of a participatory monitoring program. *Ecology and Society* 19 (4): 7.
- SOLBERG K. H., BELLEMAIN E., DRAGESET O. M., TABERLET P. & SWENSON J. E. 2006. An evaluation of field and non-invasive genetic methods to estimate brown bear (*Ursus arctos*) population size. *Biological Conservation* 128: 158–168.
- STEYAERT S. M. J., ENDRESTØL A., HACKLÄNDER K., SWENSON J. E. & ZEDROSSER A. 2012. The mating system of the brown bear *Ursus arctos*. *Mammal Review* 42 (1): 12–34.
- SWENSON J. E., SANDEGREN F., BJÄRVALL A., SÖDERBERG A., WABAKKEN P. & FRANZEN R. 1994. Size, trend, distribution and conservation of the brown bear (*Ursus arctos*) population in Sweden. *Biological Conservation* 70: 9–17.
- TATTONI C., BRAGALANTI N., GROFF C. & ROVERO F. 2015. Patterns in the use of rub trees by the Eurasian brown bears. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 26: 118–124.
- ZEDROSSER A., DAHLE B. & SWENSON J. E. 2006. Population density and food conditions determine adult female body size in brown bears. *Journal of Mammalogy* 87: 510–518.

PRESNÉ URČENIE NADMORSKÝCH VÝŠOK HREBEŇA MALEJ FATRY

ACCURATE DETERMINATION OF THE MALA FATRA RIDGE ALTITUDE

TOMÁŠ CESNEK

*Žilinská Univerzita v Žiline, Stavebná fakulta, Katedra geodézie, Univerzitná 8215/1, 010 26 Žilina
email: tomas.cesnek@fstav.uniza.sk*

Abstract

The Slovak Republic, due to its small size, has approximately 14.000 kilometers of marked footpaths and it makes Slovakia one of the top tourist countries. Apart from the tourist marking of the trails, which characterizes the course of the hiking trail, other informational elements, so-called tourist information objects, are located along the sidewalk. They inform, educate, supplement and refine the tourist signpost for more detailed information on route guidance, crossing of trails or site attractions. One of the additional data on the local name tables is the altitude in which this table is located. This data was mainly used to quickly determine the elevation between two points. Today we can also use it for calibration of sport watches equipped with a barometric altimeter and the like.

Most of the tourist paths with their information objects were built in the last century, so the information may not be up to date. They may be incorrect. At least in terms of altitude, which has been determined in the past by less accurate geodetic methods. These altitudes were rarely controlled by second independent measurements.

We have decided to test this hypothesis in the Mala Fatra Mountains. The ridge of Krivánská part offers a sufficient number of test objects and is perfectly rugged to verify the accuracy and correctness of determining the altitudes listed on the local name tables. For testing, we used the most modern measuring geodetic methods.

Key Words

altitude, Global positioning system, Malá Fatra Mountains, GNSS

Úvod

S výrazným nárastom obľúbenosti turistiky v prvej polovici 19. storočia, vzišla potreba značenia existujúcich turistických trás a vytvárania nových. So značkováním, v pravom slova zmysle, sa začalo v Nemecku. Majitelia horských chát v alpských údoliach si začali označovať hlavné prístupové cesty k svojim objektom. Takéto značenie malo len miestny význam, na prilákanie návštevníkov. Onedlho nato sa však začalo už s budovaním turistických trás označených jednotnou obdĺžnikovou značkou. Tá sa skladala z jedného farebného pásu v strede a dvoch bielych pásov po bokoch. S takýmto značením sa v slovenských horách stretávame dodnes. V druhej polovici 19. storočia vznikali v Nemecku, Rakúsku a vo Švajčiarsku lokálne siete turistických chodníkov značkových pásovou značkou. V Uhorsku a aj na našom území začalo s značením turistických trás len niekoľko miestnych turistických spolkov a nadšencov. Na uhorských turistických chodníkoch prevládalo značenie farebne odlišenými pásovými značkami, ale ani zďaleka ešte nešlo o jednotné označovanie pre celé územie Uhorska a ani neboli tieto chodníky vzájomné prepájané.

Po vzniku Československa nastali v turistickom značení podstatné zmeny. Začali sa prepájať lokálne značené chodníky do komplexnej siete turistických trás, ale hlavne sa začalo s uplatňovaním jednotnej metodiky značenia na celom

našom území. Sieť značených trás v Československu vďaka obetavej práci značkárov a dobrovoľníkov z turistických klubov úctyhodne narastala a v roku 1938 dosiahla celkovú dĺžku približne 40 000 km, čo nemalo konkurenciu v žiadnom z okolitých štátov. Po skončení 2. svetovej vojny a obnove niektorých zničených turistických trás sa začali chodníky dopĺňať o ďalšie turistické informačné objekty – smerovníky, smerovky, tabuľky miestneho názvu a na vhodných miestach aj turistické vývesné mapy.

V súčasnosti má turistické značkovanie na Slovensku už vyše 130-ročnú tradíciu a Slovensko spolu s Českou republikou ešte stále patrí, s svojím turistickým informačným systémom, k popredným krajinám sveta. Netreba zabúdať, že do tohto systému patria, okrem informačného systému značenia v teréne, aj podrobne spracované analógové (po 1993 aj digitálne) turistické mapy. Zároveň sme jediné krajiny na svete, ktoré majú vydanú štátnu technickú normu venujúcu sa čisto metodike turistického značenia (Guldan 2009).

Dnes máme k dispozícii na našom území približne 14000 kilometrov turistických značených trás s obrovským množstvom informačných objektov. Jedným z týchto objektov je aj tabuľka miestneho názvu, ktorá nás okrem názvu miesta na ktorom sa nachádzame informuje aj o jeho nadmorskej výške. Turistické informačné objekty sa začali vo väčšej miere budovať až po 2. svetovej vojne. V dnešnej dobe majú

miestne turistické organizácie na ich budovanie, resp. obnovu len obmedzené zdroje. Preto aj údaje ktoré sú na nich uvádzané už nemusia byť aktuálne, resp. správne. Konkrétnym príkladom toho môže byť údaj o nadmorskej výške. Tieto výšky boli vo väčšine prípadov určené už dávno, použitím dnes už zastaraných, resp. menej presných geodetických meračských metód. Ďalším faktorom napovedajúcim o možnej chybe v údajoch nadmorských výšok na turistických informačných objektoch je ten, že veľká časť turistických trás prebieha mimo zastavaného územia miest a obcí, často v zle dostupnom a exponovanom teréne. Takéto lokality vždy boli a sú dodnes na okraji záujmu akýchkoľvek presnejších geodetických meračských a mapovacích prác.

Na základe týchto úvah sa dá predpokladať, že nie všetky uvádzané údaje sú správne a na dnešnú dobu dostatočne presné. Túto hypotézu sme sa rozhodli otestovať zameraním časti hrebeňa Malej Fatry najmodernejšími geodetickými metódami. Lokalita bola vybratá z ohľadom na jej dobrú dostupnosť, množstvo testovacích objektov, ale hlavne pre jej výraznú členitosť terénu a malú rozlohu. Výsledky budú v prvom rade porovnané s údajmi uvádzanými priamo v teréne na turistických informačných objektoch, a v druhom rade aj s údajmi o výškach z iných bežne dostupných zdrojov.

1. VÝŠKOVÉ SYSTÉMY NA SLOVENSKU

Každý používaný systém výšok vyjadruje odľahlosť bodu od nulovej hladinovej plochy konkrétneho výškového systému. Inými slovami ide o vzdialenosť dvoch bodov vo vertikálnom smere, pričom jeden bod je záväzne stanovený výškovým systémom. Tento „nulový“ bod sa vo väčšine prípadov volil ako stredná hladina niektorého z okolitých morí, preto sa v slovenčine zaužíval aj pojem definujúci túto odľahlosť ako nadmorská výška. Na určenie strednej hladiny mora sa používal v minulosti prístroj známy ako moreograf. Ide o strednú, resp. priemernú výšku hladiny mora z ohľadom na jeho príliv a odliv, ročné obdobia a pod. Na území Slovenska sa používali dva hlavné výškové systémy, jeden bol vzťahnutý k strednej hladine Jadranského mora a jeden k strednej hladine Baltského mora. Druhý spomenutý je platný dodnes.

Jadranský výškový systém

Jadranský výškový systém bol na území dnešného Slovenska využívaný približne od 80. rokov 19. storočia až do roku 1948. Jeho nultý referenčný bod sa nachádzal na budove colnej stráže Molo Santorio v Terste pri Jadranskom mori. Ešte v rámci Rakúsko-Uhorska sa odtiaľ pomocou nivelácie preniesla výška na základný nivelačný bod na území Slovenska, ktorý bol pri Strečne. Tento bod bol kvôli výstavbe druhého železničného tunela na trati Žilina - Vrútky, dvakrát presunutý. Po vzniku ČSR v 1918 sa od tohto bodu vytvárala nivelačná sieť pre medzivojnové Československo. Dnes sa nachádza na zvyškoch skaly Margita, v južnej časti Domašinského meandra.

Baltský výškový systém

Po skončení 2. svetovej vojny a s rastúcou vlnou komunistickej ideológie sa museli výškové siete všetkých krajín východného bloku zjednotiť, čo v praxi pre nás znamenalo napojiť sa na platný výškový systém vtedajšieho Sovietskeho zväzu. A tak sa aj naša nivelačná sieť musela napojiť na Baltský výškový systém. Ide o výškový referenčný systém vzťahnutý na strednú hladinu Baltského mora prostredníctvom výškového bodu, ktorý sa nachádza na pilieri Modrého mosta v Kronštade (Fínsky záliv). V roku 1946 bola „nula Kronštardského moreografu“ vyhlásená za počiatok nivelačnej siete a bol zavedený Baltský výškový systém. Rozdiel výšok medzi Jadranským a Baltským výškovým systémom predstavoval na Slovensku v priemere až okolo 40 cm. V rokoch 1949 až 1956 boli spojené základné nivelačné siete socialistických krajín a v r. 1957 sa vykonalo spoločné vyrovnanie týchto sietí. Tak vznikol Výškový systém baltský po vyrovnaní (Bpv), ktorý je záväzným výškovým systémom v Slovenskej republike dodnes (Geoportál.sk 2017).

Európsky výškový referenčný systém (EVRS)

Vďaka novým moderným technológiám sa začalo s prácami na zjednotení výškových systémov európskych krajín. Takýmto referenčným systémom je, dnes už dokončený, Európsky výškový referenčný systém. Štátna nivelačná sieť je určovaná vyrovnaním vzhľadom na jeden základný alebo množinu viacerých základných nivelačných bodov určených v rámci medzinárodného vyrovnania nivelačných sietí Európskych štátov. Národnú realizáciu Európskeho výškového systému EVRF nazývame Slovenský vertikálny referenčný rámec. Platnou národnou realizáciou EVRF je SKVRF05 (Hefty & Gerháťová 2006).

2. METÓDY VHODNÉ NA URČOVANIE NADMORSKÝCH VÝŠOK HORSKÝCH HREBEŇOV

Voľba metódy určovania výšok je závislá na požiadavkách na presnosť výškopisu, type terénu, rozsahu mapovaného územia, na využiteľnosti polohopisného podkladu a pod. Metódy merania výšok rozdeľujeme do štyroch kategórií:

- 1) geodetické metódy (nivelácia, trigonometria, tachymetria),
- 2) fotogrametrické metódy (letecká a pozemná fotogrametria),
- 3) GNSS,
- 4) fyzikálne metódy (barometrické meranie).

Nivelácia

Nivelácia patrí medzi najstaršiu, ale všeobecne stále jednu z najpresnejších metód určovania nadmorských výšok. Podľa dosahovanej presnosti výsledkov merania sa delí na technickú niveláciu (TN), presnú niveláciu (PN), veľmi presnú niveláciu (VPN) a zvlášť presnú niveláciu (ZPN). Každá z týchto druhov nivelácií sa používa pre určovanie nadmorských výšok v inom výškovom bodovom poli a používa iné technológie merania. Rovnako tak sa pre každý z uvedených druhov nivelácií používajú iné druhy prístrojov a pomôcok.

Všeobecná podstata metódy spočíva v určení výškového rozdielu dvoch bodov A a B, ktorý sa určí z rozdielu latových úsekov, vyjadrujúcich zvislú vzdialenosť od reali-

zovanej vodorovnej roviny. Jej využitie je však obmedzená na hlavne rovinaté a mierne-svahovité územia. V ťažšie dostupnom teréne s výraznejšími prevýšeniami a množstvom vegetácie ako je napr. vysokohorský terén je jej využitie minimálne (Kuska 1974).

Trigonometria

Trigonometrické meranie výšok je oproti nivelácii modernejšia metóda, ktorá síce nedosahuje presnosti nivelácie, ale má oveľa širšiu použiteľnosť a je časovo ekonomickejšia. Je založená na určovaní výšok, resp. prevýšení z meraných uhlov a dĺžok. Merajú sa pri nej šikmé alebo vodorovné dĺžky a zenitové alebo výškové uhly od výškovo známeho bodu na určovaný bod. Následne sa výpočtom určuje prevýšenie alebo výškový rozdiel týchto bodov. Pri výpočtoch je nutné brať ohľad na fyzikálne vlastnosti Zeme a zemskej atmosféry, akými sú napr. zakrivenie Zeme, refrakcia a pod. Metódu možno použiť pre prístupné, ale aj pre neprístupné body.

Barometrické meranie výšok

Barometrické meranie výšok, resp. určovanie prevýšení medzi výškovo známym a určovaným bodom je založené na meraní barometrického tlaku, ktorý klesá s rastúcou nadmorskou výškou. Tlakom vzduchu rozumieme váhu vzduchového stĺpca nad meraným miestom až k hornej hranici atmosféry. Tlak vzduchu sa meral najmä ortuťovými barometrami alebo kovovými barometrami - aneroidmi. Základnou jednotkou tlaku je pascal (tlak vyvolaný silou 1 N na 1 m²). Je známe, že zmenou výšky asi o 11 metrov sa zmení barometrický tlak o 1 milimeter. Z tohto poznatku vyplýva presnosť určovania výšok barometricky, ktorá sa pohybuje v rozmedzí ±1-3 m. Táto rýchla metóda sa kvôli svojej nízkej presnosti používala všade tam, kde na presnosti veľmi nezáleží, napr. pri generálnych projektoch inžinierskych stavieb a rôznych prieskumných prácach v horskom a vysokohorskom teréne.

Metóda GNSS

Určovanie výšok pomocou signálov z družíc globálnych navigačných systémov je doposiaľ najmodernejšou metódou merania nadmorskej výšky. Preto sa jej budeme podrobnejšie venovať v samostatnej kapitole. Poznáme rôzne metódy merania pomocou GNSS, pričom výber konkrétnej metódy závisí od charakteru projektu, lokality, časovej náročnosti a samozrejme aj požadovanej presnosti. Práve výsledná presnosť určenia polohy bodu sa pri jednotlivých metódach GNSS môže pohybovať rádovo v rozpätí niekoľko milimetrov až po niekoľko metrov.

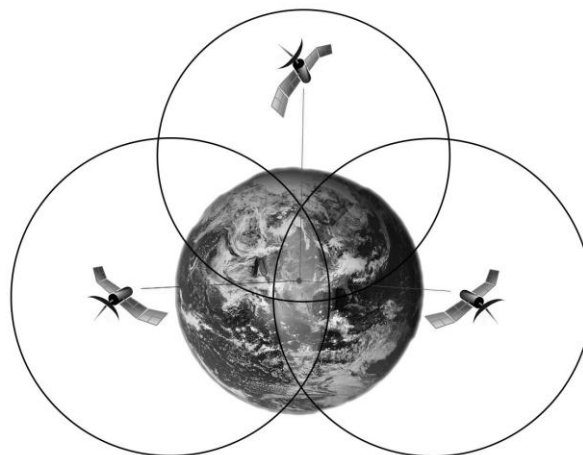
Okrem výberu vhodnej metódy závisí samotná presnosť aj od ďalších faktorov: aktuálneho rozloženia družíc, viditeľnosti oblohy, blízkosti vysokých objektov, stavu ionosféry a použitého modelu prijímača a podobne.

3. GLOBÁLNE NAVIGAČNÉ SATELITNÉ SYSTÉMY (GNSS)

Globálny družicový navigačný systém (v minulosti označovaný GPS) bol vybudovaný tak, aby bolo možné ur-

čovanie polohy a času kedykoľvek a kdekoľvek na Zemi, bez ohľadu na denné svetlo, vzdialenosti, nadmorskú výšku a čas. Určenie vzdialenosti medzi družicou a určovaným bodom spočíva vo využití veľmi presných časových informácií vysielaných z družice. Preto sú dnešné moderné GNSS družice vybavené hneď niekoľkými atómovými hodinami a pravidelne sa synchronizujú. Meranou veličinou je doba šírenia rádiového signálu z družicovej antény k anténe GNSS prijímača, pri známej rýchlosti šírenia signálu. 3D poloha meraného bodu je potom v priesečníku guľových plôch, ktorých počiatkom je konkrétna družica a ich polomer je daný vypočítanými vzdialenosťami medzi družicou a určovaným bodom. Približná situácia určenia polohy bodu je zobrazená na Obr. 1.

Na určenie 3D polohy bodu je nutné prijímať dáta aspoň zo 4 družíc, čo znamená mať na oblohe vždy viditeľné aspoň 4 družice. Preto sa v husto zastavaných lokalitách, akými sú mestá, v blízkosti vysokých budov a v husto zalesnených oblastiach príjem GNSS signálu zhoršuje, až niekedy vypadáva úplne. Celkový počet satelitov systému je 24, plus pár záložných pre prípad výpadku niektorého z nich. Na dosiahnutie vysokej presnosti určenia polohy je dôležité, aby sme využívali čo najväčší možný počet viditeľných družíc, ktoré musia byť navyše vhodne rozložené na sfére (Pisca 2005).



OBR. 1. Situácia určenia polohy bodu zo satelitov.

Súčasný globálne polohové systémy

- 1) NAVSTAR GPS (USA) *
- 2) GLONASS (RUSKO) *
- 3) Galileo (Európska únia)
- 4) Beidou (Čína)

* globálne polohové systémy v plnej prevádzke

Metódy geodetického merania pomocou GNSS

Voľba metódy merania pomocou GNSS výrazne ovplyvňuje výslednú presnosť určenia polohy a výšky bodu. Tieto metódy sa z pohľadu bežného používateľa líšia hlavne v čase potrebnom na určenie súradníc bodu a v nutnosti spracovania meraní. Čas nutný na určenie jedného bodu sa môže pohybovať v rozmedzí niekoľkých sekúnd až po niekoľko hodín. Každá z týchto metód má svoje klady, ale aj zápory. Všeobecne platí, že určenie 2D polohy bodu na zemskom povr-

chu pomocou GNSS je rádovo presnejšie ako určenie jeho výšky, preto je aj určovanie výšky bodu citlivejšie na výber správnej metódy.

Pri meraní pomocou GNSS je vždy nutné súčasne meranie na minimálne dvoch prijímačoch. Takéto meranie je však komplikované a navyše nie každý užívateľ si môže dovoliť zakúpiť dve zariadenia GNSS. Preto sa na území Slovenska, ako aj v okolitých štátoch vybuďovala sieť permanentných staníc, ktorá prijíma dáta z GNSS družíc neustále a následne ich poskytuje užívateľom cez mobilné dátové siete, resp. internet. Tieto služby sú však spoplatnené.

Základné rozdelenie geodetických metód merania GNSS:

- Statické metódy: oba prijímače GNSS signálu počas merania nemenia svoju polohu. Je nutné dodatočné spracovanie výsledkov merania. Pomocou statických meraní je možno dosiahnuť vysokú presnosť v určení polohy bodu v rozmedzí 2 až 3 mm.

- Kinematické metódy: jeden prijímač je statický (tzv. referenčná stanica) a druhý sa pohybuje (rover). Súradnice statického prijímača sú známe, resp. poskytované prostredníctvom mobilného signálu a určuje sa aktuálna poloha pohybujúceho sa prijímača. Meranie na určovanom body trvá niekoľko sekúnd až niekoľko minút. Presnosť kinematickej metódy je obvykle 10 - 20 mm.

Základné metódy merania GNSS:

- 1) Statická metóda,
- 2) Rýchla statická metóda,
- 3) Kinematická metóda,
- 4) Pseudokinematická metóda,
- 5) Metóda RTK,
- 6) Metóda Stop & Go.

Statická metóda

Statická metóda je bežne používanou metódou GNSS v prácach, v ktorých potrebujeme dosahovať vysokú presnosť a spoľahlivosť určenia polohy a výšky bodov. Podmienkou na meranie statickou metódou je dlhá (pre dosiahnutie vysokej presnosti až niekoľko hodinová observácia na jednom bode), nezatienený prístup signálu z družíc (budovami, vegetáciou), simultánne meranie najmenej 4 družíc a podľa možnosti aj spojený neprerušovaný príjem signálu. Na bodoch, kde sa očakáva vysoká presnosť, treba používať výlučne statickú metódu.

Rýchla statická metóda

Je podobná statickej metóde z pohľadu merania, avšak doba merania na bode je kratšia. Skrátene potrebného času je umožnené tým, že pri spracovaní sa použijú metódy rýchleho vyriešenia ambiguit. Na ich riešenie sa využíva súčasné spracovanie fázových aj kódových meraní. Podmienkou zvýšenia rýchlosti daného merania je dostatočný počet družíc, ich dobré rozloženie a neprerušovaný príjem signálov. Metóda je výhodná, ak je simultánne meraných 6 a viac družíc.

Kinematická metóda v reálnom čase – RTK

RTK je osobitou formou relatívnych kinematických

meraní. Prístrojové vybavenia tvorí jeden referenčný, nepohybujúci sa prijímač a druhý pohybujúci sa prijímač. Oba prijímače uskutočňujú simultánne fázové merania. Medzi prijímačmi je trvalé telekomunikačné spojenie prostredníctvom modemov, príp. iným spôsobom. Princíp je v okamžitom prenose meraných údajov referenčného prijímača prostredníctvom telekomunikačného spojenia do pohybujúceho sa prijímača. Druhý menovaný má v sebe zabudovaný softvér na spracovanie fázových meraní s možnosťou práce v reálnom čase. Výsledky merania dostávame priamo počas merania, len s niekoľko sekundovým oneskorením.

Kinematická metóda v reálnom čase s využitím siete permanentných staníc

V prípade ak užívateľ nedisponuje dvoma prijímačmi GNSS signálu môže na príjem údajov z referenčnej stanice využiť sieť permanentných staníc GNSS. Údaje potrebné na určenie súradníc bodu sú z referenčných staníc k pohybujúcemu sa prijímaču šírené prostredníctvom mobilného signálu. Takéto meranie je limitované v miestach so slabším pokrytím signálom mobilného operátora ako aj presnosťou, ktorá klesá so vzdialenosťou od najbližšej referenčnej stanice siete permanentných staníc.

4. TURISTICKÉ ZNAČENIE

Turistické značkovanie je činnosť zameraná na označovanie turistických ciest a chodníkov jednotnými turistickými značkami a turistickými informačnými objektmi. Turistické značky sú hlavnou súčasťou turistického informačného systému, ktorý nám poskytuje potrebné informácie pri prechode v teréne pešo, na bicykli alebo na lyžiach. Turistické informačné objekty informujú, vzdelávajú, dopĺňajú a spresňujú turistické značenie o podrobnejšie informácie o smerovaní trasy, krížení chodníkov či zaujímavostiach celej lokality či konkrétneho chodníka.

Umiestňovanie informačných objektov

Všetky miesta, na ktorých sú umiestnené turistické informačné objekty, sa nazývajú informačné miesta. Ako informačné miesta sa z hľadiska turistiky volia dôležité body na turistických značkových trasách. Umiestnenie informačného objektu na informačnom mieste vzhľadom na priebeh značkových trás je rozhodujúce pre objednávanie smeroviek so správnou orientáciou (ľavá – pravá). Smerovky a tabuľky umiestňujeme na smerovník tak, aby svojou textovou časťou boli privrátené k značkovej trase (Guldan 2006).

Turistické informačné objekty:

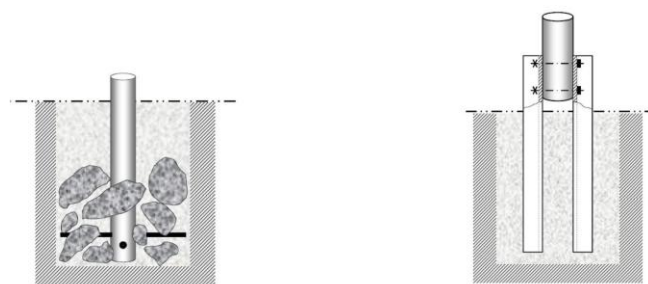
- 1) Smerovník,
- 2) Značkárske kolík,
- 3) Smerovka,
- 4) Tabuľka miestneho názvu.

Smerovník

Na ocelový smerovník sa umiestňujú smerovky a tabuľky miestneho názvu. Rúra smerovníka je natretá žltou (pre

samotné lyžiarske strediská oranžovou) farbou, vrch striešky červenou farbou a podhl'ad striešky bielou farbou. Ako smerovník sa dá použiť aj drevený hranol rozmerov 100 x 100 mm a viac, drevený šesťhran alebo osemhran. Na osadenie smerovníka je potrebné vyhl'biť jamu hlbokú 0,5 ~ 0,6 m s priemerom cca 0,4 m. Na teleso smerovníka sa namontuje strieška, tabuľka miestneho názvu a smerovky v správnom poradí. Do otvorov v spodnej časti smerovníka treba zasunúť dve tyčky zo stavebnej ocele s priemerom 12 mm x 300 mm a postaviť ho do pripraveného výkopu. Smerovník je nutné natočiť tak, aby smerovky ukazovali do správneho smeru. Zvislá poloha a natočenie smerovníka sa zafixujeme väčšími kameňmi, ktoré sa uložia do výkopu okolo telesa smerovníka. V mestách a obciach sa odporúča priestor medzi kameňmi vo výkope zalíť redšou betónovou zmesou. Vo voľnom teréne sa kamene presypú zmesou cementu a piesku, v krajnom prípade zeminou z výkopu a zalíť vodou.

Štýlové drevené smerovníky (pútače) nie sú osádzané priamo do zeme. Aby sa predĺžila ich životnosť, montujú sa medzi dva oceľové nosníky vhodnej veľkosti prierezu I alebo U. Nosníky dlhé asi 1,2 m je potrebné zabetónovať v dĺžke 0,5 m do výkopu vedľa seba tak, aby medzi nich voľne vošiel smerovník. Smerovník sa potom upevní medzi nosníky pomocou dvoch priebežných skrutiek a matíc. Spodok dreveného smerovníka by nemal byť v kontakte s terénom, aby nenavíhal. Ak je drevený smerovník osadený priamo do zeme, musí byť zabezpečený, aby nedošlo k vytiahnutiu a pootočeniu. Časť, ktorá bude pod úrovňou terénu, musí byť zbavená kôry a opatrená vhodným impregnačným náterom, v krajnom prípade aspoň opálená. Takýto smerovník má však krátku životnosť (Guldan 2006).



OBR. 2. Osadenie smerovníka.

Značkárske kolík

Je to turistický nosný prvok, na ktorý sa namaľuje turistická značka alebo upevní šípka. Horná časť značkárskeho kolíka v dĺžke 300 mm je natretá sivou farbou, ostatná časť je natretá žltou farbou. Pomocou objímky sa na značkársky kolík maľuje len pásová značka alebo sa na kolík upevňuje plechová šípka, či plechová tvarová značka. Používanie plechových značiek na značkárskom kolíku sa odporúča len v nevyhnutných prípadoch. Stavbu značkárskeho kolíka vykonáme takým istým postupom ako stavbu oceľového smerovníka. V intraviláne miest a obcí sa značkárske kolíky nepoužívajú. Na výrobu značkárskeho kolíka nie je možné použiť iný materiál ako oceľovú rúru s priemerom 60 mm. Na lyžiarskych svahoch a tratiach sa značkársky kolík ne-

smie používať (Guldan 2006).

Smerovka

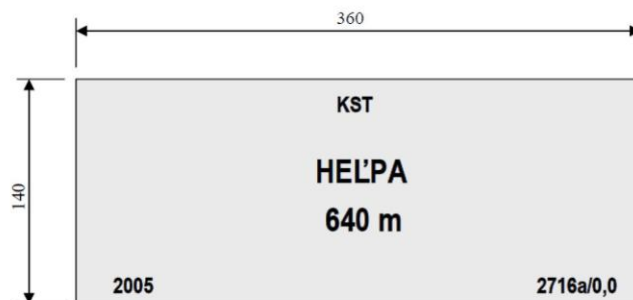
Smerovka je turistický informačný prvok, ktorý sa používa na poskytnutie informácií o turistických informačných miestach na značkovanej trase a o čase potrebnom na ich dosiahnutie. Smerovky umiestňujeme na nosné objekty v takej výške, aby sme podľa možnosti zabránili ich poškodzovaniu a aby ich turista neprehliadol.

Všetky smerovky umiestňujeme zásadne na jeden objekt. Ak je na turistickom informačnom mieste väčší počet smeroviek a spodná smerovka by bola nižšie ako 2,5 m nad terénom, smerovky namontujeme na dva smerovníky stojace bezprostredne vedľa seba. V tom prípade je vhodné smerovky rozdeliť podľa smerovania, pravé smerovky namontovať na pravý smerovník a ľavé na ľavý smerovník (Guldan 2006).

Tabuľka miestneho názvu

Tabuľka miestneho názvu je informačným turistickým prvkom a obsahuje názov turistického miesta a jeho nadmorskú výšku. V strede záhlavia tabuľky je skratka organizácie, ktorá tabuľku vlastní. V ľavom spodnom rohu tabuľky sa uvádza rok výroby, v pravom je evidenčné číslo TZT. Popis na tabuľkách je písmenami čiernej farby (Guldan 2006).

5. PRAKTICKÉ MERANIA



OBR. 3. Tabuľka miestneho názvu.

Charakteristika pohoria Malá Fatra

Krátka charakteristika pohoria slúži na informovanie o území, v ktorom prebiehalo realizovanie praktickej časti meraní. Malá Fatra sa rozprestiera na severe Slovenska a je súčasťou celku vnútorných Západných Karpát. Ako jediné zo slovenských pohorí je výrazne rozdelené hlbokým riečnym údolím na dve časti. Rieka Váh rozdeľuje Malú Fatru v severovýchodnej časti na vyššiu Krivánsku Malú Fatru a v juhozápadnej časti na nižšiu Lúčanskú Malú Fatru. Obe časti nesú pomenovanie po svojich najvyšších vrchoch (Veľký Kriváň - 1708,7 m n. m., Veľká Lúka - 1475,5 m n. m.).

Krivánska Malá Fatra sa vyznačuje členitým a hornatým reliéfom. Približne stredom pohoria vedie hlavný hrebeň, na ktorom sa sústreďujú takmer všetky jej hlavné vrcholy. Najväčšia časť územia patrí do povodia Váhu a len malú časť odvodňuje povodie Nitry.

Územie orografického celku Krivánskej časti Malej Fatry

bolo 3. januára 1967 vyhlásené za chránenú krajinnú oblasť - CHKO Malá Fatra. 1. apríla 1988 bola Malá Fatra kategorizovaná ako Národný park s rozlohou 22 630 ha (ochranné pásmo 23 262 ha). NP Malá Fatra je najzápadnejší národný park karpatského oblúka, čo umožňuje prenikanie západo-karpatských druhov do susedných území (hlavne na západ a severozápad), kde mnoho druhov v dôsledku ľudskej činnosti ustúpilo, alebo bolo vyhynutých (Cezkopec.net 2008).

Meranie sa uskutočnilo pozdĺž hrebeňa Krivánskej časti Malej Fatry, ktorý sa rozprestiera na sever od rieky Váh. Počiatočným bodom merania bol smerovník Strečno železničná stanica, a koncovým bodom bol smerovník Biely Potok na parkovisku hotela Diery. Celková dĺžka, meraného úseku bola 37,7 km s prevýšením skoro 6000 m (z toho stúpanie bolo 3056 m a klesanie 2851 m). Prehľad a rozloženie meraných bodov vidno na obr. 4.

Určovanie nadmorských výšok

Pri určovaní nadmorských výšok sme používali dvojfrekvenčný GNSS prístroj Leica CS-15. Na meranie sme zvolili presnú a rýchlu metódu určovania polohy bodu pomocou GNSS, ktorou je metóda RTK s pripojením na sieť referenčných staníc SKPOS. Táto metóda je podmienená dostatočným pokrytím mobilným signálom operátora v oblasti. Preto bolo nutné ešte pred začatím samotných meraní zistiť reálne pokrytie jednotlivých operátorov na hrebeni Krivánskej Malej Fatry. Podľa dostupných údajov mobilných operátorov na internete, všetci testovaní operátori uvádzali dostatočné pokrytie mobilným signálom v bodoch merania. V piatok 10.marca boli vykonané prvé testy pokrytia signálu a príjmu RTK dát, najskôr na Snilovskom sedle a neskôr v ten istý deň aj na Veľkom Kriváni. Ukázalo sa, že ani v jednom prípade nebol mobilný signál dostatočný na uskutočnenie úspešných meraní. Po prvých neúspešných tes-

toch bolo nutné prijímač GNSS prekonfigurovať na použitie externého modemu, ktorý by bol silnejší ako ten zabudovaný. V takomto prípade sa mobilné dáta budú prijímať mobilným telefónom a následne pomocou technológie bluetooth posielat' do prijímača GNSS. Takisto sme zmenili aj poskytovateľa mobilného signálu a skúšku pokrytia opakovali. Tentokrát testy v Snilovskom sedle a aj na Veľkom Kriváni dopadli dobre a zároveň sme dostali prvé presné výsledky výskumu.

Pre kontrolu merania a ešte vyššiu presnosť určenia polohy a výšky bodu sme vždy uskutočnili dve RTK merania za sebou. Konečná nadmorská výška bola určená ako aritmetický priemer z dvojice meraní. Výnimkou bol bod Podhradské, kde bola použitá kvôli nedostatočnému mobilnému signálu a väčšiemu zakrytiu oblohy vegetáciou rýchla statická metóda s dĺžkou observácie 20 minút.

Čiastkové a výsledné výsledky meraní, ako aj porovnanie s hodnotami uvádzanými na turistických informačných tabuliach sú uvedené v Tab. 1. Odchýlky medzi uvádzanými hodnotami a nami nameranými boli v niektorých prípadoch prekvapivo veľké (Steny – južný vrchol: 54 m, Príslop pod Suchým: 17 m, Podhradské: 14 m).

Treba podotknúť, že nato aby sa merania dali zopakovať aj v budúcnosti, je nutné merať nadmorskú výšku vždy v rovnakom bode. Takýto bod musí byť ľahko a jednoznačne identifikovateľný v teréne. Pri meraniach nám za takýto bod slúžil začiatok alebo koniec kovového upevnenia smerovníka do zeme, resp. na skale. Všade tam kde takéto upevnenie smerovníka nevyčnievalo nad zem alebo chýbalo, sme výšku merali na ľahko identifikovateľnej skale, približne v úrovni päty smerovníka, v blízkom okolí smerovníka. V dvoch prípadoch (Stoh, Veľký Rozsutec) sa výška merala priamo na bodoch Štátnej trigonometrickej siete, ktoré sa nachádzali na vrchole oboch vrchov. Pri každom meranom bode sme vy-



OBR. 4. Prehľad meraných bodov.

hotovovali fotodokumentácia, takto bude možné v budúcnosti zopakovať merania na každom jednotlivom bode.

Zistené nadmorské výšky vrcholov Krivánskej Malej Fatry sme následne porovnávali s nadmorskými výškami udávanými aj v iných zdrojoch ako na tabuliach miestneho názvu. Išlo najmä o údaje z Google Earth, Hiking.sk alebo z turistickej mapy v papierovej podobe. Výraznejšie rozdiely sme, snáď s výnimkou údajov z Google Earth, nezistili. Tieto sú spôsobené tým, že výšky v Google Earth sú odvodené z vlastného digitálneho modelu terénu, ktorý bol vytvorený fotogrametricky z satelitných snímok. Ďalej sa dá usudzovať, že ostatné zdroje vychádzali z podobných, resp. rovnakých podkladov a prípadne rozdiely vznikli pravdepodobne odlišnou interpoláciou vrstevníc. Všetky hodnoty sú uvedené v Tab. 3.

Pri porovnávaní výsledkov nadmorských výšok meraných bodov sme sa rozhodli porovnať aj odchýlky zistené zvlášť na vrchoch, medzivrcholoch a sedlách v našom záujmovom území. Najpresnejšie hodnoty boli zistené na vrchoch meranej časti Malej Fatry (Tab. 4.). Naopak najväčšie odchýlky boli na medzivrcholoch (9,5 m). Na sedlách bola zistená priemerná odchýlka 3,8 metra.

Záver

Cieľom práce bolo poukázať na nepresnosti udávaných nadmorských výšok bodov Malej Fatry v rozličných zdrojoch, akými sú napríklad turistické informačné tabule, wiki-pédia, hiking.sk, či papierová mapa. Ako záujmové územie pre naše testovanie, bola zvolená Malá Fatra, presnejšie body hrebeňa jej Krivánskej časti. Merania boli vykonávané jednou z najmodernejších geodetického metód merania súčasnosti, pomocou systému GNSS metódou RTK.

Pre prvé porovnanie výsledných nadmorských výšok sme vybrali výšky udávané na tabuľkách miestnych názvov pre turistov. Na základe meraní, ktoré sme vykonali, sme získali výsledky s prekvapivo veľkými odchýlkami. Najväčšie boli namerané na vrchole Steny - južný vrchol až 54 metrov a Príslope pod Suchým - 14 metrov. V niektorých prípadoch nastala zhoda vo výslednej výške meranej RTK metódou zaokrúhlenej na metre s výškou udávanou na tabuli miestneho názvu. Takýmito bodmi boli napr. body na Stohu, sedle Medziholie a tiež na Veľkom a Malom Rozsutci.

Predpokladáme, že nadmorské výšky väčšiny bodov boli kedysi určované menej presnými metódami, ale napriek snahe sa nám nepodarilo zistiť, akými konkrétnymi metódami

mi boli jednotlivé body určené, resp. z akých zdrojov boli odvodené. Medzi odchýlkami vo výškach sme nepozorovali žiadne systematické závislosti.

Z práce tiež vyplýva, že merané body na vrchoch boli určené presnejšie ako na ostatných bodoch s priemernou odchýlkou 0,9 metra. Môže to byť spôsobené tým, že tieto body sa vypínajú nad úrovňou okolitého terénu a svojim tvarom boli aj v minulosti vrcholy ľahko identifikovateľné. Tým pádom mohli byť použité pri geodetických meraniach v okolí. Na dvoch vrchoch z nich sú dokonca dodnes umiestnené body Štátnej trigonometrickej siete.

Podakovanie

Príspevok vznikol v rámci projektu VEGA 1/0275/17 „Aplikácia numerických metód pri definovaní zmeny geometrickej polohy koľaje“, ktorý je podporovaný Ministerstvom školstva, vedy, výskumu a športu Slovenskej republiky a Slovenskou akadémiou vied. Príspevok vznikol vďaka podpory projektu ITMS 26220220156 „Brokerské centrum leteckej dopravy pre transfer technológií a znalostí do dopravy a dopravnej infraštruktúry“, ktorý je podporovaný operačným programom výskumu a vývoja a spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.

Literatúra

- CEZKOPEC.NET 2008. Malá Fatra – charakteristika [online]. Dostupné z: <http://cezkopec.webnode.sk/products/mala-fatra-charakteristika>
- GULDAN A. 2006. Učebné texty pre značkárov. 182 s.
- GULDAN A. 2009. Dosahovanie cieľov na TZZ: História, vývoj značenia [online]. Dostupné z: <http://www.kst.sk/index.php/dosahovanie-cieov-na-tzt-organizacia-133/153-historia-vyvoj-znaenia>
- GEOPORTÁL.SK 2017. Slovenská priestorová observačná služba [online]. Dostupné z: <https://www.geoportal.sk/sk/geodeticke-zaklady/skpos/>
- HEFTY J. & GERHÁRTOVÁ Ľ. 2006. Site velocities from long-term epoch GPS observations – Case study: Central Europe regional geodynamics project 1994 – 2005. Acta geodynamica et geomaterialia 3 (143): 7–17.
- KUSKA F. 1974. Vyššia geodézia. 1.vydanie. Bratislava: VEDA. 648 s.
- PISCA P. 2005. Globálne navigačné systémy. 1 vydanie, Žilinská univerzita, 53 s.

TAB. 1. Porovnanie nadmorských výšok vrcholov.

P. č.	Názov	Výška Tabuľa	1. meranie	2. meranie	Priemer meraní GNSS	Rozdiel
				m n. m.		
1	Strečno, žel. stanica	360	358,373	358,373	358	2
2	Podhradské*	420	433,811		434	-14
3	Chata pod Suchým	1075	1066,277	1066,278	1066	9
4	Javorina	1150	1146,685	1146,685	1147	3
5	Príslop pod Suchým	1202	1219,449	1219,464	1219	-17
6	Suchý	1468	1466,647	1466,647	1467	1
7	Biele skaly	1462	1470,765	1470,763	1471	-9
8	Sedlo Vráta	1440	1435,861	1435,861	1436	4
9	Stratenec	1513	1509,299	1509,296	1509	4
10	Sedlo Priehyb	1462	1453,969	1453,964	1454	8
11	Malý Kriváň - tabuľa	1671	1655,078	1655,080	1655	16
12	Malý Kriváň - vrch	1671	1667,876	1667,874	1668	3
13	Sedlo Buben	1510	1517,153	1517,148	1517	-7
14	Pekelník	1609	1609,509	1609,510	1610	-1
15	Veľký Kriváň, hrana**	1640	1641,002	1641,000	1641	-1
16	Veľký Kriváň	1709	1708,295	1708,295	1708	1
17	Snilovské sedlo	1524	1523,667	1523,670	1524	0
18	Chleb	1646	1646,618	1646,616	1647	-1
19	Hromové	1636	1636,610	1636,612	1637	-1
20	Sedlo za Hromovým	1606	1608,441	1608,440	1608	-2
21	Steny, južný vrchol	1572	1626,463	1626,463	1626	-54
22	Sedlo v Stenách	1480	1475,521	1475,508	1476	4
23	Steny, severný vrchol	1535	1534,596	1534,595	1535	0
24	Poludňový Grúň	1450	1446,391	1446,402	1446	4
25	Stohové sedlo	1230	1231,522	1231,524	1232	-2
26	Chrbát Stohu	1320	1316,645	1316,635	1317	3
27	Stoh	1607	1606,582	1606,581	1607	0
28	Sedlo Medziholie	1185	1184,520	1184,523	1185	0
29	Veľký Rozsutec, hrana***		1598,342	1598,345	1598	
30	Veľký Rozsutec	1610	1609,774	1609,776	1610	0
31	Medzirozsutce	1200	1203,336	1203,344	1203	-3
32	Malý Rozsutec	1343	1343,433	1343,434	1343	0
33	Biely Potok	575	567,442	567,442	567	8

* Bod určený statickou metódou

** Tabuľa miestneho názvu zničená, výška použitá z mapy Shocard

*** Smerovník neobsahuje údaj o nadmorskej výške

TAB. 2. Presné nadmorské výšky bodov.

P. č.	Názov	Nadmorská výška m n. m.	P. č.	Názov	Nadmorská výška m n. m.
1	Strečno, žel. stanica	358,37	18	Chleb	1646,62
2	Podhradské	433,81	19	Hromové	1636,61
3	Chata pod Suchým	1066,28	20	Sedlo za Hromovým	1608,44
4	Javorina	1146,69	21	Steny, južný vrchol	1626,46
5	Prislop pod Suchým	1219,46	22	Sedlo v Stenách	1475,51
6	Suchý	1466,65	23	Steny, severný vrchol	1534,60
7	Biele skaly	1470,76	24	Poludňový Grúň	1446,40
8	Sedlo Vráta	1435,86	25	Stohové sedlo	1231,52
9	Stratenec	1509,30	26	Chrbát Stohu	1316,64
10	Sedlo Priehyb	1453,97	27	Stoh	1606,58
11	Malý Kriváň - tabuľa	1655,08	28	Sedlo Medziholie	1184,52
12	Malý Kriváň - vrch	1667,88	29	Veľký Rozsutec, hrana	1598,34
13	Sedlo Buben	1517,15	30	Veľký Rozsutec	1609,78
14	Pekelník	1609,51	31	Medzirozsutce	1203,34
15	Veľký Kriváň, hrana	1641,00	32	Malý Rozsutec	1343,43
16	Veľký Kriváň	1708,30	33	Biely Potok	567,44
17	Snilovské sedlo	1523,67			

TAB. 3. Porovnanie nadmorských výšok vrcholov.

P. č.	Názov	Tabuľa	Google Earth	Hiking.sk	Wikipédia	Papierová mapa	GNSS
m n. m.							
1	Strečno, žel. stanica	360	359	360	360	360	358
2	Podhradské	420	465	425			434
3	Chata pod Suchým	1075	1073	1070	1075	1075	1066
4	Javorina	1150	1139	1145	1053		1147
5	Príslop pod Suchým	1202	1205	1215	1205	1202	1219
6	Suchý	1468	1428	1468	1468	1468	1467
7	Biele skaly	1462	1425		1466		1471
8	Sedlo Vráta	1440	1422	1440	1462	1460	1436
9	Stratenec	1513	1476	1513	1513	1513	1509
10	Sedlo Priehyb	1462	1437	1455	1462	1463	1454
11	Malý Kriváň - tabuľa	1671	1644	1671	1671	1671	1655
12	Malý Kriváň - vrch	1671	1642	1671	1671	1671	1668
13	Sedlo Buben	1510	1507	1510	1510	1510	1517
14	Pekelník	1609	1581	1609	1609	1609	1610
15	Veľký Kriváň, hrana	1640	1627	1640			1641
16	Veľký Kriváň	1709	1673	1709	1709	1709	1708
17	Snilovské sedlo	1524	1515	1524	1524	1524	1524
18	Chleb	1646	1614	1647	1646	1645	1647
19	Hromové	1636	1616	1636	1636	1636	1637
20	Sedlo za Hromovým	1606	1594	1605			1608
21	Steny, južný vrchol	1572	1603	1572			1626
22	Sedlo v Stenách	1480	1453			1480	1476
23	Steny, severný vrchol	1535	1510	1535			1535
24	Poludňový Grúň	1450	1428	1445	1460	1460	1446
25	Stohové sedlo	1230	1218	1230	1230	1230	1232
26	Chrbát Stohu	1320	1312	1310		1320	1317
27	Stoh	1607	1591	1607	1607	1607	1607
28	Sedlo Medziholie	1185	1178	1185	1185	1185	1185
29	Veľký Rozsutec, hrana		1573				1598
30	Veľký Rozsutec	1610	1559	1610	1610	1610	1610
31	Medzirozsutec	1200	1203	1200	1225	1225	1203
32	Malý Rozsutec	1343	1289	1343	1344	1344	1343
33	Biely Potok	575	866	565		762	567

TAB. 4. Porovnanie odchýlok merania.

Vrcholy		Medzivrcholy		Sedlá	
Názov	Δ (m)	Názov	Δ (m)	Názov	Δ (m)
Suchý	1	Javorina	3	Sedlo Vráta	4
Malý Kriváň	3	Biele skaly	-9	Sedlo Priehyb	8
Veľký Kriváň	1	Stratenec	4	Sedlo Buben	-7
Chleb	-1	Pekelník	-1	Sedlo za Hromovým	-2
Stoh	0	Hromové	-1	Sedlo v Stenách	4
Veľký Rozsutec	0	Steny, južný vrchol	-54	Stohové sedlo	-2
Malý Rozsutec	0	Steny, severný vrchol	0	Sedlo Medziholie	0
		Poludňový Grúň	4	Medzirozsutce	-3
Priemer:	0,9	Priemer:	9,5	Priemer:	3,8

MONITORING STAVU TURISTICKÉHO CHODNÍKA – PRÍPADOVÁ ŠTÚDIA Z NP MALÁ FATRA

MONITORING TRAIL CONDITIONS - MALÁ FATRA NATIONAL PARK CASE STUDY

JURAJ ŠVAJDA¹, JOZEF LIMÁNEK², LUCIA SIBILOVÁ², MARTIN KALAFUT³

¹ *Fakulta prírodných vied, Tajovského 40, UMB Banská Bystrica, email: juraj.svajda@gmail.com*

² *Správa NP Malá Fatra, Hrnčiarska 197, Varín*

³ *AGIS, Prievozská 1318/14, Bratislava*

Abstract

This paper examines impacts of visitation leading to human trampling of vegetation and soil along one trail in Malá Fatra National Park. It shows how abiotic factors and level of use can influence trail conditions. Making the balance between preservation of protected areas and visitor use is often challenging. This research involves the application of trail condition assessments to determine prevailing factors and connection between them. The study looked at some inventory and impact indicators to analyze their importance. Received data can be used as baseline for future comparison and evaluation of development trends. We found that trail widening and soil loss are the most visible effects of trail degradation. Further statistical analyses of data identified the role and influence of various factors (e.g. topography). Insights into the influence of these factors can lead to the selection of appropriate management measures to avoid or minimize negative consequences from increased visitation.

Key Words

trail, condition, indicators, monitoring, erosion, trampling, visitation

Úvod

Národné parky sú vyhlasované pre účely ochrany prírody, ale súčasne patria medzi najatraktívnejšie miesta pre rekreáciu. Hľadanie rovnováhy medzi ochranou prírodných zdrojov a príležitostami na rekreačné využitie územia často núti zodpovedné inštitúcie robiť kompromisy aj v tejto oblasti. V literatúre je popísaných množstvo priamych a nepriamych vplyvov na prírodné zdroje vplyvom návštevnosti – napr. strata vegetácie, zhutňovanie pôdy a erózia, posun rastlinných druhov k rezistentným voči zošľapávaniu, zvýšený odtok vody a teplota pôdy, redukcia pôdnej fauny, vyrušovanie živočíchov a pod. Degradované prostredie pozdĺž turistických chodníkov môže mať aj významný vplyv na negatívne vnímanie návštevníkmi. Táto prípadová štúdia prezentuje výskum a hodnotenie vplyvov návštevnosti na prírodné prostredie v oblasti Malej Fatry (Chleb – Veľký Kriváň) s relatívne vysokou návštevnosťou. Výsledky môžu slúžiť ako východisková situácia pre budúce hodnotenie stavu turistických chodníkov v území, pre posúdenie aktuálneho stavu, návrh programu pravidelnej údržby, aplikáciu systémov pre manažment návštevnosti alebo stanovenie únosnosti. Niektorí autori pritom uvádzajú, že vplyv návštevnosti na ekologické podmienky územia je viac ovplyvnený správaním sa návštevníkov, infraštruktúrou chráneného územia a odolnosťou pôdy a vegetácie a menej súvisí s celkovým počtom návštevníkov. Štúdia

je aj príkladom metód a postupov vrátane indikátorov, ktoré možno využiť na monitorovanie stavu turistických chodníkov. Korelačnou analýzou získaných dát potom možno posúdiť a identifikovať úlohu a vplyv rôznych faktorov (napr. počet návštevníkov alebo topografia) na stav chodníkov. Pochopenie týchto vzťahov môže viesť k výberu účinných opatrení (Urban et al. 2015).

Sledované územie

Sledované územie sa nachádza na území národného parku Malá Fatra. Veľký Kriváň (1708,7 m n. m.) a Chleb (1645,6 m n. m.) patria k najvyšším vrcholom na hlavnom hrebeni a sú oddelené Snilovským sedlom. Prístup na Chleb je zjednodušený 8-miestnou kabínkovou lanovkou z Vrátnej doliny, ktorá je najviac navštevovanou a hlavnou turistickou destináciou. Lokalita je súčasťou národnej prírodnej rezervácie s najvyšším stupňom ochrany v zmysle zákona o ochrane prírody a krajiny. Práve oblasť Chlebu patrí z dôvodu vyššej návštevnosti medzi kritické úseky z hľadiska eróznej ohrozenosti turistických chodníkov (Vološčuk et al. 2016). Maximálna denná návštevnosť v úsekoch Snilovské sedlo – Chleb a Snilovské sedlo – Veľký Kriváň prevyšuje hodnotu 1000 (Sibilová 2014). Aj do budúcnosti sa očakáva rastúci trend návštevnosti, čo znamená nárast problémov akými je strata pôdy, rozširovanie chodníkov a vznik druhotných chodníkov ako aj zmeny

v druhovom zložení vegetácie. Potrebná bude teda intervencia národného parku vo forme údržby ako aj opatrenia smerujúce k regulácii návštevnosti. Národný park Malá Fatra napriek relatívne malej rozlohe vyniká mimoriadnou pestrosťou geologických pomerov, čo spolu s vertikálnou členitosťou prispelo k vyprofilovaniu množstva rôznych biotopov. V sledovanom úseku je zaznamenaný výskyt biotopov európskeho významu Al3 Alpínske a subalpínske vápnomilné trávno-bylinné porasty, Lk2 Horské kosné lúky a prioritný biotop Kr10 Kosodrevina, ktorý však nie je možné zameniť za umelo vysadenú kosodrevinu v niektorých úsekoch. Všetky druhy na ne viazaných rastlín je možné pozorovať priamo z chodníka.

Metodika

Dňa 28. 9. 2017 bolo vykonané zhodnotenie vplyvu návštevnosti na turistický chodník v úseku Chleb – Veľký Kriváň – sedlo Bublen bodovou metódou (Obr. 1). Na merania bol použitý GNSS prístroj Trimble, model Geo7X so softvérom TerraSync Professional a na prípadný post-processing softvér Trimble GPS Pathfinder Office. Po na-transformovaní súradníc meraných objektov do lokálneho súradnicového systému bola zameraná trasa turistického

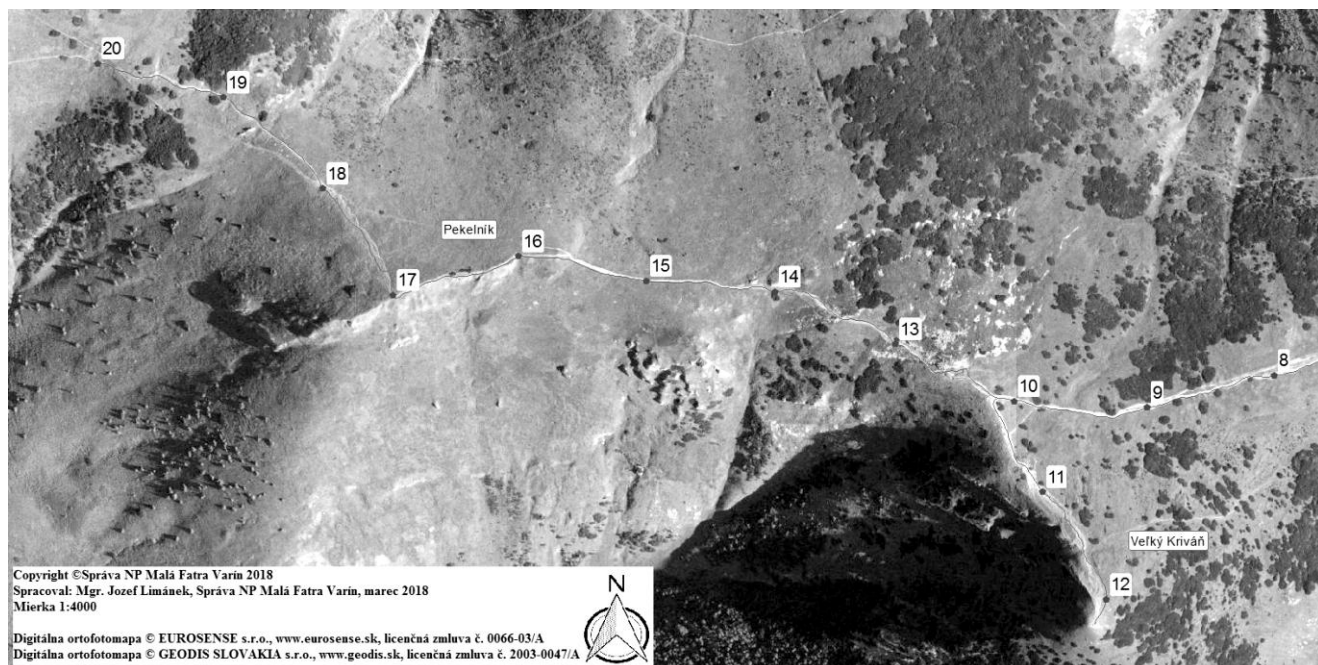
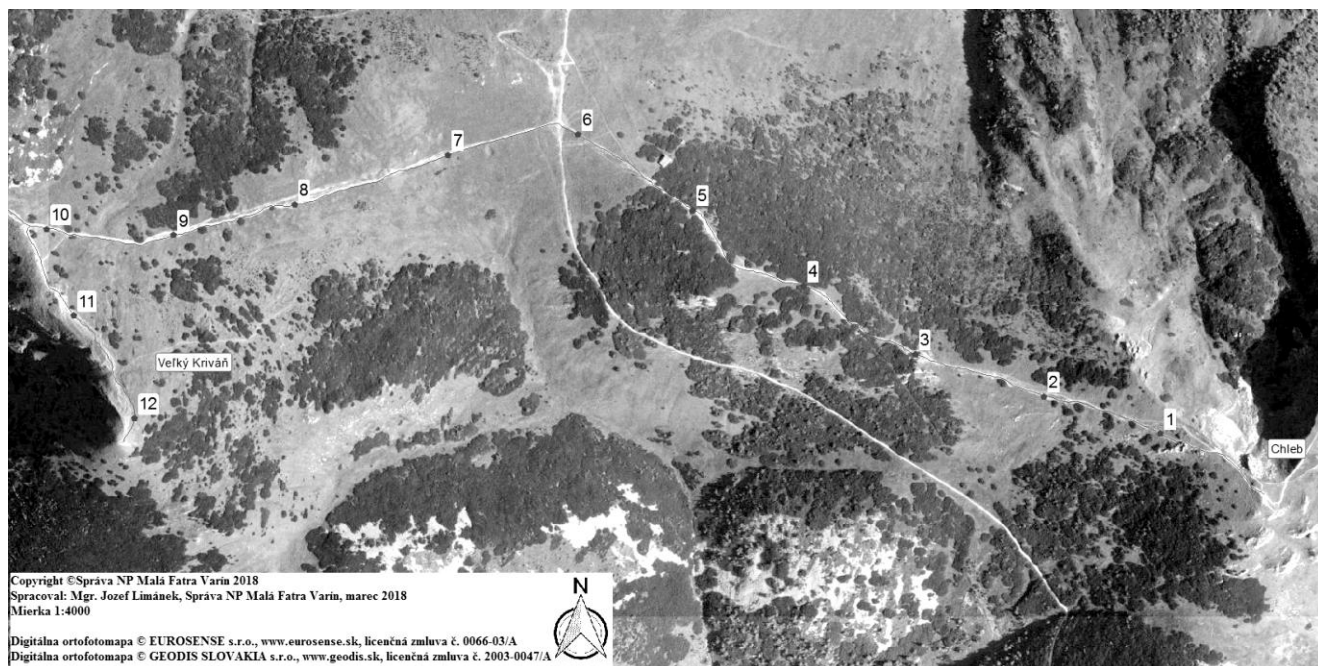
chodníka vyexportovaná do formátu pre ďalšie použité a analýzy v GIS softvéri ESRI. Merania sme realizovali každých 150 m dĺžky chodníka s určením nasledovných parametrov: sklon chodníka v %, šírka chodníka v cm, maximálna hĺbka chodníka v cm, povrchové krytie chodníka v % (R – skaly, S – pôdy, V – vegetácia sú kategórie povrchu a ich súčet dáva 100 %), výskyt druhotných chodníkov (A/N). Z každého bodu sa urobila aj fotografia. Štatistické dáta (Tab. 1) boli spracované v MS Excel a SPSS ďalšími metódami.

Výsledky

Merané body chodníka sa nachádzali v nadmorskej výške 1498 – 1702 m n. m. so sklonom 1 až 42 %. Na $\frac{3}{4}$ mapovaných bodov sa nachádzali druhotné chodníky. Šírka chodníka sa pohybovala v rozpätí 40 až 290 cm, maximálna hĺbka chodníka bola 2 až 15 cm. Korelačnou analýzou bolo zistené, že podiel skalnatého povrchu chodníka sa zvyšuje s rastúcou nadmorskou výškou a sklonom chodníka (rovnako sú tieto úseky chodníka aj širšie a hlbšie). Opačná závislosť funguje v prípade povrchového krytia chodníka pôdou (Obr. 2).

TAB. 1. Inventarizačné a impaktové indikátory hodnotené na úseku chodníka Chleb – Veľký Kriváň (body 1-12) a Hrana Veľkého Kriváňa – sedlo Bublen (body 13-20).

Číslo bodového objektu	Sklon chodníka [%]	Šírka chodníka [cm]	Hĺbka chodníka [cm]	Krytie chodníka Rocks [%]	Krytie chodníka Soil [%]	Krytie chodníka Vegetation [%]	Druhotný chodník	Nadm. výška Bp [m]
1	14	170	11	20,00	20,00	60,00	ÁNO	1617,45
2	23	230	7	50,00	20,00	30,00	ÁNO	1578,62
3	3	70	10	10,00	80,00	10,00	NIE	1562,32
4	5	90	10	60,00	20,00	20,00	NIE	1551,17
5	11	150	9	80,00	20,00	0,00	NIE	1538,83
6	3	110	5	0,00	60,00	40,00	ÁNO	1524,27
7	12	190	5	40,00	50,00	10,00	ÁNO	1528,40
8	33	200	9	70,00	20,00	10,00	ÁNO	1573,98
9	31	80	9	70,00	20,00	10,00	ÁNO	1605,03
10	25	80	12	50,00	50,00	0,00	ÁNO	1638,42
11	42	290	15	90,00	10,00	0,00	ÁNO	1671,97
12	31	230	8	80,00	10,00	10,00	ÁNO	1702,16
13	26	170	12	30,00	40,00	30,00	ÁNO	1608,58
14	5	50	2	0,00	100,00	0,00	NIE	1582,49
15	1	50	6	0,00	100,00	0,00	ÁNO	1587,78
16	11	50	3	20,00	80,00	0,00	ÁNO	1605,17
17	23	150	10	50,00	30,00	20,00	NIE	1608,09
18	26	110	6	0,00	80,00	20,00	ÁNO	1555,50
19	20	100	7	10,00	80,00	10,00	ÁNO	1534,77
20	20	40	3	0,00	100,00	0,00	ÁNO	1498,36

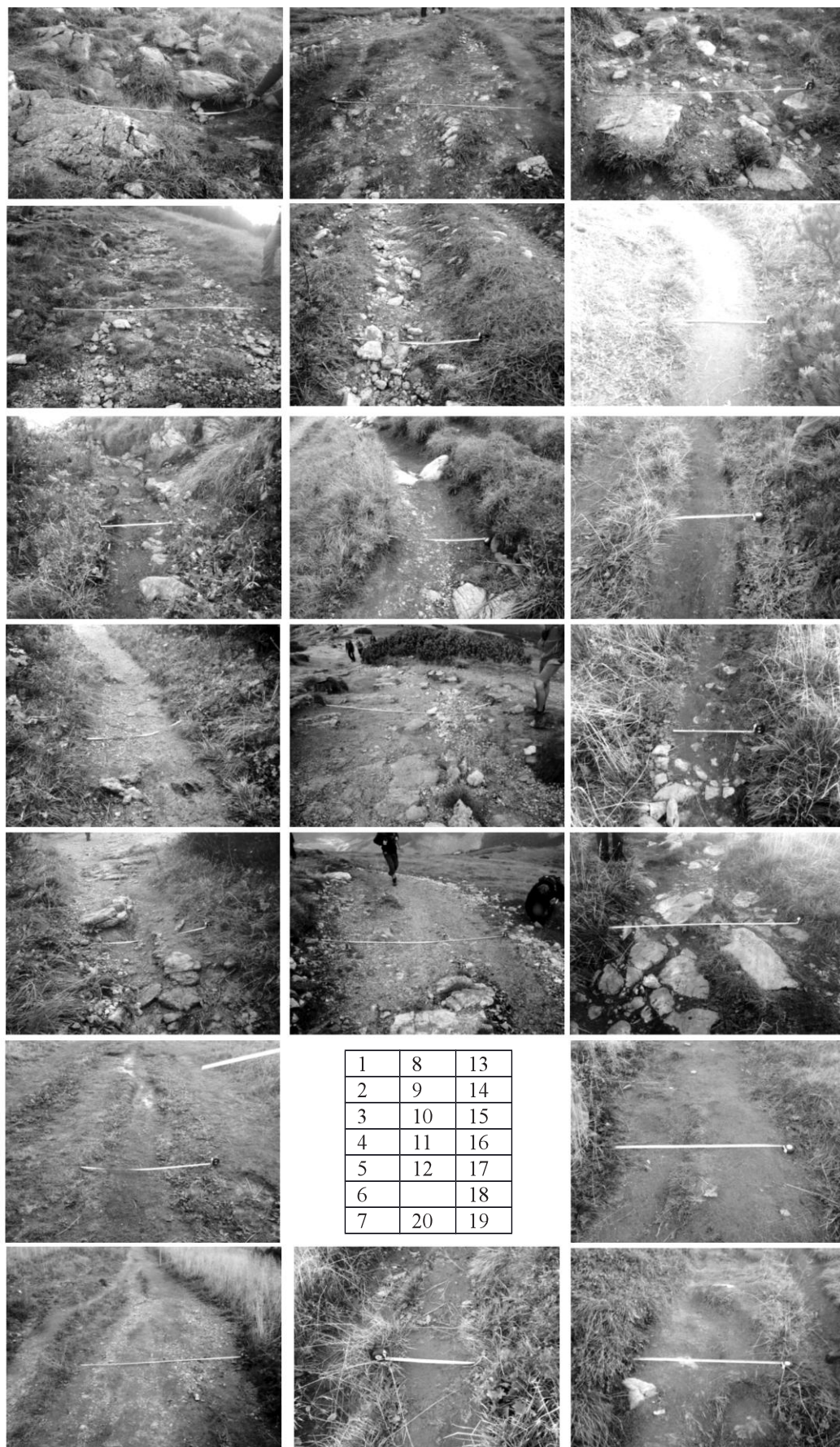


OBR. 1. Pohľad na jednotlivé body merania na úseku chodníka Chleb – Veľký Kriváň (body 1-12) a Hrana Veľkého Kriváňa – sedlo Bublen (body 13-20).

Diskusia a záver

Šírka chodníka môže byť funkciou využívania chodníka. Zaujímavý je aj vzťah medzi šírkou chodníka a sklonom prípadne uhlom chodníka k spádnicí, čo môže napomôcť zabrániť bočnému rozptylu turistov (napr. s rastúcim sklonom chodníka). Dôležitými faktormi je tiež správanie sa návštevníkov a absencia hraníc chodníka. Drsnosť chodníka zase môže spôsobovať rozšírenie keďže turisti často vyhľadávajú ľahší prechod pozdĺž strán chodníka. V zahraničných chránených územiach, kde správa národného parku priamo vlastní resp. spravuje územie, môžu tieto problémy pomerne ľahko ovplyvniť manažéri

chránených území stanovením úrovne návštevnosti (napr. sezónna uzávera alebo spoplatnenie vstupu), ohraničením chodníkov alebo vzdelávaním návštevníkov smerom k znižovaniu vplyvov na chodníky (The Leave No Trace Principles). Strata pôdy na chodníkoch bola hodnotená maximálnou hĺbkou. Známe sú štúdie dokazujúce vplyv úrovne využívania chodníka, sklonu a uhla chodníka k spádnicí na stratu pôdy. Riešením okrem limitovania návštevnosti môže byť preloženie najstrmších úsekov chodníka alebo častí, ktoré sú blízke spádnicí terénu. Ďalšou možnosťou je pravidelná údržba. Všeobecne sa odporúča viesť chodník v sklone menšom ako 10 – 12 % a v uhle, ktorý zviaza



OBR. 2. Pohľad na povrchové krytie chodníka v jednotlivých bodoch merania na úseku chodníka Chleb – Veľký Kriváň (body 1-12) a Hrana Veľkého Kriváňa – sedlo Bublen (body 13-20).

chodník so spádnicou väčšom ako 22°, aby sa zabránilo strate pôdy. Erózia pôdy môže byť oveľa väčšia v prípade absencie skalného substrátu a skalných stupňov na chodníku. Zo zahraničia sú známe príklady metodík pre dizajnovanie chodníkov vrátane technických noriem a požiadaviek (napr. pre konkrétnu kategóriu chodníka aká má byť maximálna šírka chodníka).

Práca môže byť tiež prínosom v oblasti metodiky napr. porovnanie s meraniami, ktoré realizuje Správa NP Malá Fatra na danom úseku. V tomto prípade je šírka chodníkov meraná z biotopového hľadiska vzhľadom k tomu, že úseky medzi nimi sú už poškodené eróziou čo ovplyvňuje väzby medzi rastlinami typické pre tieto biotopy. Za úvahu tiež stojí zavedenie ďalších indikátorov z iných štúdií napr. možnosť opustenia chodníka (exponovaný terén alebo kosodrevina často prirodzene bránia rozptylu návštevníkov) a najmä návrh opatrení, ktoré by bránili disperzii návštevníkov (drobné zábrany z prírodného materiálu, lepšie označenie chodníka a zjednotenie zimnej a letnej trasy, informačné tabule a pod.). Ako však už bolo uvedené vyššie, väčšej zaangažovanosti správy národného parku v manažmente návštevnosti často bránia legislatívne a vlastnícke otázky. Do budúcnosti sa očakáva okrem pozemného monitoringu aj väčšie využitie moderných metód pre hodnotenie stavu turistických chodníkov (pozemné alebo letec-ké laserové skenovanie LiDAR). Rovnako je potrebné in-

vestovať do zabezpečenia celoročného zberu dát o návštevnosti turistických chodníkov.

Národné parky by mali poskytovať vhodné príležitosti pre rekreáciu, ale aj ochranu a zachovanie prírodných zdrojov a procesov. Štúdia je príkladom podkladov potrebných pre manažment dopadu návštevnosti na prírodné hodnoty územia. Zmapovaný stav na základe množstva indikátorov je základnou informáciou o aktuálnom stave ale môže byť tiež využitý pre budúce porovnanie a vyhodnotenie trendov. Rozširovanie chodníkov a strata pôdy sú naj-dôležitejšími formami degradácie chodníkov (Urban et al. 2015).

Literatúra:

- SIBILOVÁ L. 2014. Monitoring návštevnosti 2014 – záverečná správa. ŠOP SR Správa NP Malá Fatra, Varín, 12 s.
- URBAN P., ŠKODOVÁ M., MEZEI A., SAXA A. & ŠVAJDA J. 2015. Prípadové štúdie z ochrany prírody a krajiny a starostlivosti o prírodné zdroje. FPV UMB Banská Bystrica, 151 s.
- VOLOŠČUK I., SABO P., ŠKODOVÁ M., ŠVAJDA J. & LEPEŠKA T., 2016. Dynamika krajinej štruktúry a diverzita ekosystémov Krivánskej Fatry. Monografická štúdia. FPV UMB Belianum Banská Bystrica, 179 s.

Krátke správy

JASKYŇA NAD VYVIERAČKOU VO VRÁTNEJ DOLINE

PAVOL CVACHO & MARIANNA CVACHOVÁ

Slovenská speleologická spoločnosť, Jaskyniarsky klub Varín, 013 03, email: jkvarin@centrum.sk

Úvod

Prvé odborné prieskumné akcie v krasových oblastiach Malej Fatry siahajú do obdobia päťdesiatych rokov minulého storočia. V tomto období boli zdokumentované niektoré jaskyne hlavne v oblasti Stratenca, Malého Kriváňa, Vrátnej doliny a Malého Rozsutca. Medzi prvých priekopníkov patrili J. Brodňanský, V. Bukovinský, Ľ. V. Prikrýl, I. Cvacho, O. Bugán a F. Androvič, v neskoršom období A. Vallo a E. Piovarči. Prieskum už pod hlavičkou Slovenskej speleologickej spoločnosti pokračuje až po súčasnosť. Dnes evidujeme v Malej Fatre cca 170 jaskýň a priepastí. Z toho väčšia časť sa nachádza v Krivánskej časti a menšia časť v Lúčanskej časti. Ani jedna z nich nie je sprístupnená pre verejnosť. Napriek tomu sa kras vyznačuje niektorými zaujímavosťami a jedinečnosťami. Nachádza sa tu najhlbší podzemný hydrologický systém na Slovensku s prevýšením 960 metrov a jaskyňa s jedinečnou kryštálovou výzdobou. Najdlhšou jaskyňou v Malej Fatre je Jaskyňa nad vyvieračkou s dĺžkou 600 metrov. Najhlbšia je Krivánska priepasť, ktorá je hlboká viac ako 70 metrov. Stratenecská priepasť v sebe ukrýva najväčší podzemný priestor s výstižným názvom Kostol. V okrajovej časti v Šútove sa nachádza jaskyňa Ľudmila s najbohatšou sintrovou výzdobou. Zo speleologického hľadiska sú najvýznamnejšie krasové lokality v oblasti Stratenca a Veľkého a Malého Kriváňa. Aj keď podzemné priestory v Malej Fatre ani zďaleka nedosahujú veľkosť a dĺžku jaskýň vo významných krasových lokalitách na Slovensku, svedčia o zaujímavom a búrlivom vývoji tohto jedinečného pohoria.

História prieskumu

Prvý prieskum vo Vrátnej doline bol zahájený začiatkom 50. rokov minulého storočia, keď v roku 1952 túto lokalitu prvýkrát navštevuje V. Bukovinský v sprievode F. Baláta a G. Hanuliaka. Vykonajú prvú obhliadku krasovej vyvieračky v dolinke Pod jamami a okolitého terénu. V tom istom roku tu začínajú prvé exploračné práce. Tento projekt je financovaný Slovakotúrom Žilina. V roku 1953 je vo vyvieračke a blízkej estavelle pomocou streleckých prác vyťažovaných cca 60 metrov kubických materiálu. Práce napriek tomu nepriniesli postup do krasového systému. Dovoľme si tvrdiť, že tieto práce, počas ktorých bola znížená hladina asi o 150 cm výrazne ovplyvnili vodný režim vo vtedy ešte neobjavenej jaskyni. Ďalší prieskum na tejto lokalite pokračuje až začiatkom 70. rokov. Po dlhších sondážnych prácach asi 10 m nad vyvieračkou na mieste starého výveru A. Vallo, K. Martinčo, J. Hanuliak a J. Šupica objavujú jaskyňu. Dňa 19. februára po odstránení posled-

ného bloku, ktorý bránil v postupe spoločne prenikajú do novej asi 200 metrov dlhej jaskyne. V marci 1972 jaskyňu zameriavajú pracovníci Múzea slovenského krasu P. Mitter, J. Knapp a A. Vallo. Ďalším významným medzníkom je prieskum zatopených častí A. Vallom. V decembri 1972 sólovo prepláva 5 metrov hlboký a 14 metrov dlhý sifón na hlavnom ťahu (1. sifón – Sifón A. Vallu). Prepláva ho na nádych bez potápačskej výstroje, iba s baterkou zabalenou v igelite a zapálenou sviečkou pred sifónom. Podobným spôsobom neskôr prepláva aj 4 metre dlhý Kalný sifón v Spluhavenej chodbe, za ktorým objaví cca 40 metrov nových priestorov. V roku 1973 prichádzajú do Vrátnej doliny potápači s oblastnej skupiny (OS) č. 33 Aquaspeľ Košice. Dňa 24. marca T. Sasvari podplával 1. sifón a z časti aj 2. sifón. Na ďalšej akcii 16. februára 1974 sa T. Sasvari a P. Ošust pokúsili o prienik v 2. sifóne. Neúspešne, keďže sifón založený na pozdĺžnej tektonickej poruche bol vyplnený úlomkami hornín stmelených ílom. Na dvoch akciách v roku 1978 a 1979 navštevujú jaskyňu potápači OS Trenčín. Na prvej akcii 26. augusta 1978 Kucharovič, Sláčik a Šimek prekonajú 1. sifón a preskúmajú problém v 2. sifóne. 3. marca 1979 sa podarí Kucharovičovi a Sláčikovi po odbití niekoľkých britov prekonať 2. sifón a postup zamerať. V postupe do 3. sifónu bránia zaklínené skalné bloky. V roku 1978 sa A. Vallovi, Š. Muchovi a J. Muchovi v Povodňovom kanále podarí po odčerpaní troch mŕtvych sifónov objaviť 80 m nových priestorov.

Dňa 11. júna 1983 skúmajú zatopené časti jaskyne potápači V. Žikeš a I. Matocha z Demänovskej doliny. Preplávajú k 3. sifónu na obhliadku problému. 8. až 10. júna sa V. Žikešovi a Ľ. Kokavcovi pomocou špeciálnych prác podarí odstrániť bloky vo vstupe do 3. sifónu. V júli 1984 sa dvojici potápačov Ľ. Kokavec a V. Žikeš podarí odstrániť poslednú prekážku pred 3. sifónom a zahájiť jeho prieskum. V. Žikeš preniká asi 50 m do 3. sifónu. Ďalší postup zastavuje v hĺbke 10 metrov nepriechodné zúženie, za ktorým je vidieť dno priestrannejšieho riečiska. V roku 1985 sa uskutočnil pokus o odčerpanie 6. sifónu v Stratosférickej chodbe. Pokus skončil neúspešne pre nedostatok kyslíka. Dňa 21. júla 1985 P. Holúbek a E. Piovarči zameriavajú povrchový polygón medzi Jaskyňou nad vyvieračkou a Medvedími jaskyňami. V septembri 1985 objavuje Š. Mucha v Pichľavej chodbe ďalšie pokračovanie. Jedná sa asi o 40 metrov prevažne úzkych priestorov. V januári 1986 začalo víťanie a osádzanie pevných polygónových bodov v jaskyni. V dňoch 6. až 9. februára 1986 počas spoločnej akcie potápači s OS Ružomberok F. Kolbík, P. Jurčo, I. Šimkovič a Z. Hochmuth zameriavajú zatopené časti jas-

kyne (1., 2., 3. sifón). Domáci jaskyniari sa pokúšajú pomocou elektrického čerpadla odčerpať sifón v Stratosférickej chodbe. Do chodby je vháňaný vzduch z tlakových fliaš. Napriek veľkému nasadeniu končí pokus neúspešne. Akciu dokumentujú filmári z OS Žilina na čele so S. Chmelom. Na záver bola jaskyňa nanovo zameraná.

19. februára I. Adamko, P. Holúbek a I. Hrašková zameriavajú Povodňový kanál v dĺžke 106 metrov. Zamerané časti jaskyne tak dosahujú celkovú dĺžku 360 m. V deväťdesiatych rokoch sa zrúti strop vo Vstupnej chodbe, ktorý bol zabezpečený drevenou výdrevou. V nasledujúcom období je počas niekoľkých desiatok akcií chodba opäť vyčistená. Strop je zabezpečený oceľovými výstužami. Vo vstupnej časti je otvorená sonda na tektonickej línii smerujúcej na hlavné riečisko. Sonda po 4 metroch končí nepriechodným zúžením. Ďalší prieskum preto sústreďujeme na koniec Pichľavej chodby. Pracujeme na rozšírení úzkej pukliny. Na jej konci je počuť aktívny vodný tok. Ďalší postup zastaví naše slabé technické vybavenie. V prieskume pokračujeme v blízkej estavelle, ale aj tu náš postup zastaví zúžený profil chodby. V blízkej vyvieračke zatiaľ prebiehajú práce za účelom záchytu vody pre Severoslovenské vodárne. Nakoniec je vyvieračka napojená na vodárenskú sústavu. Jaskyňa sa tým dostáva do ochranného pásma vodného zdroja. To mení aj podmienky pre našu činnosť. Sústreďujeme sa na kompletnú dokumentáciu systému. Jaskyňu nanovo zameriavame. Údaje spracovávame v programe Therion. Výsledkom tak bude klasická mapa, ale zároveň aj vygenerovaná 3D mapa. V súčasnosti máme už hotových cca 90 percent dĺžky podzemných priestorov. Okrem merania sledujeme a dokumentujeme aj hydrologický režim v jaskyni. Zaujímavosťou je, že počas povodne v roku 2014 bol celý podzemný systém zatopený a voda doslova tryskala cez vchod von z jaskyne. Do dnešnej doby nebola stopovacími skúškami potvrdená zberná oblasť vody smerujúca do jaskyne a vyvieračky.

Opis lokality

Jaskyňa sa nachádza na konci Vrátnej doliny, neďaleko dolnej stanice kabínkovej lanovky v doline Krivánska ríža. Záver doliny tu pretínajú súvrstvia krasovatejúcich karbonátov obalovej série. V nich je vyvinutých viacero jaskýň a vyvieračiek. Ide o pomerne úzky pás hornín, avšak s možnosťou zaujímavého vertikálneho pokračovania nahor. Samotná jaskyňa je budovaná prevažne v tmavosivých vápencoch Gutensteinského typu a dolomitoch stredného triasu. Prevažná časť chodieb predstavuje senilnú vývojovú úroveň nižšie ležiacej vyvieračky. Sintrová výzdoba je pomerne chudobná, keďže sa jedná o mladú jaskyňu so stále aktívnym vodným tokom. Vyskytuje sa iba v Pichľavej a Spľuhavenej chodbe vo forme nátekov a drobných sintrových výrastkov. Chodby majú puklinový, alebo rúrovitý tvar, pretiahnutý buď horizontálne, alebo vertikálne. Na hlavnom ťahu majú väčšie rozmery a v odbočkách majú charakter úzkych elipsovitéch kanálov. Steny sú modelované lastúrovitými škrapmi rôznych rozmerov. V niektorých úsekoch sú na dne vyhlbené krútiňavé hrnce naplnené vodou. Chodby sú väčšinou založené

na tektonických puklinách. Na ich križovaní sú najväčšie priestory (Rázcestie č. 2). Sutina sa v jaskyni vyskytuje veľmi málo. Vo väčšom množstve iba na Rázcestí č. 1 vo forme drobnej skalnej sute a ílovitý materiál v chodbe smerujúcej ku Kalnému sifónu. Vchod je situovaný asi 10 m nad výraznou krasovou vyvieračkou v malom skalnom brale v nadmorskej výške 750 m n. m. Asi 50 metrov od vyvieračky smerom nahor sa v koryte potoka nachádza estavella. Potok nad vyvieračkou je väčšinu roka suchý. Voda ním preteká pri väčšom stave vody v jaskyni, keď estavella funguje ako vyvieračka, alebo pri mimoriadnych zrážkach. Vstup do jaskyne vedie cez asi 60 cm široký a 150 cm vysoký výrazne erodovaný kanál. Ten v minulosti slúžil ako výtokový otvor z jaskyne. Po tom ako prejdeme cez kovový uzáver jaskyne, vchádzame do Vstupného domu s umelým betónovým stropom. Ten bol vybudovaný po prepadaní pôvodného stropu v roku 1994, ktorý bol zabezpečený drevenou výdrevou. Nachádza sa tu asi 3 metre hlboká Sonda A. Vallu. Je kopaná na tektonickej línii v smere juhovýchod. Po prekonaní troch schodov pokračujeme prudko klesajúcou elipsovitou chodbou. Na jej konci sa jaskyňa rozvetvuje na dva horizontálne smery. Naľavo do Pichľavej chodby a napravo na hlavný ťah. Vstup do Pichľavej chodby tvorí oválny kanál s rozmermi asi 1 x 1 meter a s dĺžkou 5 metrov, ktorý ústi do malého domu. Ten sa rozvetvuje na dve časti. Smerom na sever do 50 metrov dlhej Muchovej chodby s prevažne úzkymi priestormi. Južné pokračovanie sa kolmo zvažuje do sondy Posledná možnosť, na konci ktorej počuť pretekajúcu vodu. V strope domu sa ešte nachádza pekne zasintrovaný komín bez možnosti pokračovania. Vráťme sa opäť na hlavný ťah.



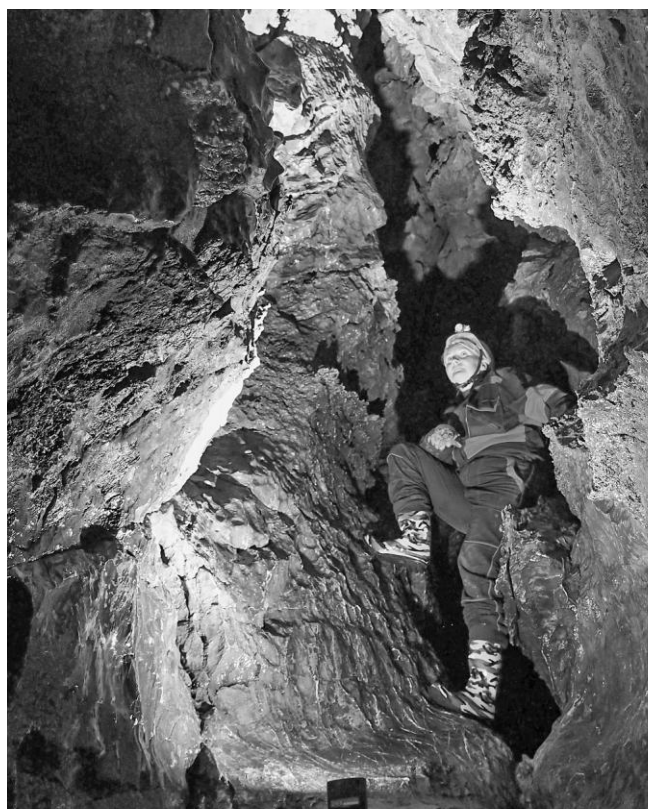
OBR. 1. Vstupná chodba.

Pokračujeme mierne prikrčený oválnou horizontálnou chodbou s malými jazierkami na dne. Na jej konci je 3 metre dlhý železný rebrík, ktorým sa kolmo zostupuje na Rázcestie č. 1. Naľavo je smer do Spľuhavenej chodby a napravo pokračuje hlavný ťah. Spľuhavená chodba začína jazierkom s hĺbkou asi 30 až 40 cm. Výška stropu je tu cca 120 cm. Za ním sa priestor zvyšuje a chodba prudko stúpa. Napravo vo výške asi 3 metre sa nachádza vchod do Spojovacej chodby. Priestory ďalej pokračujú horizontál-

nou plazivkou, ktorá klesá do blativého kanála, ktorý končí asi 4 metre dlhým Kalným sifónom. Za ním sa prudko stáča doprava a nasleduje horizontálny úsek v tvare písmena „s“. Za ním chodba stúpa a zatáča opäť napravo až sa končí nepriechodným zúžením. Vráťme sa opäť na Rázcestie č. 1. a pokračujme v hlavnom smere. Nasleduje nízky horizontálny úsek, ktorý sa po niekoľkých metroch dvíha do asi 3 metre vysokej Vodopádovej chodby.



OBR. 2. Splňuhavená chodba.



OBR. 3. Rázcestie číslo 2.

Naľavo, takmer kolmo dole, je odbočka, tzv. invázny ponor, v ktorom sa stráca vodný tok počas veľkého stavu vody. Je priechodný niekoľko metrov, potom sa zužuje. Vodopádová chodba po krátkom stúpaní prudko klesá do priestraného Nultého sifónu. Jeho hladina kolíše podľa vodného stavu. Pri dlhšom suchom počasí alebo mrazoch

býva úplne suchý. Za ním nasleduje členitá horizontálna chodba končiaca Rázcestím č. 2. Strop tu dosahuje výšku asi 6 metrov. Naľavo pokračuje vysoká chodba, ktorá pri strope ústi do Povodňového kanála. Ten sa po krátkom horizontálnom úseku zatáča prudko doprava, nasleduje krátky sifón, za ktorým chodba prudko stúpa dohora a zatáča doľava. Nasleduje členitý úsek úzkej kanálovej chodby, ktorá viackrát mení smer a je prerušovaná krátkymi zatopenými časťami. Kanál končí Stratosférickou chodbou uzavretou zatiaľ neprekonaným 6. sifónom (Sifón astronautov). Vraciame sa opäť na Rázcestie č. 2.

Hlavná chodba tu opäť prudko stúpa, potom nasleduje krátky horizontálny úsek, ktorý sa zvažuje do 1. sifónu (Sifón A. Vallu). Na opis zatopených priestorov budem citovať Zdenka Hochmutha z jeho článku Podzemné hydrologické systémy v Malej Fatre, časť Opis sifónov.

1. sifón, tiež Sifón Adama Vallu, 14 m, -3,2 m

K sifónu sa zostupuje po strmom skalnom svahu vedúcom do jazierka rozmerov 2,5 x 1,5 m. Jazierko strmo klesá pod uhlom asi 30 stupňov. Sifón má oválny prierez priemeru asi 1,5 m, po cca 8 m dosahuje najhlbšie miesto. Tu je už tesnejší, v strope sa objavuje zvislá porucha, do ktorej sa v ohybe smerom nahor dostáva šnúra, čo môže spôsobovať problémy. Sifón je statický, pretekajú iba pri zvýšenom stave a preto pomerne dosť kalivý. Výstupná vetva je tesnejšia, je strmá viac ako 45 stupňov, dno balvanité. Jazierko na druhej strane má priemer asi 1,5 m.

Odtokový sifón

Na druhej strane prvého sifónu nasleduje riečište, ktoré v mieste vtoku do jazierka 1. sifónu sa lomí vľavo (na západ) a voda tu mizne v tesnej tektonickej poruche. Je to zrejme voda odtekajúca do neďalekej vyvieracky. Pokiaľ je známe, nik sa tu nepotápal, je to príliš tesné. Zaujímavý by tu bol výsledok stopovacej skúšky vzhľadom na vyvieracku, či estavellu.

2. sifón, tiež Sifón Trenčanov, 18 m, -4 m

Medzi prvým a druhým sifónom existuje asi 25 m dlhé riečište. Toto má rúrovitý prierez priemeru od 1 do 1,5 m, je kľukaté (Obr. 4), dno prakticky bez sedimentov, po ktorom tečie tok cez niekoľko bazénikov a perejí. Končí sa vstupným jazierkom 2. sifónu. Jazierko je hlboké asi 2,5 m na spôsob studne, priemeru asi 1,5 m. Na dne sa nachádza zúžené miesto s uvedenými britmi v strope, čiastočne podbýjanými. Potápač s klasicky usporiadanou výstrojou tu má problémy. Kritické miesto je dlhé asi 2,5 m. Za ním je už chodba priestrannejšia, tu je aj najnižšie miesto sifónu v hĺbke asi 4 m. Odtiaľto už chodba má prierez vysokej pukliny širokej asi 1,5 m, ktorá pozvoľne stúpa asi 12 m k hladine výstupného jazierka. Sifón je málo kalivý, nakoľko je prietočný, dno pokrýva piesok a ostrohranná sutina.

3. sifón, tiež Sifón Vlada Žikeša, 50 m, -10 m

Sifón sa začína jazierkom podlhovastého tvaru, do ktorého sa môžeme dostať pomerne nepríjemne po balva-

noch z výstupného jazierka 2. sifónu. Na balvanoch na hladine i pod hladinou sú viditeľné stopy rozširovacích technických prác Vladimíra Žikeša. Podľa jeho publikovaných údajov i svedectve účastníkov (E. Piovarči), V. Žikeš najprv rozšíril vstup do sifónu, dostal sa potom do vzdialenosti 25 m s L. Kokavcom. Tu znovu rozšíril úžinu a 1. 7. 1984 sa dostal ďalších 25 m. Zúžene miesto je tu v jeho dne, vidieť však dole rozšírenie a dokonca riečište. Na toto miesto sa dostal iba V. Žikeš. Je tu nevyhnutné usporiadanie prístroja na bokoch.

Zhrnutie

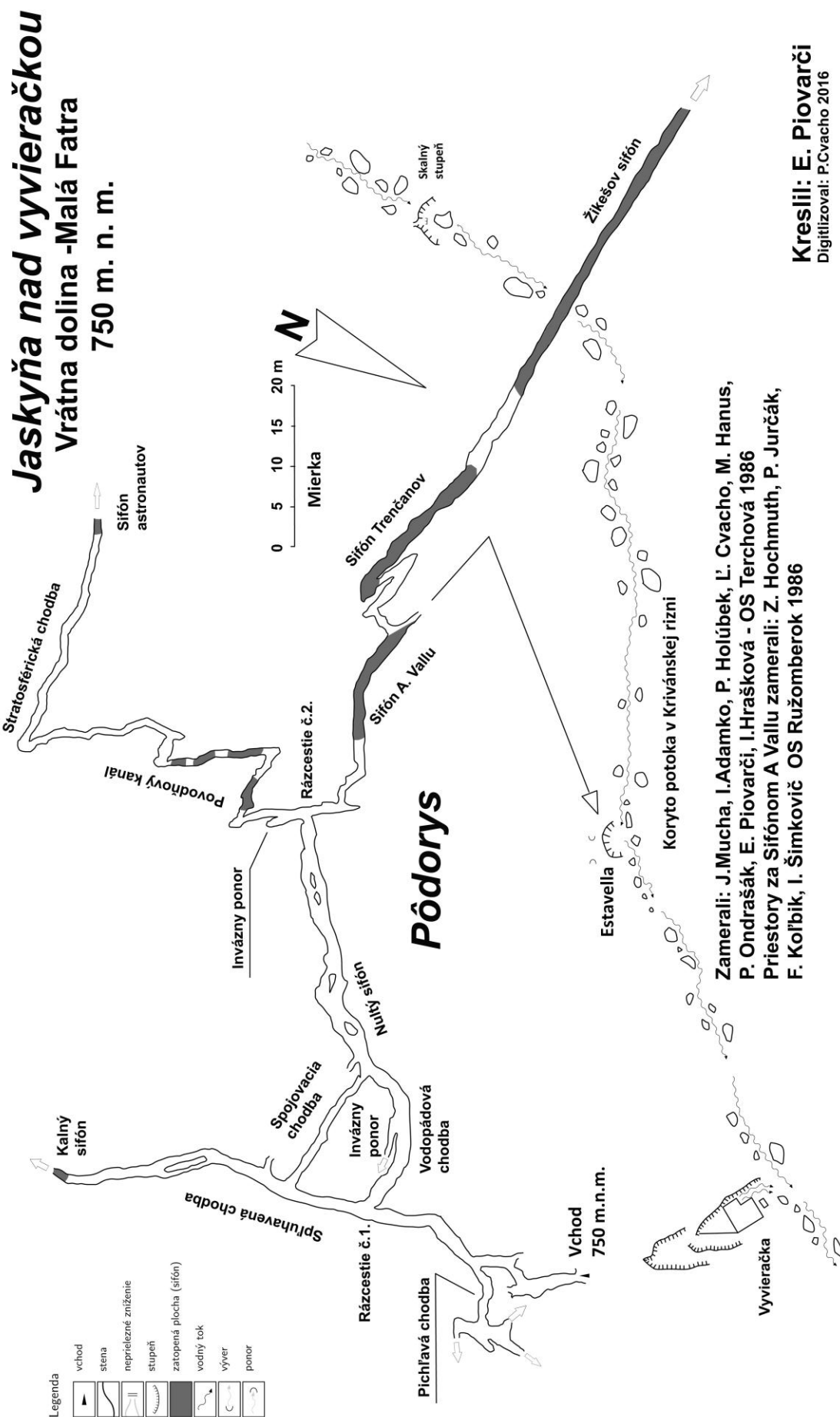
Obdobie od roku 1972, keď A. Vallo spolu s ďalšími členmi SSS objavil Jaskyňu nad vyvieračkou, až po súčasnosť možno hodnotiť ako veľmi plodné. Prinieslo na malofátranské pomery veľké postupy. Aj mapa od E. Piovarčiho bola významným posunom vpred. Je škoda, že bol publikovaný iba pôdorys a neboli domierané niektoré časti, takže nebola doposiaľ známa presná celková dĺžka jaskyne. Celková dĺžka podzemného systému sa udávala cca 620 metrov, keďže neboli všetky časti zamerané. Naše súčasné merania (Príloha 1) potvrdzujú, že celková dĺžka jaskyne sa bude pohybovať okolo čísla 600 m. Určite je tu ešte potenciál na ďalší postup, ale ako sme už spomínali, momentálne tu nie je možný ďalší prieskum. V súčasnosti sa sústreďujeme na povrchový prieskum okolia. V rámci neho sme našli viacero perspektívnych miest, ktoré by

mohli vniesť nové svetlo do problematiky podzemných priestorov v závere Vrátnej doliny. Ako najzaujímavejšia sa javí sonda č.9 smerujúca kolmo do masívu s veľmi výraznými prievanmi. Sonda slúžila zrejme ako ponor, ktorý odvádza vodu zo žľabu, pod ktorým sa nachádza. V súčasnosti riešime zabezpečenie sondy pred zosunutím voľných skalných blokov. Po vyriešení tohto problému chceme pokračovať v ďalšom prieskume, ktorý nám už dnes naznačuje postup do nových zaujímavých podzemných priestorov. Existencia tejto vyše pol kilometra dlhej jaskyne a krasovej vyvieračky nám naznačujú, že v masíve Veľkého Kriváňa je určite veľký potenciál na objav pomerne rozsiahleho podzemného systému.

Literatúra

- HOCHMUTH Z. 2000. Problémy speleologického výskumu podzemných tokov na Slovensku. Slovenská speleologická spoločnosť, Prešov- Košice, 164 s.
- ŽIKEŠ V. 1985. Speleopotápači vo Vrátnej doline. Krásy Slovenska 4/1985, Bratislava.

OBR. 4. Mapa priestorov doposiaľ najväčšej jaskyne v NP Malá Fatra - Jaskyne nad vyvierackou.



DIVERZITA FLÓRY A VEGETÁCIE NAD HORNOU HRANICOU LESA V KRIVÁNSKEJ MALEJ FATRE

DIVERSITY OF FLORA AND VEGETATION ABOVE THE TIMBERLINE IN THE KRIVÁNSKA MALÁ FATRA MTS

JOZEF ŠIBÍK

Centrum biológie rastlín a biodiverzity SAV, Botanický ústav, Dúbravská cesta 9, 845 23 Bratislava, email: jozef.sibik@savba.sk

Abstract

National Park Malá Fatra represents very diverse and miscellaneous region with unique flora and vegetation. Many various vegetation types are spread on such a small area in mosaics along the altitudinal gradient as well as across the various geological bedrock, orientation and topography. The species diversity and the uniqueness of the regional flora are the results of specific evolution and migration of flora during the postglacial era and afterwards assembled vegetation affected by human activities conditioned by Walachian colonization in the last centuries. Malá Fatra Mts has specific position within high mountain ranges of the Central Carpathians mainly because of the facts that it is the most north-western mountain range and hence the first wind-breaking barrier to strong north-western winds. The miscellaneous geological bedrock and landscape heterogeneity contribute to an exceptional variability of natural ecosystems in the area.

In studied region we can find many sites of exceptional flora or/and rare and interesting vegetation types that are of high importance not only from the biodiversity point of view but generally because of history of the area and the unique florogenesis (Šibík et al. 2015). Diversity hotspots are very often connected with steeper slopes which determined occurrence of snow avalanches and the movement of disintegrated material in gullies. Related disturbances form new niches as well as habitats for species. These findings are in accordance with intermediate disturbance hypothesis which predicts that species diversity in biotic communities should peak at intermediate levels of disturbance. The number of habitats affects diversity of selected regions: the more different habitats on the locality the higher total number of species on the site. Similarly, spatial (horizontal) differences (variability, lengths and number of talwegs) affect average Whittaker β diversity. From the local perspective, an amount of precipitation as well as temperatures does not play important function regarding diversity in studied region (Šibík et al. 2015). Even the alpine belt is missing in the area; the plant communities typical for this altitudinal zone are very well represented. Therefore certain variation reflecting isolation and migration of the flora together with human impact is evident. Many (sub)alpine elements typical for Tatra region are found in the Krivánska Malá Fatra Mts while missing in surrounded mountains (e.g. *Androsace chamaejasme*, *Astragalus frigidus*, *Bupleurum ranunculoides*, *Campanula tatrae*, *Carex atrata*, *Delphinium oxysepalum*, *Dryas octopetala*, *Erigeron hungaricus*, *Hutchinsia alpina*, *Salix reticulata*, *S. retusa*, *Saxifraga moschata*, *S. wahlenbergii*, *Sedum alpestre*, *S. atratum* and others).

Contrary to the recent global changes which does not play very important role affecting the variability and protection of flora and vegetation, the direct human impact such as uncontrolled tourism, facilities development, trampling and logging represent the most dangerous impact on outstanding habitats that are justly protected as a national park. It should be the highest priority of our society to keep this area untouched for next generations.

Key Words

high-altitude communities, National Park Malá Fatra, species richness, subalpine belt, the Western Carpathians

Cited literature

ŠIBÍK J., SENKO D. & BERNÁTOVÁ D. 2015. Centrá biodiverzity hlavného hrebeňa Krivánskej Malej Fatry. Bull. Slov. Bot. Spoločn. 37: 47–68.

PRÍSPEVOK ŠTUDENTOV VÝSKUMNÉHO ÚSTAVU VYSOKOHORSKEJ BIOLÓGIE ŽILINSKEJ UNIVERZITY K PRAKTICKEJ OCHRANE PRÍRODY SR

CONTRIBUTION OF THE INSTITUTE OF HIGH MOUNTAIN BIOLOGY ŽILINA UNIVERSITY STUDENTS TO PRACTICAL NATURE CONSERVATION IN SLOVAKIA

ZUZANA HREHOVÁ¹, LADISLAV NOVÁK² & MARIÁN JANIGA¹

¹Výskumný ústav vysokohorskej biológie, Žilinská univerzita v Žiline, 059 56 Tatranská Javorina 7, email: hrehova@uniza.sk

²Fakulta bezpečnostného inžinierstva, Žilinská univerzita v Žiline, Univerzitná 1, 010 26 Žilina

Abstract

Courses Ranger Training and Ranger Fieldwork Practice as well as Field Competence that is part of the State examination are implemented within the framework of the bachelor study program Nature Guard and Protection guaranteed by the Institute of High Mountain Biology, Žilina University. Above mentioned courses comprise of the activities for the preservation of nature protected areas in Slovakia. In the years 2006 – 2017, a total of ca 6450 hours were spent on the realization of above mentioned works to the NP Mala Fatra benefit. Activities were focused on monitoring of fauna and flora, recording of negative phenomena and practical works in favor of nature conservation. Around 3460 hours were also spent working in other protected areas of the Slovak Republic.

Key Words

nature protection, Nature Guard and Protection, Ranger Fieldwork Practice, Ranger Training

Úvod

V roku 2006 bol na Výskumnom ústave vysokohorskej biológie Žilinskej univerzity (VÚVB ŽU) založený jedinečný bakalársky študijný program Stráž prírody. Ide o prvý študijný program svojho druhu na európskom území. V rámci výučby študenti získavajú vedomosti z oblasti prírodných vied, manažmentu prírodných zdrojov, práva, environmentálnej informatiky i ekonomiky. Okrem teoretickej prípravy sa podieľajú aj na praktickej výučbe, kde rozvíjajú svoje osobné schopnosti. Jednou z filozofií stráže prírody je, že ranger nepracuje pre ľudí, ale pre prírodu. V tomto zmysle sa nesú i činnosti vykonávané v rámci predmetov Terénna prax strážcu a Ochranské praktikum, ako aj v rámci Terénnej spôsobilosti, ktorá je súčasťou štátnej skúšky. Hlavnými aktivitami sú:

- 1) monitoring fauny a flóry,
- 2) monitoring negatívnych javov na úseku ochrany prírody,
- 3) práce v prospech ochrany prírody (OP, manažmenty),
- 4) iné činnosti.

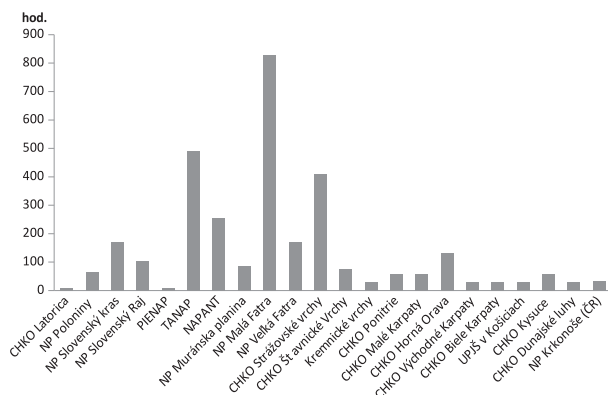
Spomenuté aktivity sú vykonávané v prospech ochrany prírody bez nároku na odmenu. Prínosom je získavanie skúseností z manažmentu chránených území (CHÚ) v celej SR a vedomosti o fungovaní Správ a k nim prislúchajúcich chránených území. Tieto vedomosti sú následne porovnávané s modelmi OP v zahraničí, prípadne sú navrhované aj opatrenia, ktoré by mohli napomôcť ochrane. Druhým as-

pektom týchto aktivít je prínos pre samotnú OP a pre správy chránených území na základe monitorovania stavu jednotlivých území a následných zásahov napravujúcich nepriaznivý stav, ako aj prostredníctvom šírenia osvetu v radoch návštevníkov CHÚ. Predmety prebiehajú pod vedením odborných pracovníkov a členov stráže prírody jednotlivých Správ CHÚ SR.

Výučba predmetu „Ochranské praktikum“ je zabezpečovaná VÚVB ŽU v úzkej spolupráci so Správou Národného parku (NP) Malá Fatra. Každoročne sa na praktických činnostiach podieľa priemerne 15 študentov, ktorí odpracujú v priebehu jedného týždňa cca 30 hodín. Za 12 rokov existencie programu bolo v prospech NP Malá Fatra odpracovaných cca. 5400 hodín počas absolvovania daného predmetu. Z toho približne dve tretiny času prebiehali pod dohľadom Správy NP Malá Fatra a zvyšok pod vedením doc. Nováka.

Realizácia predmetu „Terénna prax strážcu“ prebieha od r. 2010. Spolu bolo odpracovaných cca. 3200 hodín v prospech OP SR. Najviac hodín bolo odpracovaných na území NP Malá Fatra (830), Tatranského národného parku (TANAP, 490) a chránenej krajinskej oblasti (CHKO) Strážovské vrchy (410). Zvyšné hodiny boli odpracované v prospech ostatných CHÚ SR (Obr. 1).

K poznaniu prírodných pomerov a vplyvu ľudskej činnosti v NP Malá Fatra prispeli študenti aj v rámci bakalár-



OBR. 1. Počet hodín odpracovaných počas Terénnej praxe strážcu v prospech ochrany prírody chránených území SR za roky 2010 – 2017.

ských prác, či odborných publikácií. Parciálne, v rámci Slovenska, sa Malej Fatre venovali Bučová 2009, Faith 2009, Kostková-Zelinová 2009, Peleš 2012 a Rošteková 2012. Výlučne Malej Fatre boli venované práce: Kotka 2010, Mateček & Hlôška 2008 a Pazderková 2010. Mimo prírodných pomerov bola pozornosť kladená aj modelu riadenia národného parku ako i ekonomike, či zonácii (Mahút & Chudivaniová 2008, Pogányová & Hatala 2008, Dugelová 2013). Kľúčovou štúdiou pre ochranu prírody z hľadiska optimálneho modelu riadenia chránených území je práca, ktorá pojednáva o ročných výnosoch právnych subjektov podnikajúcich na územiach národných parkov a chránených krajinných oblastí SR (Janiga et al. 2012). Druhá nemenej významná štúdia predkladá modelové návrhy zonácii NP a CHKO SR (Solár et al. 2014).

Príspevok pre ochranu prírody v NP Malá Fatra

V rámci predmetov Ochrannárske praktikum a Terénna prax strážcu sa študenti podieľali na množstve praktických činností, ktoré im priblížili prácu Správy NP Malá Fatra ako organizácie ochrany prírody. Vlastnou prácou prispeli k realizácii manažmentových opatrení v pôsobnosti Správy NP a získali základnú predstavu o náročnosti svojho budúceho povolania. Z vyššie spomínaných hlavných aktivít dominovali v územnej pôsobnosti S – NP Malá Fatra práce v prospech ochrany prírody:

- čistenie vodných tokov (Varínka a Rajčianka) a demontáž starých informačných tabúl Náučného chodníka (NCH) Diery v Národnej prírodnej rezervácii (NPR) Rozsutec,
- inštalácia hniezdnych búdok v Prírodnej rezervácii (PR) Rochovica,
- manažmentové opatrenia v Chránenom areáli (CHA) Hate a PR Šujské rašelinisko,
- monitorovanie, čistenie a odvoz neriadených skládok v Prírodnej pamiatke (PP) Krasňanský luh,
- príprava dreva a budovanie oplotenia PR Hrabinka,
- čistenie okolia terénnej stanice v doline Bystrička,
- ukážky a praktické osádzanie lapačov podkôrneho hmyzu v okolí NPR Kľačianska Magura (Obr. 2),
- inštalácia a demontáž zábran proti prechodu žiab cez cestnú komunikáciu pri obci Párnica a vo Veľkej Čiernej

(Obr. 3),

- odstraňovanie náletov borovice lesnej (*Pinus sylvestris*) a smreka obyčajného (*Picea abies*) ako opatrenie proti zalesneniu plochy v PP Bôrická mláka,
- rekonštrukcia ochranného oplotenia na území PP Bôrická mláka za účelom ochrany vzácnych druhov rastlín a živočíchov pred dobytkom,
- údržba hranolov označujúcich hranice NP, NPR a PR, výmena stĺpového značenia hraníc CHÚ (NPR Tiesňavy, NPR Šútovská dolina, PR Golfove mláky, PR Parač),
- údržba (náter, výmena a dezinfekcia štrkového podkladu) chovnej stanice pre hendikepované živočchy,
- osadenie informačnej tabule pri informačnom centre ochrany prírody Štefanová,
- likvidácia invázneho druhu boľševník obrovský (*Heracleum mantegazzianum*) na potoku Lietavka.



OBR. 2. Pratická ukážka inštalácie feromónového lapača na podkôrny hmyz pri NPR Kľačianska Magura.



OBR. 3. Inštalácia dočasných zábran pri cestnej komunikácii na ochranu migrujúcich žiab.

Monitorovanie negatívnych javov na úseku ochrany prírody bolo zamerané na:

- kontrolu dodržiavania zákazu vstupu v PR Parač (zadržaná skupina terénnych štvorkolkárov priamo na vrchole Parača s metodickým postupom strážcu prírody pri riešení prípadu),
- kontrolu návštevného poriadku NP a sezónnu uzáveru tu-

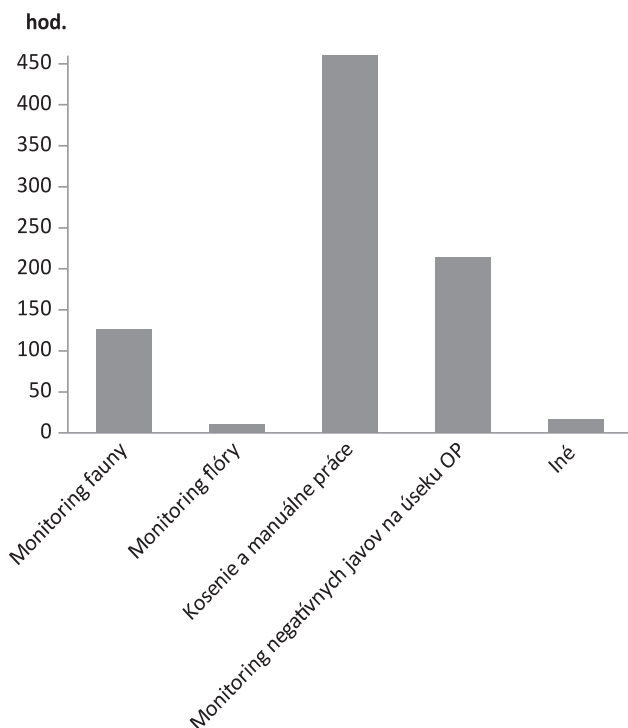
ristických značených chodníkov (TZCH) v prítomnosti strážcu (Štefanová – Rozsutec – Medziholie – Medzirozsutec),

- kontrolu územia zameranú na výskyt nových stavieb so skládkami (NPR Tiesňavy),
- kontrolu nežiaducich nedostatkov (stav hranolov označujúcich vstup do rezervácie, poškodené značenia, vyblednuté tabuľky so štátnym znakom a nápisom o CHÚ a poškodené informačné tabuľky o uzávere TZCH; Dolné diery – Nové diery, PR Slnčné skaly, NPR Tiesňavy, Šútovská dolina a Rozsutec a PR Goľové mláky a Hrabinka),
- sledovanie a komparáciu stavu erózie na uzavretých a otvorených turistických chodníkoch (Poludňové skaly),
- monitorovanie úhynu vtákov pod elektrickými vedeniami (Terchovská a Rajecká dolina).

V NP Malá Fatra prebiehalo i monitorovanie fauny kurovité (*Galliformes*), kuvičok vrabčí (*Glaucidium passerinum*), medveď hnedý (*Ursus arctos*), rys ostrovid (*Lynx lynx*), skokan hnedý (*Rana temporaria*). Popri monitorovaní fauny boli robené aj zápisky o vzácnych druhoch rastlín (napr. PR Šujské rašelinisko).

V rámci ostatných činností boli podávané informácie návštevníkom národného parku, rozdávali sa letáky a materiály zo Správy NP. Okrem toho bola odinštalovaná medzinárodná súťažná výstava Ekoplagát 2011 (Považská galéria v Žiline). Prehľad odpracovaných hodín v rámci hlavných aktivít vykonaných počas Terénnej praxe strážcu v prospech NP Malá Fatra je znázornený na Obr. 4.

Príspevok pre ochranu prírody v ostatných chránených územiach SR



OBR. 4. Počet hodín odpracovaných v rámci jednotlivých aktivít počas Terénnej praxe strážcu v prospech Správy NP Malá Fatra v rokoch 2010 - 2017.

Počas Terénnej praxe strážcu boli vykonávané aktivity i na ostatných chránených územiach SR. V rámci TANAP-u boli činnosti v prospech ochrany prírody venované čisteniu potokov a odrážok na odvodnenie chodníkov. Manuálne práce na území CHKO Strážovské vrchy boli zamerané na manažment biotopov jasoňa červenookého (*Parnassius apollo*), rodu *Maculinea*, čeľade vstavačovité (*Orchidaceae*) a rozchodníka bieleho (*Sedum album*), kde boli odstraňované náletové dreviny a rozrastajúca sa vegetácia. V biotope európskeho významu bukové a jedľovo-bukové kvetnaté lesy bol robený náter semenáčikov repelentom proti hmyzu.

Z oblasti fauny prevládalo v TANAP-e monitorovanie výskytu bobra európskeho (*Castor fiber*) a negatívnych javov pôsobiacich na jeho výskyt. Ďalej to bolo sledovanie migračných druhov vtákov a dravcov a monitorovanie kamzíka vrchovského tatranského (*Rupicapra rupicapra tatrica*). V CHKO Strážovské vrchy prevládalo sčítanie veľkých šeliem a zimné sčítanie vodného vtáctva.

Záver

Po viac ako 10 ročnej histórii realizácie programu Stráž prírody a po úsilí VÚVB ŽU v spolupráci s jeho študentmi o zvýšenie kvality ochrany prírody na Slovensku sme jednoducho dospeli k záveru, že Správy národných parkov a chránených krajinných oblastí nevyhnutne potrebujú právnú subjektivitu, aby dokázali účinnejšie odolávať novým socioekonomickým trendom (turistický priemysel, lesné hospodárstvo, atď.). Tento názor sme v detailnej podobe vyjadrili v štúdiu, ktorá vznikla v spolupráci širokého kolektívu výskumných pracovníkov a študentov VÚVB ŽU (Janiča et al. 2012). Domnievame sa, že je to jeden z vážnych krokov ako riešiť aj prípadnú zonáciu, pozemkové problémy a nárast investícií v oblasti mäkkého cestovného ruchu (tzv. „nature based tourism“ alebo prírode ohľaduplný spôsob turizmu) v NP Malá Fatra.

Literatúra

- BUČOVÁ Z. 2009. Vplyv lavín a lavínových dráh na vegetáciu vysokých pohorí – história a súčasnosť. Bakalárska práca. Žilinská univerzita. 79 s.
- ĐUGELOVÁ D. 2013. Modelový návrh zonácie NP Malá Fatra. Bakalárska práca. Žilinská univerzita. 60 str.
- FAITH F. 2009. Vplyv ľudskej činnosti na druhové zloženie a početnosť rýb v horských a podhorských tokoch Slovenska. Bakalárska práca. Žilinská univerzita. 28 s.
- JANIČA M., MARKULJAKOVÁ K., MAHÚT O., POGÁNYOVÁ P., KOHÚTOVÁ Z., ŠULAVÍK J., BOHÁČOVÁ A., HERIAN N., IVANIČOVÁ Z., VESLESKÁ M., ŠTEFANCOVÁ D., IŠTOŇA M., TICHÝ P., KVANDA J., MIKOLÁŠ P., GRIGA F., CHOVCANOVÁ S., ADAMOVÁ M., LIŠIAKOVÁ E., GAŠPERANOVÁ J., KOZÁRIK V., HRUŠKA D., PODRACKÁ M., MASARYK M., NOVISEDĽÁKOVÁ M., THOMKOVÁ J., KMECÍK J., KAROSZKOVÁ V., BUGÁŇ P., ŠUDILA M. & RICHÁRECH P. 2012. Výnosy právnych subjektov podnikajúcich v chránených územiach Slovenskej republiky. *Oecologia Montana* 21: 1–33.
- KOSTKOVÁ-ZELINOVÁ V. 2009. Diferenciálny rozpočet leukocytov u *Prunella collaris*. Bakalárska práca. Žilin-

- ská univerzita. 55 s.
- KOŤKA T. 2010. Výskyt olova a kadmia v snehu Malej Fatry. Bakalárska práca. Žilinská univerzita. 45 str.
- MAHÚT O. & CHUDIVANIOVÁ A. 2008. Tax analysis for the model regions of protected landscape areas and national parks in the Slovak Republic. *Oecologia Montana*. 17: 17–26.
- MATEČEK A. & HLÔŠKA L. 2008. Comparison of populations of small mammals in a climax spruce forest and in an acidophilic beech forest in Kľačianska Magura NNR (Malá Fatra NP). *Oecologia Montana*. 17: 5–8.
- PAZDERKOVÁ Z. 2010. Erózia turistických chodníkov v pohorí Malej Fatry. Bakalárska práca. Žilinská univerzita. 83 s.
- PELEŠ M. 2012. Mapovanie zástupcov rodu *Pulsatilla* v subalpínskom a alpínskom vegetačnom stupni Slovenska. Bakalárska práca. Žilinská univerzita. 31 s.
- POGÁNYOVÁ P. & HATALA M. 2008. The annual economics of legal entities trading within Malá Fatra National Park and a proposal for an optimised model for operating the park. *Oecologia Montana* 17: 9–16.
- ROŠTEKOVÁ V. 2012. Mapovanie vybraných druhov z rodu *Parnassius* v horskom vegetačnom stupni Slovenska. Bakalárska práca. Žilinská univerzita. 50 s.
- SOLÁR J., JANIGA M., STRÁŠKO B., ĎUGELOVÁ D., GAŠPERANOVÁ J., GATIALOVÁ S., MOŠKOVÁ K., KOZÁRIK V., KVANDA J., ŠKORVÁNEK M., HAVIAROVÁ P., BAĎUROVÁ RENČOVÁ P., LALÍKOVÁ I., ŠTEFANCOVÁ D., HUCÍK J., ČAVOJSKÝ M., ODSTRČIL M., HRUŠKA D., VESELSKÁ M., KVAŠŠAYOVÁ V., HORVÁTH P., PODRACKÁ M., MASARYK M., NOVÁKOVÁ D. & BRÖSZTL O. 2014. Modelové návrhy zonácií veľkoplošných chránených území Slovenskej republiky. *Oecologia Montana* 21: 1–50.

VODNÁR POTOČNÝ (*CINCLUS CINCLUS*) V KRIVÁNSKEJ FATRE

TOMÁŠ FLAJS

ŠOP SR, Správa Národného parku Malá Fatra, email: tomas.flajs@gmail.com

Vodnár potočný sa na našom území vyskytuje najmä v horských a podhorských oblastiach severného a stredného Slovenska s odhadovaným počtom 2000–3000 hniezdiacich párov. Tu obýva prudko tečúce toky a menšie rieky s charakteristickým štrkovo piesčitým dnom a brehmi. Centrum jeho rozšírenia je vo Veľkej a Malej Fatre, Chočských vrchoch, Slovenskom raji, Muránskej planine, v Nízkych a Vysokých Tatrách, kde nachádza najlepšie podmienky v podobe vhodných biotopov (Karaska, 2002). Densita hniezdiacich párov na tokoch severného Slovenska miestami dosahuje hodnoty vyššie ako 1 pár na km toku (Baláž et al. 2015). Jeho početnosť na jednotlivých tokoch je ovplyvnená viacerými faktormi, medzi ktorými dominujú najmä dostupnosť vhodných miest na zahniezdenie a faktory vplývajúce na dostatok a dostupnosť potravy ako sú veľkosť toku, jeho hĺbka, spád, čistota vody, podložie a pod. (napr. Glutz et al. 1985, Cramp 1988, Tyler & Ormerod 1994). Najvyšší podiel potravy pre druh predstavujú taxóny citlivé na znečistenie vody (Del Guasta 2003), napr. pošvatky radu *Plecoptera*, potočníky (*Trichoptera*) a podenky (*Ephemeroptera*).

Početnosť hniezdiacich párov vodnárov potočných bola zisťovaná systematickým prehľadávaním vhodných miest na hniezdenie a kontrolou vopred inštalovaných hniezdných polobúdok. Polobúdky boli inštalované najmä pod mosty, na dlhších úsekoch tokov bez mostov aj na stromy. Monitorovanie početnosti a zvyšovanie hniezdných príležitostí boli realizované v rokoch 2008 – 2015 (Baláž & Hrková 2010, Flajs 2014). V niekoľkých prípadoch bola hniezdna dutina vytvorená len za pomoci kladiva a sekáča v murive, alebo na skale nad tokom.

Vodnár potočný je druh, ktorý ochotne obsadzuje hniezdne podložky a polobúdky a jeho hniezdnu hustotu je možné na tokoch podporou hniezdenia výrazne zvyšovať (napr. Staedtler & Bremshey 1988, Hegelbach 2004). Nakoľko mostné objekty na tokoch pravdepodobne nepredstavujú pre druh hranice teritórií, tieto si vtáky vymedzujú počas jarného toku, je do určitej miery možné, že inštaláciou búdok a ich následným obsadením sa tieto hranice čiastočne ovplyvňujú a menia. Zaujímavé bolo hniezdenie v roku 2016 na rieke Zázrivka v Párnici, kde dva páry hniezdili od seba menej ako 150 m. Spomínané hniezdenia prebehli v inštalovaných búdkach pod cestným a železničným mostom.

Príkladom vyššej hniezdnej denzity sú potoky Studenec a Sučiansky potok, kde sa zistilo až 1,1 páru na km toku, čo

predstavuje jednu z najvyššie známych denzít z územia SR.

V záujmovom území bolo v rokoch 2010 až 2017 označených celkom 708 mláďat v inštalovaných polobúdkach ($n = 70$) príp. v prirodzených hniezdných dutinách ($n = 22$). Značenie prebiehalo klasickým hliníkovým ornitologickým krúžkom a farebným kúžkom s alfa numerickými znakmi, ktoré sú odčítateľné binokulárnym ďalekohľadom na vzdialenosť približne 40 m. Týmto spôsobom sa dali následne jedince identifikovať bez možnosti ďalšieho odchytu. Predmetom ďalšieho skúmania v území bude práve vďaka farebnému značeniu vernosť k jednotlivým hniezdnym lokalitám ale aj vernosť partnerov medzi sebou a počas opakovaných hniezdení.

Zaujímavé hniezdenie vodnárov prebehlo v NPR Tiesňavy v časti Dolných Dier pri kovovom premostení potoka. Vodnár tu hniezdi pravidelne od roku 2008 v rovnakom hniezde na skale nad tokom. Po rekonštrukcii pôvodných premostení počas leta 2015 boli premostenia v tomto mieste uložené na opačný breh ako pôvodne. Tým sa vzdialenosť chodníka od hniezda výrazne zmenšila. Vzdialenosť zábradlia od vchodu do hniezda bola len 134 cm, pričom samotné hniezdo je dosiahnuteľné rukou (Flajs 2016). Obdobne v tomto hniezde vodnár vyviedli mláďatá aj v rokoch 2016 a 2017.

V sledovanom období je viacero spätných pozorovaní vtákov. Nakoľko vodnár patrí medzi vtáky, ktoré migrujú minimálne, resp. presúvajú sa len medzi tokmi, každý dlhší presun je zaujímavý. Medzi také určite patrí aj pozorovanie z 15. júna 2015 v Čadci – Čiernom, kde bol zdokumentovaný spievajúci jedinec približne 35 km od miesta krúžkovania v Zázrivej 3. apríla 2014. Ďalšie hlásenie je z 22. mája z obce Bukovina (okres LM), kde bol nájdený jedinec uhynutý po zrážke s autom na cestnej komunikácii (presun cca 25 km). Vodnár bol okružkovaný v Párnici na rieke Zázrivka v ten istý rok. Najdlhší presun bol zistený pri vodnárovi, ktorý bol okružkovaný 27. apríla 2011 v Párnici. Zdokumentovaný bol po 635 dňoch v 77 km vzdialenom Malopoľskom regióne v Poľsku. Nakoľko vodnár pri presunoch kopírujú rieky či potoky, určite stojí za úvahu migračná cesta jedinca až na miesto nálezu.

Dostupnosť hniezdných miest často zmenšujú zmeny či úplná likvidácia vhodného prostredia a to dôsledkom regulácie tokov, budovaním zavlažovacích systémov alebo vodných elektrární. Okrem zmeny brehových profilov majú tieto

TAB. 1. Zastúpenie vodnárov potočných na sledovaných tokoch v území.

Názov toku	Dĺžka (km)	Počet nájdených hniezd	Odhad počtu	Denzita	Odhad min.	Odhad max.
Zázrivka	26,5	21	27	1,0	30	34
Varínka	21,6	15	22	1,0	25	28
Šútovský potok	5,8	4	5	0,9	2	5
Sučiansky potok	3,7	4	4	1,1	3	5
Istebníansky potok	5,4	4	5	0,9	3	5
Bystrička	2,0	2	2	1,0	1	3
Studenec	4,6	3	5	1,1	3	5
Hoskora	2,2	1	2	0,9	2	3

úpravy za následok pokles prietoku vody a prúdenia, na čom sú vodnár závislé. Významným negatívom sú taktiež znečistenia tokov, obzvlášť acidifikácia vody, ktorá eliminuje prítomnosť dôležitých taxónov z riečneho makrozoobentosu, ktoré slúžia ako hlavná zložka potravy krmivci vodnárov (Tyler & Ormerod 1994). Keďže vodnár potočný sú prísne teritoriálne vtáky, ich distribúciu na vodných tokoch môže ovplyvňovať aj vzájomná kompetícia.

Použitá literatúra:

- BALÁŽ M., HRČKOVÁ L. & FLAJS T. 2015. Odhad maximálnej veľkosti hniezdnej populácie vodnára potočného (*Cinclus cinclus*) vo vybranej časti severného Slovenska. *Tichodroma* 27: 28–38.
- CRAMPS S. 1988. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: the birds of the Western Palearctic. — Vol. 5. Oxford University Press, Oxford. 1136 pp.
- FLAJS T. 2016. Úspešné hniezdenie vodnára potočného (*Cinclus cinclus*) pri frekventovanom turistickom chodníku v Malej Fatre (severné Slovensko). *Tichodroma* 28:79–81.
- GLUTZ V. & BLITZHEIM & BAUER K. (eds.) 1985. Handbuch der Vogel Mitteleuropas. —Aula Verlag, Band 10/II. 1184 pp.
- HEGELBACH J. 2004. Zunahme des Brutbestands der Wassermamsel *Cinclus cinclus* am Künsbacher Bach von 1987 bis 2002. — *Der Ornithologische Beobachter* 101: 99–108.
- KARASKA D. 2002. Vodnár potočný (*Cinclus cinclus*). — Pp.: 450–452. In: Danko Š., Darolová A. & Krištín A. (eds.): Rozšírenie vtákov na Slovensku. Veda, Bratislava.
- STADTLER K. & BREMSHEY K. 1988. Bestandsentwicklung der Wassermamsel (*Cinclus cinclus*) durch Nisthilfen im Raum Schwerte/Ruhr. — *Egretta* 31: 38–41.
- TYLER S. & ORMEROD S. 1994. The Dippers. — T & D A Poyster, London.
- DEL GUASTA M. 2003: Distribution of the Dipper (*Cinclus cinclus*) in the Mugellovalley (Florence, Italy) in relation to the environmental characteristics of the streams. — *Avocetta* 27: 193–102.

ZIMNÝ MONITORING VEĽKÝCH ŠELIEM V OBLASTI MALEJ FATRY

TOMÁŠ FLAJS

ŠOP SR, Správa Národného parku Malá Fatra, email: tomas.flajs@gmail.com

Veľkým šelmám sa na území národného parku (NP) Malá Fatra venuje intenzívna pozornosť. Najviac prác je venovaných medveďovi hnedému (Kalaš 2011, 2012a, 2013a, 2014, 2017, Findo et al. 2014) a rysovi ostrovidovi (Kalaš 2012b, Findo et al. 2014, Duľa 2016). Letné monitorinky zamerané na vizuálne pozorovanie medveďov v území majú viac ročnú tradíciu (Kalaš 2013b, 2013c). Potreba lepšieho poznania početnosti vlka dravého, rysa ostrovida a mačky divej vyústila do celoplošného monitoringu šeliem v Malej Fatre. Najvhodnejšie obdobie na sledovanie týchto druhov zvierat je práve zimné obdobie s možnosťou stopovania zvierat na snehu. Z personálnych dôvodov bolo pre monitoring na rozsiahlom území nutné prizvať aj dobrovoľníkov, príp. kolegov z iných chránených území. Zimný monitoring veľkých šeliem sa v predchádzajúcom období konal len sporadicky.

Prvý celoplošný monitoring sa konal v sobotu 30. januára 2016. Na akcii sa zúčastnilo 48 osôb, na ktorých čakalo spolu 35 trás v celkovej dĺžke približne 206 km. Trasy boli v dĺžke od 3 do 17 km a prechádzali po turistických chodníkoch či lesných cestách.

Samotné územie NP bolo pokryté dostačujúco, ochranné pásmo (OP) bolo pokryté len z časti najmä v Oravskej Magure. Každý účastník dostal základné informácie k svojej trase a tiež vysvetlenia k pobytovému znakom veľkých šeliem. Mapovatelia si všímali podľa stôp druh šelmy, príp. počty jedincov. Následne do pripravenej mapy zaznačili nález a do formulára aj polohu GPS. Neurčené, alebo zle čitateľné stopy museli za pomoci metra a fotoaparátu zdokumentovať, ak to bolo možné v mape aj naznačiť smer pohybu zvierat. Evidovali sa všetky pobytové stopy po šelmách, teda stopy, trus, krv, korisť.

Snehové podmienky boli dostačujúce, nižšie položené lokality (do cca 650 m n.m.) boli pre výrazné oteplenie snehom pokryté len minimálne.

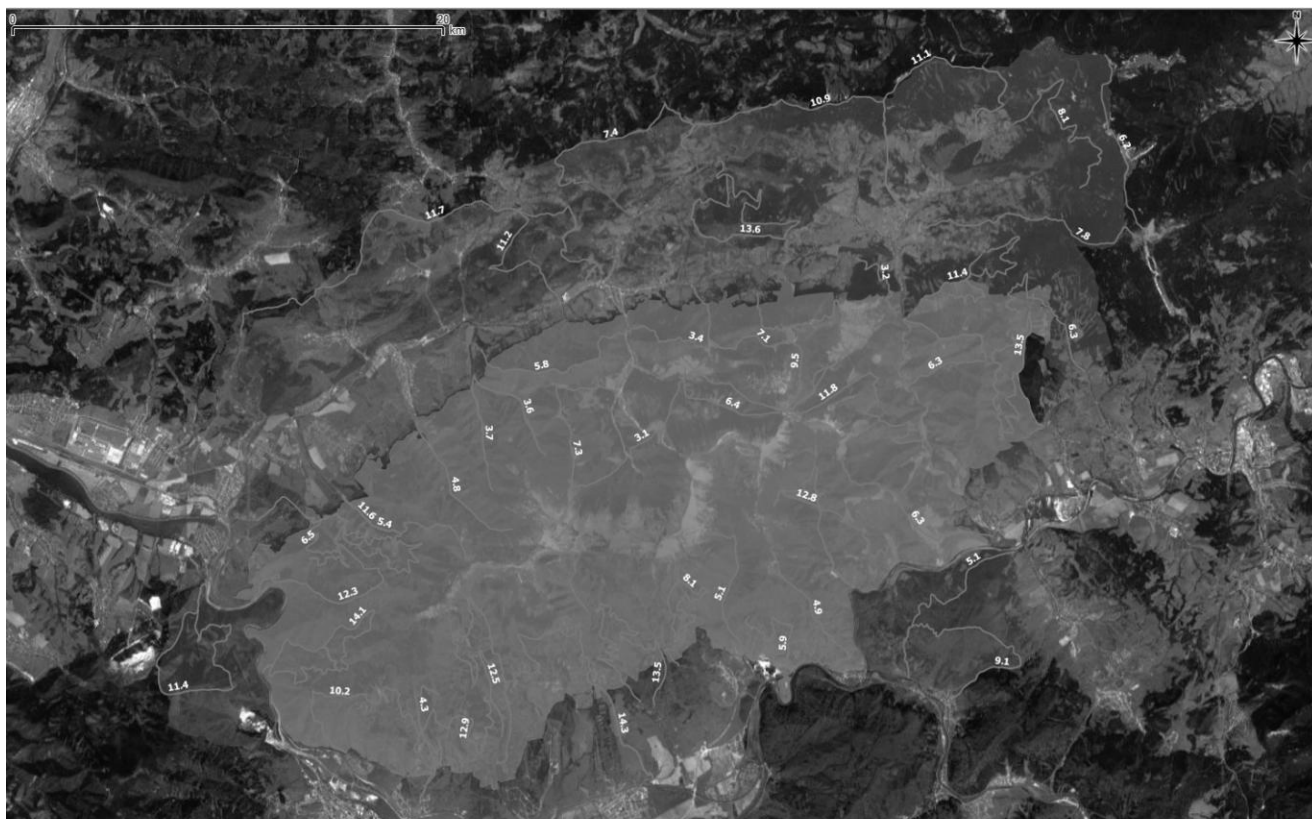
Počas prvého monitoringu bolo v území zistených sedem jedincov medveďa hnedého. Medvede boli zistené najmä v záveroch dolín v okolí vodných zdrojov. U rysa ostrovida sa očakávali lepšie výsledky. Na základe fotografií urobených mapovateľmi v teréne sa na území národného parku potvrdili len tri tieto šelmy. Jeden rys dokonca križoval trasu až trom mapovateľom. V OP boli nájdené pobytové znaky tiež po troch jedincoch. Pri vlkoch sa potvrdili počty zistené v priebehu zimy. Na území NP lovili dve vlčie svorky, jednu svorku tvorí päť členov, druhú traja. Zaujímavé bolo zistenie jedného vlka na troch lokalitách. Mohlo ísť o jedného člena svorky, ktorý sa od svorky dočasne odpojil. V OP sa taktiež potvrdili počty vlkov zistené z predchádzajúceho obdobia. V jednej svorke boli štyria členovia, v druhej len dva vlky (z pôvodných päť členov). Mačka divá v území zistená nebola.

Druhý celoplošný monitoring veľkých šeliem sa v území konal 21. januára 2017. Pre prípad nepriaznivého počasia a nevhodných snehových podmienok bol pripravený aj náhradný termín, stanovený o dva týždne po prvom termíne. Oproti prvému ročníku sa akcia začala už o deň skôr v priestoroch Správy NP vo Varíne, kde vo večerných hodinách zazneli príspevky na tému veľkých šeliem. Referujúci (Michal Kalaš – medveď hnedý, Martin Duľa – rys ostrovid, Ľuboslav Hrdý a Tomáš Flajs – vlk dravý, Mária Apfelová – mačka divá) bohatým rozprávaním a ukázkami v prezentáciách predstavili skrytý život šeliem a oboznámili mapovateľov o bezpečnom určení pobytového znakov jednotlivých druhov v teréne.

Na akciu sa prihlásilo 86 osôb, čím sa oproti prvému ročníku záujem o monitoring zdvojnásobil. Pre veľké množstvo snehu (od 700 m n. m. cca 120 cm) sa monitoringu zúčastnilo napokon 71 účastníkov. Podarilo sa prejsť 44 trás v celkovej dĺžke približne 340 km. Pre množstvo prihlásených účastníkov bolo možné trasy v NP primerane zahustiť. Obdobne bolo prehodnotené aj OP, ktoré bolo pokryté kompletne (Obr. 1).

Medveď hnedý bol zistený v počte 13 až 16 jedincov. I napriek silnej a na sneh bohatej zime boli zistené takmer všetky jedince v bučinách na úrode bukovic, ktoré vyhrabávali spod snehu. Vlk priniesol prekvapenie v podobe počtu jedincov v oboch svorkách. Spolu sa zistilo pre územie národného parku max. 7 - 8 jedincov. V jednej skupine boli zistení štyria vlci, v druhej traja. Viacerí mapovatelia mali v severnej oblasti Malej Fatry opäť stopy po prítomnosti jediného vlka, takže jeho pohyb sa dal postupne pekne vyobraziť v mape. V OP boli zistené len 4 jedince, pričom sa potvrdil rozpad jednej vlčej svorky v oblasti Terchovej, kde z piatich jedincov v nedávnom období ostal jediný. Nie je vylúčené, že ide o rovnakého jedinca, ktorý bol zistený priamo v NP. Pri rysovi sa v území NP zistili 4 jedince, v OP tiež 4 jedince, pričom v oboch územiach boli zistené vodiace rysce, vždy len s jedným mláďaťom. Výskyt mačky divej bol potvrdený v jedinom prípade a to v oblasti Domašínskeho meandra.

Najčastejšie boli zaznamenané pobytové znaky medveďa hnedého (24), vlka dravého (23), rysa ostrovida (22) a mačky divej (1) ktoré vykazovali rôzny stupeň čerstvosti. Na základe odhadu veku stôp, ich vzájomnej vzdialenosti a opakovania niektorých zoskupení (napr. svorky vlkov, vodiace rysce) boli odhadnuté vyššie uvedené počty jednotlivých druhov. Tieto čísla korešpondujú s údajmi získavanými v priebehu celého roka, najmä z fotomonitoringu. Pri medveďovi tento odhad robený nebol. Pri ňom sme sa venovali len nájdeniu pobytového znakov v čase hibernácie. V teréne bolo zozbieraných niekoľko vzoriek trusu a moču od vlka aj rysa, ktoré boli odo-



OBR. 1. Mapované územie počas II. ročníka zimného monitoringu veľkých šeliem v NP Malá Fatra a jeho ochrannom pásme.

vzdané na genetický výskum.

Určite každému účastníkovi treba poďakovať za námahu a čas, ktorý venoval výskumu a ochrane veľkých šeliem v Národnom parku Malá Fatra. V budúcnosti je potrebné zimný monitoring opakovať nielen z dôvodov zistenia počtu veľkých šeliem, ale najmä z dôvodu lepšieho porozumenia vzťahu človek – šelma, ktorý je do veľkej miery zakrytý rôznymi polopravdami a výmyslami.

Organizátorom podujatia bola Správa NP Malá Fatra v spolupráci s Fatranským spolkom.

Použitá literatúra:

- DULA M. 2016. Početnosť, populačná hustota rysa ostrovida (*Lynx lynx*) v CHKO Kysuce a jeho potravní ekologie v porovnaní s vlkom obecným (*Canis lupus*). Diplomová práca, Masarykova univerzita, Brno.
- FINDO S., SKUBAN M., KALAŠ M., KAJBA M., SLAMKA M. 2014. The contribution of transport infrastructure to bear habitat fragmentation in Slovakia. In: Bears and humans in the 21st century: challenges and solutions for peaceful co-existence. Proceedings of abstracts. 23RD International Conference on bear research and management. Thessaloniki, Greece., p. 40.
- FINDO S., KALAŠ M., SLAMKA M., KAJBA M. 2014. Po stopách rysa. Poľovníctvo a rybárstvo (12): 38–40.
- FLAJS T. 2016. Ako prebiehal Zimný monitoring veľkých šeliem v roku 2016. <http://www.malafatra.org/zimny-monitoring-seliem/>
- FLAJS T. 2017. Výsledky zimného monitoringu veľkých šeliem. <http://www.malafatra.org/l/vysledky-zimneho-monitoringu-velkych-seliem/>
- KALAŠ M. 2011. Doprava a jej vplyv na populáciu medveďa hnedého v širšej oblasti Národného parku Malá Fatra. In: Vlastivedný zborník Považia, 2011, ročník XXV, s. 180–187.
- KALAŠ M. 2012a. Priebežné výsledky značkovacej aktivity medveďa hnedého v NP Malá Fatra. In: Zborník Oravského múzea, 2012, ročník XXIX, s. 368–379.
- KALAŠ M. 2012b. Príspevok ku kolíziám rysa ostrovida (*Lynx lynx*) s automobilovou dopravou. In: Kutal M. (Ed): Veľké šelmy a jejich migrační koridory v Západních Karpatech: Malá Fatra - Kysucké Beskydy - Moravskoslezské Beskydy - Javorníky. Hnutí DUHA Olomouc, Olomouc 2012, 36 s.
- KALAŠ M. 2013a. Rozšírenie medveďa hnedého (*Ursus arctos* L.) v SZ časti Slovenska. In: Ochrana prírody, 2013, č.1, s.16–19.
- KALAŠ M. 2013b. Stacionárny monitoring medveďa hnedého v Národnom parku Malá Fatra. In: Zborník Oravského múzea, 2013, ročník XXX, s. 323–338.
- KALAŠ M. 2013c. X. ročník monitoringu medveďa hnedého v Malej Fatre. In: Myslivost, 2013, č.2, s.37–39.
- KALAŠ M. 2014. Dopravné kolízie s medveďom hnedým (*Ursus arctos* L.) a priepustnosť vybraných cestných komunikácií v oblasti Národného parku Malá Fatra. In: Kutal M. & Suchomel J. (eds.): Analýza vyskytu veľkých šeliem a průchodnosti krajiny v Západních Karpatech. Mendelova univerzita v Brně, Brno 2014. 48 pp.
- KALAŠ M. 2017. Značkovácia aktivita medveďa hnedého (*Ursus arctos*) v Národnom parku Malá Fatra. In: Bryja J., Horsák M., Horsáková V., Řehák Z. & Zukal J. (Eds.): Zoologické dny Brno 2017. Sborník abstraktů z konference 9. – 10. února 2017.

