

POTENCIÓNÁLNY VPLYV VÝSTAVBY LYŽIARSKÉHO STREDISKA STARÝ SMOKOVEC, VYSOKÉ TATRY, NA DRUHOVÚ BOHATOSŤ, DIVERZITU A ABUNDANCIU ORNITOCENÓZ POČAS JESENE

MARTIN KORŇAN

M. Korňan: Potential effects of construction of ski resort Starý Smokovec, the High Tatras, on species richness, diversity and abundance of bird assemblages during autumn

Abstract: Development of new ski resorts belongs among human activities with strong negative impact on landscape. This research is focused on evaluating potential effects of the construction of new ski resort Starý Smokovec in the High Tatras, Slovakia, on composition, species richness and diversity of bird assemblages and was conducted as part of environmental impact assessment (EIA) study. Birds were counted by point count method with variable distance bands (98 point samples, one count) in four habitat types (successional forest, spruce forest, dwarf pine communities and ski runs) during autumn in 2017. The effects of ski resort construction were estimated by comparison of bird assemblages of the originally occurring habitats with ski runs in the closest existing ski resort in Tatranská Lomnica. Diversity of bird assemblages were estimated by species richness and Shannon and Simpson indices. Monte Carlo sample-based rarefaction approach was applied to test for differences among habitats. I detected significantly lower total assemblage abundance of ski runs compared to successional forest, yet there were no significant differences between ski runs and spruce and dwarf pine stands. Bird assemblages of ski runs had significantly lower species richness on two spatial scales (point distance bands 25 a 50 m) than successional forest, but there were no significant differences between ski runs and spruce forest and dwarf pine communities. Differences in species diversity between ski runs and originally occurring habitats were detected only by the Simpson not Shannon index. From these results and review literature, I can conclude that development of new ski resorts should be moved outside strictly protected areas such as reserves and national parks into the land with lower conservation priority.

Key words: bird communities, diversity, negative effects, skiing, species richness, species structure

ÚVOD

Zvýšený záujem verejnosti o lyžovanie vedie k intenzívnemu budovaniu lyžiarskych stredísk u nás aj vo svete. Budovanie lyžiarskych stredísk je spojené s mnohými negatívnymi aktivitami človeka na prírodu (Sato et al., 2013; Flousek, 2016; Korňan, 2016). Jedná sa predovšetkým o rozsiahle odlesňovanie a klčovanie pôvodných biotopov, vznik umelých okrajov biotopov, výkopové a zemné práce (erózia), výstavbu vlekov a elektrických a komunikačných vedení, výstavbu prevádzkových budov,

reštaurácií, bufetov, parkovísk, vodných nádrží, kanálov a potrubí na zasnežovanie, zvýšený odber vody na zasnežovanie, impregnácia umelého snehu, umelo predĺžená snehová pokrývka meniac (skracujúca) vegetačné obdobie, výsev nepôvodných druhov rastlín, nočné osvetlenie, atď. (Korňan, 2016). Vplyvom lyžiarskych stredísk na biotu na venovala v posledných desaťročiach zvýšená pozornosť predovšetkým v Európe a Severnej Amerike (Sato et al., 2013). Jedna z najsledovanejších skupín živočíchov boli vtáky. Hodnotili sa vplyvy káblových vedení na mortalitu (Watson, 1979; Bevanger & Brøseth, 2004; Watson & Moss, 2004; Bech et al., 2012), vplyvy na abundanciu, druhovú bohatosť a diverzitu ornitocenóz (Kocian, 1992; Laiolo & Rolando, 2005; Rolando et al., 2007; Caprio et al., 2011; Brambilla et al., 2016; Caprio et al., 2016), stresové vplyvy a hormonálna aktivita (Arlettaz et al., 2007; Thiel et al., 2008; Thiel et al., 2011), vplyvy rušenia na odletovú vzdialenosť (Thiel et al., 2007) a vplyvy na domovské okrsky a vzorce správania (Rolando et al., 2003; Thiel et al., 2008; Vallino et al., 2019). Všetky tieto vplyvy mali signifikantne negatívny dopad na vtáky a ich zoskupenia. Podobne aj Sato et al. (2013), ktorý hodnotili vplyvy na faunu celkovo, uvádzajú v meta-analýze prevahu negatívnych vplyvov, ale zaznamenali sa aj pozitívne vplyvy alebo žiadne vplyvy. Pozitívne vplyvy uvádzajú na základe indikátorov ako charakteristiky populácie a spoločenstva (napr. abundancia, hustota, diverzita, druhová bohatosť, dominantné druhy), metriky vitality populácií (napr. počet hniezd, prežívanie) alebo iné charakteristiky (napr. využívanie habitatov, frekvencia výskytu) (Sato et al., 2013).

Na Slovensku sa výskumom vplyvu lyžiarskych stredísk na stavovce venovali ekológovia len okrajovo. Mihál (1976) popísal negatívny vplyv osvetľovacej techniky v oblasti lyžiarskeho Areálu snov vo Vysokých Tatrách na mortalitu vtákov. Kocian (1992) negatívne zhodnotil vplyv výstavby lyžiarskej zjazdovky v Spálenom žľabe v Roháčoch na území Tatranského národného parku (ďalej TANAP) na stavovce a hlavne ornitocenózy. Hlôška (2006) zhodnotil štruktúru zoskupení drobných zemných cicavcov na zjazdovkách vo Vrátnej doline v Malej Fatre. Hrnčiarová (1995) navrhla metodiku krajinnno-ekologického hodnotenia pre návrhy budovania lyžiarskych zjazdoviek s cieľom minimalizovania negatívnych vplyvov na krajinu. Zhrnúc hore uvedené, zo Slovenska chýbajú komplexnejšie a dlhodobejšie rigorózne štúdie vplyvov budovania lyžiarskych stredísk na stavovce a najmä vtáky (Korňan, 2016), ktorým sa venovala najmä v Európe zvýšená pozornosť (Sato et al., 2013).

Cieľom predloženej štúdie je zhodnotiť potenciálne dopady výstavby lyžiarskeho strediska Starý Smokovec z nasledovných aspektov:

1. determinovať na základe kvantitatívneho výskumu kvalitatívno-quantitatívnu skladbu zoskupení vtákov jednotlivých pôvodných biotopov a zjazdoviek (druhové zloženie, početnosť a hustotu populácií, dominanciu),
2. zhodnotiť vplyv výstavby zjazdoviek na celkovú hustotu ornitocenóz, populačné hustoty vtákov, druhovú bohatosť a diverzitu ornitocenóz,
3. na základe týchto analýz a literárnej rešerše zhodnotiť potenciálne environmentálne dopady projektu na vtáky a hlavne ich zoskupenia.

CHARAKTERISTIKA SKÚMANÝCH LOKALÍT

Výskum sa robil v orografickom celku Vysoké Tatry vo vlastnom území TANAPu v Skalnatej, Veľkej Studenej, Slavkovskej a Velickej doline. Plánované lyžiarske stredisko Starý Smokovec sa nachádza v k.ú. Starý Smokovec a Tatranská Lomnica. V území plánovaného lyžiarskeho strediska boli determinované štyri typy biotopov (rozpadnutý dospelý smrekový les, sukcesný les po kalamite, spoločenstvá kosodreviny a trávnaté spoločenstvá zjazdoviek), ktoré treba chápať ako relatívne homogénne typy vo vzťahu k ornitocenózam. Vzhľadom nato, že v záujmovom území výstavby lyžiarskeho strediska biotop starých zjazdoviek pokrýval len veľmi malú plochu (zjazdovka Jakubova lúka), na porovnanie potenciálnych vplyvov výstavby na ornitocenózy pôvodných biotopov som vybral komplex zjazdoviek v oblasti lyžiarskeho strediska Tatranská Lomnica v Skalnatej doline, ktoré slúžili ako porovnávanica vzorka. Lyžiarske stredisko Tatranská Lomnica je zároveň je najbližšie k záujmovému územiu (približne 5,3 km). Biotop dospelých rozpadnutých smrečín bol dominovaný drevinami *Picea abies* s prímiesou *Larix decidua* a *Sorbus aucuparia*. Tento biotop je ťažko postihnutý kôrovcovou kalamitou a veľkú časť stromového poschodia tvoria suché stojace stromy. Spoločenstvá kosodreviny dominoval *Pinus mugo* s roztrúsenými jedincami *Picea abies*, *Pinus cembra*, *Salix caprea* a *Populus tremula*. Sukcesný les po kalamite predstavoval do vetrovej kalamity v roku 2004 biotop dospelých smrečín. Sukcesný les je dominovaný drevinami *Picea abies*, *Betula pendula*, *Populus tremula*, *Pinus sylvestris* ai. Na lúčnych biotopoch zjazdoviek rastú bežné druhy papradí, tráv, a bylín a hornej časti zjazdoviek nie je dobre vyvinuté bylinné poschodie a pokrýva ju štrkovitá holá zem s roztrúsenými kameňmi po okrajoch s riedkou vegetáciou.

MATERIÁL A METODIKA

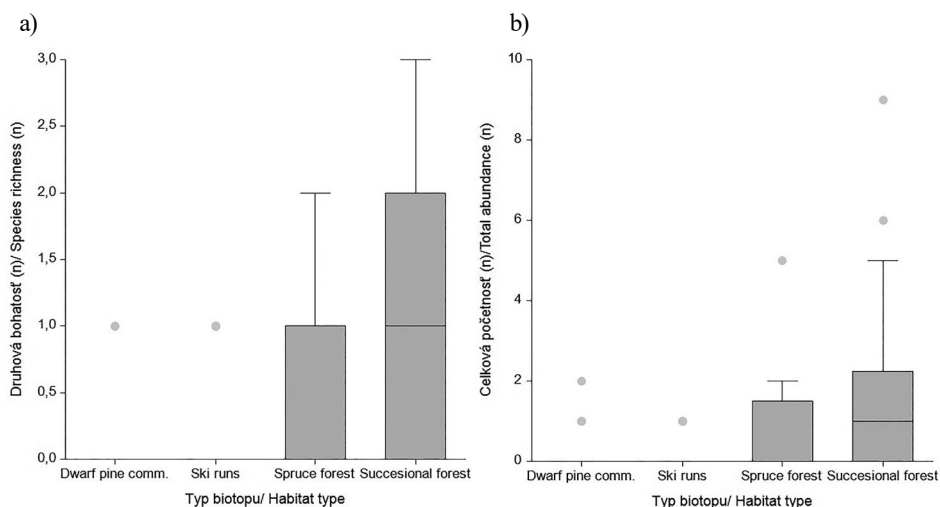
Kvantitatívny výskum ornitocenóz

Na kvantitatívny výskum ornitocenóz bola vybraná bodová metóda s fixným polomerom bodu 100 m, ktorá bola aplikovaná vo všetkých biotopoch. Vtáky boli sčítavané v štyroch vzdialenostných sektoroch (0–25, 25–50, 50–100, 100+ m), aby bolo možné podľa potreby analýz meniť priemer kruhovej plochy a prispôbovať ju šírke zjazdoviek, ktorá bola premenlivá. Body boli rozmiestňované v transektoch, ktoré mali od 6 do 24 bodov (Suplement). V suplemente uvádzam geografické súradnice bodov, ich nadmorskú výšku, príslušnosť k transektu, typ biotopu a dátum a čas sčítania. Body boli zameriavané prostredníctvom GPS prístroja (Garmin GPSmap 64s) a ich minimálna vzájomná vzdialenosť bola 300 m (v jednom prípade okolo 250 m), v prípade zjazdoviek len 200 m. Vzdialenosť 200 m medzi bodmi sa chápe ako dostatočná pri polomere bodu 50 m (Gibbons & Gregory, 2006). V prípade zjazdoviek najnižšia akceptovateľná vzdialenosť medzi bodmi bola stanovená z dôvodu, aby bol získaný dostatočný počet vzoriek z tohto biotopu. Celková hustota ornitocenóz bola hodnotená na dvoch priestorových škálach tak, aby bol zachytený relatívne čistý biotop lúčnych spoločenstiev zjazdovky (polomer bodu 25 m) a zároveň ekoton

a susediaci lesný porast (polomer bodu 50 m). Celkovo bolo v oblasti Hrebienka a okolia a Tatranskej Lomnice realizovaných 98 bodových sčítaní vtákov (98 bodov). Sčítania sa realizovali jeden-krát počas jesenného aspektu koncom septembra (26.-30. 09. 2017). Na každom bode sa sčítavali všetky vizuálne a akusticky pozorované vtáky počas piatich minút. Sčítania sa realizovali od ranných hodín cca. 7:30 SEČ do 15:30 SEČ. Veľkosti bodových vzoriek z jednotlivých typov biotopov boli nasledovné: sukcesný les – 42 bodov, smrekový les – 13 bodov, kosodrevina – 21 bodov a lyžiarske zjazdovky – 22 bodov.

Obr. 1. Porovnanie celkovej druhovej bohatosti (a) a abundancie (b) bodových vzoriek ornitocenóz (celková druhová bohatosť a abundancia ornitocenózy/bod) s polomerom bodu 50 m štyroch sledovaných biotopov.

Fig. 1. Comparison of total species richness (a) and abundance (b) of point samples (total species richness and abundance of bird assemblage/point) with radius 50 m within four studied habitats.



Štatistická analýza

Z abundancií vtákov jednotlivých bodových vzoriek biotopov boli vytvorené matice ornitocenóz na priestorovej škále bodov s polomerom 25 a 50 m, ktoré boli dostatočne priestorovo nezávislé u všetkých biotopov tj. vzdialenosť medzi bodmi bola min 100 m. Vzhľadom nato, že každý biotop mal iný počet bodových vzoriek a tieto rozdiely boli veľmi výrazné (s narastajúcim počtom vzoriek sa predpokladá nárast druhovej bohatosti a diverzity) sa musela na testovanie druhovej bohatosti a diverzity vzoriek použiť štatistická metóda Monte Carlo zriedňovanie na štandardizovaný počet vzoriek (Monte Carlo sample-based rarefaction) (Gotelli & Colwell, 2011). Na hodnotenie diverzity vzoriek som použil dva indexy a to Shannonov (priradený logaritmus) a Simpsonov index druhovej diverzity. Použil som randomizačný algoritmus bez opakovania (randomization without replacement), pričom jednotlivé metriky sa počítali na narastajúci počet bodových vzoriek. Pri výpočtoch som použil

Tabuľka 1. Abundancia, hustota a dominancia ornitocenóz hlavných typov biotopov v oblasti plánovanej výstavby lyžiarskeho strediska Starý Smokovec. Uvádzané sú sumárne výsledky zo všetkých bodových vzoriek pre jednotlivé typy biotopov. Tieto výsledky predstavujú záznamy vtákov v bodových vzorkách s polomerom 25 m, čo v prípade zjazdoviek reprezentuje biotop lúčnych spoločenských zjazdoviek.

Table 1. Abundance, density and dominance of bird assemblages of the four main habitats within the area of proposed development plan for the Starý Smokovec skiing resort. Pooled data from all point counts in each habitat are presented. These data represent bird records in point samples with radius of 25 m that in case of ski-runs indicates grassland habitat.

DRUH/SPECIES	ABUNDANCIA (POČETNOSŤ)/ABUNDANCE				HUSTOTA (DENZITA, ind./10 ha)/DENSITY (ind./10 ha)				DOMINANCIA (%)/DOMINANCE (%)			
	Sukcesný les/ Successional forest	Smrečina/ Spruce forest	Kosodrevina/ Dwarf pine communities	Zjazdovky/ Ski runs	Sukcesný les/ Successional forest	Smrečina/ Spruce forest	Kosodrevina/ Dwarf pine communities	Zjazdovky/ Ski runs	Sukcesný les/ Successional forest	Smrečina/ Spruce forest	Kosodrevina/ Dwarf pine communities	Zjazdovky/ Ski runs
<i>Aegithalos caudatus</i>	4	0	0	0	4,85	0,00	0,00	0,00	25,00	0,00	0,00	0,00
<i>Erethacus rubecula</i>	1	0	0	0	1,21	0,00	0,00	0,00	6,25	0,00	0,00	0,00
<i>Periparus ater</i>	7	0	0	0	8,49	0,00	0,00	0,00	43,75	0,00	0,00	0,00
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1	0	0	0	1,21	0,00	0,00	0,00	6,25	0,00	0,00	0,00
<i>Parus major</i>	2	0	0	0	2,43	0,00	0,00	0,00	12,50	0,00	0,00	0,00
<i>Phoenicurus ochruros</i>	1	0	0	0	1,21	0,00	0,00	0,00	6,25	0,00	0,00	0,00
SPOLU/TOTALLY	16	0	0	0	19,40	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00

Tabuľka 2. Abundancia, hustota a dominancia ornitocenóz hlavných typov biotopov v oblasti plánovanej výstavby lyžiarskeho strediska Starý Smokovec. Uvádzané sú sumárne výsledky zo všetkých bodových vzoriek pre jednotlivé typy biotopov. Tieto výsledky predstavujú záznamy vtákov v bodových vzorkách s polomerom 50 m, čo v prípade zjazdoviek reprezentuje biotop lúčnych spoločností zjazdoviek a u väčšiny bodov aj okrajový biotop lesných porastov.

Table 2. Abundance, density and dominance of bird assemblages of the four main habitats within the area of proposed development plan for the Starý Smokovec skiing resort. Pooled data from all point counts in each habitat are presented. These data represent bird records in point samples with radius of 50 m that in case of majority of ski-runs points indicates grassland habitat with forest edge.

DRUH/ SPECIES	ABUNDANCIA (POČETNOSŤ)/ABUNDANCE				HUSTOTA (DENZITA, ind./10 ha)/DENSITY (ind./10 ha)				DOMINANCIA (%)/DOMINANCE (%)							
	Sukcesný les/ Successional forest	Smrečina/ Spruce forest	Kosodrevina/ Dwarf pine communities	Zjazdovky/ Ski runs	Sukcesný les/ Successional forest	Smrečina/ Spruce forest	Kosodrevina/ Dwarf pine communities	Zjazdovky/ Ski runs	Sukcesný les/ Successional forest	Smrečina/ Spruce forest	Kosodrevina/ Dwarf pine communities	Zjazdovky/ Ski runs	Sukcesný les/ Successional forest	Smrečina/ Spruce forest	Kosodrevina/ Dwarf pine communities	Zjazdovky/ Ski runs
<i>Agrihalos caudatus</i>	4	0	0	0	1,21	0,00	0,00	0,00	5,63	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Certhia familiaris</i>	0	1	0	0	0,00	0,98	0,00	0,00	0,00	8,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Erethacus rubecula</i>	2	2	0	1	0,61	1,96	0,00	0,58	2,82	16,67	0,00	0,00	25,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fringilla coelebs</i>	1	0	0	0	0,30	0,00	0,00	0,00	1,41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Periparus ater</i>	21	4	4	0	6,37	3,92	2,43	0,00	29,58	33,33	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cyanistes caeruleus</i>	4	0	0	0	1,21	0,00	0,00	0,00	5,63	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Parus major</i>	8	0	0	0	2,43	0,00	0,00	0,00	11,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Poecile montanus</i>	1	0	0	0	0,30	0,00	0,00	0,00	1,41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Poecile palustris</i>	3	0	0	0	0,91	0,00	0,00	0,00	4,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Phoenicurus ochochrous</i>	3	0	0	1	0,91	0,00	0,00	0,58	4,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,00	0,00
<i>Phylloscopus collybita</i>	3	0	0	1	0,91	0,00	0,00	0,58	4,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,00	0,00
<i>Prunella modularis</i>	1	0	0	0	0,30	0,00	0,00	0,00	1,41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Regulus regulus</i>	10	5	0	0	3,03	4,90	0,00	0,00	14,08	41,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Troglodytes troglodytes</i>	2	0	0	1	0,61	0,00	0,00	0,58	2,82	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,00	0,00
<i>Turdus merula</i>	1	0	0	0	0,30	0,00	0,00	0,00	1,41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Phylloscopus</i> sp.	7	0	0	0	2,12	0,00	0,00	0,00	9,86	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SPOLU/ TOTALLY	71	12	4	4	21,52	11,75	2,43	2,31	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

1000 iterácií a 95% intervaly spoľahlivosti odhadov pre všetky metriky. Všetky testy metrik diverzity boli robené v programe EstimateS 9.1.0. (Colwell, 2013).

Druhý cieľom výskumu bolo testovanie vplyvu zjazdoviek na celkovú abundanciu (abundancia/bod, $r = 50$ m) ornitocenóz biotopov v záujmovom území plánovanej výstavby lyžiarskeho strediska. Na výpočet som použil celkovú abundanciu vtákov v bodových vzorkách jednotlivých biotopov tj. štyri skupiny vzoriek (13 – 42 hodnôt celkových abundancií/ornitocenóza). Vlastné údaje a reziduá na základe viacerých testov nespĺňali podmienky normálneho rozdelenia. Z tohto dôvodu na testovanie bol použitý neparametrický Kruskal-Wallisov test (neparametrická obdoba jednofaktorovej ANOVY). Na párové porovnanie vzoriek bol použitý Dunnov Z test a konzervatívny Bonferoniho test. Týmto spôsobom som testoval aj druhová bohatosť bodových vzoriek medzi biotopmi. Všetky výpočty boli robené v štatistickom balíku NCSS 11 (NCSS 11 Statistical Software, 2016).

VÝSLEDKY

Druhová štruktúra a bohatosť a dominancia ornitocenóz

Na priestorovej škále bodových vzoriek s polomerom 25 m sa v biotope zjazdoviek, smrekového lesa a kosodreviny nezistil ani jeden vták (Tabuľka 1 a 3). Pri pohybe medzi sčítacími bodmi boli pozorované dva druhy vtákov *Pica pica* a krdlík *Perdix perdix*. V biotope sukcesného lesa bolo zistených celkovo 6 druhov vtákov ($0,24 \pm 0,07$ SE druhov/bod). Na priestorovej škále bodov s polomerom 50 m sa v biotope sukcesného lesa zistilo 15 druhov vtákov ($1,07 \pm 0,14$ SE druhov/bod), v smrečinách 4 druhy ($0,62 \pm 0,21$ SE druhov/bod), v kosodrevine 1 druh ($0,14 \pm 0,08$ SE druhov/bod) a na zjazdovkách 4 druhy vtákov ($0,18 \pm 0,08$ SE druhov/bod) (Tabuľka 2 a 3). Celková druhová bohatosť na bod (Obr. 1a) bola medzi biotopmi navzájom štatisticky rozdielna (H korigované pre rovnaké hodnoty = 27,01; $df = 3$; $P = 0,00001$). Biotop zjazdovky mal signifikantne nižšiu celkovú druhovú bohatosť vtákov v porovnaní z biotopom sukcesného ($Z = 4,16$) na základe Dunnovho testu aj Bonferoniho testu. Nezistila sa rozdielnosť v druhovej bohatosti medzi zjazdovkami a smrekovým lesom ($Z = 1,65$), zjazdovkami a kosodrevinou ($Z = 0,21$) a smrekovým lesom a kosodrevinou ($Z = 1,82$).

Na porovnanie druhovej bohatosti som použil priestorovú škálu bodových vzoriek s polomerom 25 a 50 m (Tabuľka 4). Na základe randomizačného testovania zriedňovaním na podvzorku 12 bodov na priestorovej škále bodu s polomerom 25 m sa zistila signifikantne vyššia druhová bohatosť sukcesného lesa v porovnaní s ostatnými biotopmi (Tabuľka 4). Biotopy smrečiny, kosodreviny a zjazdoviek neboli signifikantne rozdielne lebo dosiahli nulové hodnoty druhovej bohatosti. Pri testovaní na priestorovej škále bodu 50 m na podvzorku 12 bodov sukcesný les mal signifikantne vyššiu druhovú bohatosť ako kosodrevina a zjazdovky (Tabuľka 4). Ornitocenóza zjazdoviek nebola z hľadiska druhovej bohatosti signifikantne rozdielna s ornitocenózou smrečín a kosodreviny, ale ornitocenóza kosodreviny mala nižšie hodnoty druhovej bohatosti ako smrečín (Tabuľka 4).

V biotope zjazdoviek na polomere bodu 50 m boli zistené štyri druhy vtákov (*Erithacus rubecula*, *Phoenicurus ochruros*, *Phylloscopus collybita* a *Troglodytes*

trogodytes) s abundanciou 1 ind. a dominanciou 25,0 % (Tabuľka 2 a 3). Druhové zloženie aj dominancia indikuje narušené nevyrovnané ornitocenózy antropogénnych biotopov. V biotope sukcesného lesa bolo celkovo zistených 15 druhov vtákov, pričom dominovali ($\geq 5\%$) *Periparus ater*, *Regulus regulus*, *Parus major*, *Aegithalos caudatus*, *Cyanistes caeruleus* a *Phylloscopus* ssp. V biotope smrekového lesa boli celkovo zistené štyri druhy vtákov *Regulus regulus*, *Periparus ater*, *Erithacus rubecula* a *Certhia familiaris* a všetky boli dominantné. V biotope kosodreviny kosodreviny bol zistených len jeden druh *Periparus ater*.

Druhová diverzita ornitocenóz

Na hodnotenie ornitocenóz z hľadiska druhovej diverzity boli vybrané dva indexy heterogenity Shannonov a Simpsonov index tj. také indexy, ktoré kombinujú druhovú bohatosť a vyrovnanosť (equitabilitu) do jedného nerozmerného čísla.

Podobne ako v prípade testovania druhovej bohatosti aj tu som použil zriedovanie na 12 bodových vzoriek. Porovnaním 95 % intervalov spoľahlivosti odhadov Shannonovým indexom na priestorovej škále bodu s polomerom 25 m som nezistil signifikantné rozdiely medzi biotopmi (Tabuľka 4). Na priestorovej škále 50 m Shannonov index nebol signifikantne rozdielny medzi ornitocenózami sukcesného lesa, smrečín a zjazdoviek. Kosodrevina dosiahla hodnotu indexu 0 natov a mala signifikantne nižšiu hodnotu ako sukcesný a smrekový les.

Pri porovnaní diverzity na priestorovej škále bodov s polomerom 25 m z aspektu rozloženia dominancie pomocou Simpsonovho indexu sa zistila signifikantne vyššia hodnota u ornitocenózy sukcesného lesa v porovnaní s ostatnými tromi biotopmi (Tabuľka 4). Na priestorovej škále bodu 50 m nebola Simpsonova diverzita ornitocenóz sukcesného lesa, smrečiny a zjazdoviek signifikantne rozdielna. Sukcesný a smrekový lesy mali vyššiu diverzitu ako kosodrevina (Tabuľka 4).

Celková abundancia a hustota ornitocenóz

Na prvej priestorovej škále bodov s polomerom 25 m (Tabuľka 1 a 3) neboli v biotope zjazdovky zistené žiadne vtáky a celková abundancia ornitocenózy je nulová. Biotopy smrekového lesa a kosodreviny taktiež vykazovali nulové hodnoty, výrazne vyššiu hodnotu celkovej hustoty ornitocenózy 19,4 ind./10 ha ($0,38 \pm 0,15$ SE ind./bod) vykazoval biotop sukcesného lesa (Tabuľka 1 a 3).

Na priestorovej škále vzorkovacích bodov s polomerom 50 m sa zistil podobný vzorec celkovej abundancie (Tabuľka 2). V biotope zjazdovky bola zistená celková hustota 2,31 ind./10 ha a táto hodnota bola najnižšia zo všetkých testovaných biotopov. Maximálnu celkovú hustotu mal biotop sukcesného lesa (21,52 ind./10 ha), nasledoval smrekový les (11,75 ind./10 ha) a tretím v poradí bol biotop kosodreviny s hodnotou 2,43 ind./10 ha. Celková abundancia ornitocenózy na bod (Obr. 1b) bola u biotopov navzájom štatisticky rozdielna (H korigované pre rovnaké hodnoty = 27,74; $df = 3$; $P < 0,00001$). Biotop zjazdovky mal signifikantne nižšiu celkovú abundanciu vtákov v porovnaní z biotopom sukcesného ($Z = 4,29$) na základe Dunnov testu aj Bonferoniho testu. Nezistila sa rozdielnosť celkovej abundancie ornitocenózy na bod medzi zjazdovkami a smrekovým lesom ($Z = 1,70$), zjazdovkami a kosodrevinou ($Z = 0,09$) a smrekovým lesom a kosodrevinou ($Z = 1,76$).

Tabuľka 3. Celková druhová bohatosť, priemerná druhová bohatosť na kruhovú plochu, celková hustota ornitocenóz a priemerná abundancia ornitocenózy na kruhovú plochu štyroch sledovaných biotopov v širšej oblasti navrhovaného lyžiarskeho strediska vo Vysokých Tatrách. S priemerami sú uvádzané štandardné chyby.

Table 3. Total species richness, mean species richness per circular plot, total assemblage density and mean assemblage abundance per plot from four studied in the wider area of the proposed development plan for ski resort in the High Tatras Mts. Standard errors (SE) are given to means.

Cenotické metriky/ Assemblage metrics	Sukcesný les Successional forests	Smrekový les Spruce forests	Kosodrevina Dwarf pine communities	Zjazdovky Ski runs
Kruhové plochy s polomerom 25 m Circular plot with radius 25 m				
Veľkosť vzorky/ Sample size (<i>n</i>)	42	13	21	22
Celková druhová bohatosť Total species richness	6	0	0	0
Priemerná druhová bohatosť na kruhovú plochu/ Mean species richness per circular plot	0,24±0,07	0,00	0,00	0,00
Celková hustota ornitocenózy Total bird assemblage density (ind./10 ha)	19,40	0,00	0,00	0,00
Priemerná abundancia ornitocenózy na kruhovú plochu/ Mean assemblage abundance per circular plot	0,38±0,15	0,00	0,00	0,00
Kruhové plochy s polomerom 50 m Circular plot with radius 50 m				
Veľkosť vzorky/ Sample size (<i>n</i>)	42	13	21	22
Celková druhová bohatosť Total species richness	15	4	1	4
Priemerná druhová bohatosť na kruhovú plochu Mean species richness per circular plot	1,07±0,14	0,62±0,21	0,14±0,08	0,18±0,08
Celková hustota ornitocenózy Total bird assemblage density (ind./10 ha)	21,52	11,75	2,43	2,31
Priemerná abundancia ornitocenózy na kruhovú plochu Mean assemblage abundance per circular plot	1,69±0,29	0,92±0,40	0,19±0,11	0,18±0,08

Tabuľka 4. Výsledky Monte Carlo zriedčovania metrik diverzity na štandardizovaný počet vzoriek na podvzorku 12 kruhových plôch s 25 a 50 m polomerom. Prezentované sú priemerné hodnoty metrik diverzity a ich 95 % intervaly spoľahlivosti (IS) na základe 1000 randomizácií.
 Table 4. Results of the Monte Carlo sample-based rarefaction approach of diversity metrics on a subsample of 12 circular plots with 25 and 50 m radius. Mean values and 95 % confidence intervals (CI) of metrics based on 1000 randomizations are given.

Metriky diverzity Diversity metrics	Sukcesný les Successional forests	Smrekový les Spruce forests	Kosodrevina Dwarf pine communities	Zjazdovky Ski runs
Kruhové plochy s polomerom 25 m Circular plot with radius 25 m				
Veľkosť vzorky/ Sample size (<i>n</i>)	42	13	21	22
Priemerné hodnoty druhovej bohatosti na 12 kruhových plôch/ Mean values of species richness on 12 circular plots	2,39	0,00	0,00	0,00
95 % IS odhadu druhovej bohatosti na 12 plôch/ 95 % CI of species richness on 12 plots	0,72–4,06	0,00	0,00	0,00
Priemerné hodnoty Shannonovho indexu na 12 plôch/ Mean values of Shannon index on 12 plots	0,73	0,00	0,00	0,00
95 % IS odhadu Shannonovho indexu na 12 plôch/ 95 % CI of Shannon index on 12 plots	0,00–1,51	0,00	0,00	0,00
Priemerné hodnoty Simpsonovho indexu na 12 plôch/ Mean values of Simpson index on 12 plots	2,02	0,00	0,00	0,00
95 % IS Simpsonovho indexu na 12 plôch/ 95 % CI of Simpson index on 12 plots	0,65–3,39	0,00	0,00	0,00
Kruhové plochy s polomerom 50 m Circular plot with radius 50 m				
Veľkosť vzorky/ Sample size (<i>n</i>)	42	13	21	22
Priemerné hodnoty druhovej bohatosti na 12 kruhových plôch/ Mean values of species richness on 12 circular plots	7,69	3,85	0,94	2,18
95 % IS odhadu druhovej bohatosti na 12 plôch/ 95 % CI of species richness on 12 plots	4,69–10,69	1,72–5,97	0,94–0,94	0,54–3,82
Priemerné hodnoty Shannonovho indexu na 12 plôch/ Mean values of Shannon index on 12 plots	1,76	1,19	0,00	0,74
95 % IS odhadu Shannonovho indexu na 12 plôch/ 95 % CI of Shannon index on 12 plots	1,31–2,21	0,97–1,41	0,00–0,00	0,00–1,58
Priemerné hodnoty Simpsonovho indexu na 12 plôch/ Mean values of Simpson index on 12 plots	4,77	3,03	1,00	2,30
95 % IS Simpsonovho indexu na 12 plôch/ 95 % CI of Simpson index on 12 plots	2,26–7,28	2,48–3,58	1,00–1,00	0,54–4,06

DISKUSIA

Na základe kvantitatívneho výskumu ornitocenóz existujúcich zjazdoviek na Hrebienku a v Tatranskej Lomnici a biotopov, ktoré sa nachádzajú v oblasti plánovanej výstavby lyžiarskeho strediska Starý Smokovec som došiel k nasledovným záverom:

1. Existujúce zjazdovky majú signifikantne nižšie hodnoty celkovej abundancie ornitocenóz v porovnaní so sukcesným lesom po kalamite. Nezistili sa signifikantné rozdiely tohto parametra so smrekovým lesom a kosodrevinou.

2. Ornitocenózy existujúcich zjazdoviek majú signifikantne nižšiu druhovú bohatosť ornitocenóz ako biotop sukcesného lesa na základe testovania druhovej bohatosti bodov (polomer 50 m) Kruskal-Wallisovým testom aj randomizačným zriedňovaním na štandardizovaný počet podvzoriek na oboch priestorových škálach (25 a 50 m). Nezistil sa signifikantný rozdiel v druhovej bohatosti medzi smrekovým lesom, kosodrevinou a zjazdovkami na priestorovej úrovni 25 m.

3. Nezistila sa štatistická rozdielnosť v druhovej diverzite medzi zjazdovkami a ostatnými biotopmi na základe Shannonovho indexu na oboch veľkostiach bodov (25 a 50 m). Simpsonov index diverzity sukcesného lesa mal signifikantne vyššie hodnoty ako zjazdovka, smrečina a kosodrevina, ktoré neboli navzájom rozdielne na priestorovej škále 25 m. Pri porovnaní bodov s polomerom 50 m sa rozdiely v Simpsonovej diverzite medzi ornitocenózami sukcesného lesa, smrečín a zjazdoviek nezistili. Ornitocenóza kosodreviny mala signifikantne nižšiu Simpsonovu diverzitu ako sukcesného lesa a smrečiny, ale nezistili sa rozdiely medzi ornitocenózami kosodreviny a zjazdoviek.

Vplyvy na cenotické charakteristiky

Na základe predchádzajúcich štúdií sa zistila prevaha negatívnych vplyvov zjazdoviek na živočíchy a ich spoločenstvá, ale boli štúdie, ktoré zaznamenali neutrálne aj pozitívne vplyvy na spomínané populačné a cenotické charakteristiky v úvode (Sato et al., 2013). Medzi najvýznamnejšie negatívne vplyvy patrí redukcia druhovej bohatosti pôvodných ornitocenóz (Kocian, 1992; Laiolo & Rolando, 2005; Rolando et al., 2007; Caprio et al., 2011; Brambilla et al., 2016; Caprio et al., 2016; Korňan, 2020), redukcia populačných hustôt druhov (Laiolo & Rolando, 2005; Rolando et al., 2007; Caprio et al., 2016; Korňan, 2020) a diverzity ornitocenóz (Laiolo & Rolando, 2005; Rolando et al., 2007; Korňan, 2020). Toto je dôsledkom rôznych faktorov, z ktorých najvýznamnejšie sú degradácia a nedostatočná regenerácia vegetačného krytu (Caprio et al., 2016), negatívny okrajový efekt (Laiolo & Rolando, 2005) a tým redukcia dostupnosti zdrojov (Laiolo & Rolando, 2005; Rolando et al., 2007). Negatívny okrajový efekt je spôsobený odstraňovaním krovinovej etáže na okrajoch zjazdoviek ako dôsledok manažmentu tratí, čo redukuje potravné zdroje a úkrytové možnosti pre vtáky, čo môže byť faktorom znižujúcim ich populačné hustoty a druhovú diverzitu. Významným faktorom, ktorý môže vplývať na ďalšiu redukciu druhovej bohatosti vysokohorských druhov ako *Anthus spinoletta*, *Montifringilla nivalis*, *Oenanthe oenanthe*, *Phoenicurus ochruros* a *Prunella collaris* sa javia klimatické zmeny, ktorých dôsledkom môže byť výstavba zjazdoviek vo vyšších vegetač-

ných pásmach aj kontrakcia areálov týchto druhov (Brambilla et al., 2016). Redukcia pravdepodobnosti výskytu *Anthus spinoletta*, *Oenanthe oenanthe* a *Phoenicurus ochruros* vplyvom výstavby zjazdoviek v modelovej doline Aosta v Taliansku sa predpokladá aj na základe GLM a GIS modelovania (Caprio et al., 2016). Rozdiely v druhovej bohatosti a počte druhov rôznych ekologických skupín sa zistili medzi rôznymi typmi antropogénneho prostredia (lyžiarske strediská, urbánne celky, turistické chodníky, táboriská, atď.), ktoré súvisia s rozvojom turistického priemyslu, v Národnom parku Pallas-Yllästunturi vo Fínsku (Huhta & Sulkava, 2014). Urbánne celky a táboriská mali signifikantne vyššiu abundanciu krkavcovitých a okrajových druhov vtákov. Početnosť urbánnych druhov vtákov bola najvyššia v urbánnych biotopoch a najnižšia v lese. Z výsledkov je zrejmé, že antropická záťaž vedie k zmenám v štruktúre ornitocenóz vplyvom zmien v štruktúre pôvodnej krajiny, čoho dôsledkom je homogenizácia a synantropizácia pôvodných vtáčích zoskupení.

Zníženie druhovej bohatosti a diverzity vplyvom výstavby zjazdoviek v princípe predstavuje zníženie druhovej diverzity ornitocenóz z lesného prostredia na otvorené trávnaté biotopy. Z hľadiska všeobecných vzorcov diverzity biotopov v našich ekologických podmienkach, biotopy otvorených biotopov majú nižšiu druhovú bohatosť ako lesné plochy (Reif et al., 2013), preto toto zistenie nie je prekvapujúce. V niektorých štúdiách však tento vzorec nebol štatisticky preukazný (Storch & Kotický, 1999), ale mohlo to byť dôsledkom štatistického dizajnu štúdie, lebo autori nezohľadnili veľkosť vzoriek ako faktora druhovej bohatosti a diverzity a vzorky neštandardizovali zriedovaním. Nesignifikantné rozdiely v celkovej abundancii a druhovej diverzite medzi ornitocenózami zjazdoviek a kosodreviny, súvisia z faktom, že spoločenstvá kosodreviny patria medzi druhovo najchudobnejšie a najmenej početné hniezdne lesné ornitocenózy v oblasti Západných Karpát (Korňan et al., 2019), ktoré sú signifikantne rozdielne s klimaxovými ornitocenózami lesov všetkých vegetačných stupňov. Je to pravdepodobne dôsledkom absencie súvislej vyššej stromovej etáže, čo súvisí s drsnou klímou. Preto nízka celková hustota a druhová bohatosť ornitocenóz kosodreviny nemusí vykazovať štatistické rozdiely so zjazdovkami. Druhým dôvodom môže byť nedostatočný počet opakovaní snímok (1 ×), čo mohlo významne podhodnotiť tieto parametre ornitocenóz kosodreviny a smrečín a spôsobiť negatívny výsledok testov.

Predložená práca hodnotí štruktúru ornitocenóz v pohniezdnom období, kedy prebieha ťah migrujúcich populácií a sedentárne vtáky majú nižšiu väzbu na biotop ako počas hniezdného obdobia. Treba zdôrazniť, že je to prvá práca z pohniezdného obdobia v našich podmienkach, ale z tohto dôvodu sú jej výsledky ťažko porovnateľné s prácami z hniezdného obdobia. Aj napriek tejto skutočnosti aj výsledky prác z hniezdného aj jesenného obdobia naznačujú podobné negatívne efekty. Z práce sú zrejmé výsledky zníženia abundancie vtákov a druhovej bohatosti zjazdoviek na priestorových úrovniach bodu 25 m a 50 m. Jedným z možných alternatívnych vysvetlení úplnej absencie vtákov na priestorovej úrovni bodu 25 m je aj vplyv pozorovateľa na rušenie vtákov vzhľadom nato, že pozorovateľ je veľmi nápadný pri práci v otvorenom teréne, ale pri práci počas hniezdného obdobia sa mi to nepotvr-

dilo (Korňan, 2020). V otvorenom teréne sa doporučuje používať priestorovú škálu bodov až 100 m, ale žiaľ vzhľadom na šírku zjazdoviek táto škála na zachytenie vlastného trávnatého biotopu zjazdoviek nie je možná, lebo by sa zachytával aj okrajový lesný porast. Okrajový lesný porast zjazdoviek sa už zachytával na škále 50 m, čo bolo hlavným faktorom výskytu vtákov. Tento negatívny efekt pozorovateľa by nepriaznivo ovplyvnil výsledky aj ostatných kvantitatívnych metód. Bodová metóda bola úspešne aplikovaná vo viacerých štúdiách ornitocenóz (Laiolo & Rolando, 2005; Rolando et al., 2007; Caprio et al., 2016), ktoré boli publikované v prestížnych časopisoch a javí sa ako jedna z optimálnych možností.

Z prezentovanej práce a hore citovaných štúdií zo Slovenska, Talianska a Fínska možno konštatovať, že zjazdovky významne negatívne ovplyvňujú abundanciu, druhovú štruktúru, druhovú bohatosť a diverzitu ornitocenóz v porovnaní s týmito parametrami ornitocenóz pôvodných biotopov. Tieto zmeny úzko súvisia s degradáciou pôvodných biotopov a indukovaním negatívneho okrajového efektu, čo úzko súvisí so zmenami vegetačného krytu a ochudobnením jeho diverzity a štruktúry, čo je zase dôsledkom manažmentových postupov potrebných na prevádzku zjazdových tratí.

Vplyv na stres, etológiu a mortalitu

Stres v normálnych podmienkach a prijateľná stresová záťaž nie sú fyziologicky pre organizmus nebezpečné, ale pokiaľ je stres vyvolávaný stále alebo opakovane môže indukovať až detrimetálne symptómy vo fyziológii organizmu (Arlettaz et al., 2007). U druhov *Tetrao tetrix* a *Tetrao urogallus* sa zistila signifikantne zvýšená hladina kortikosteroidov v truse, ktoré indikujú zvýšenú nadobličkovú aktivitu vplyvom stresových faktorov, v narušenom prostredí zimnou rekreáciou (Arlettaz et al., 2007; Thiel et al., 2008). Už je len otáznou ako stresové faktory vplyvajú na populácie ostatných druhov vtákov predovšetkým spevavcov, či dôsledkom nadmerného rušenia môže dochádzať ku populačným prepadom a tým celkového zhoršeniu kvality biotopov pre rozmnožovanie.

Z rozvojom lyžiarskych stredísk úzko súvisí urbanizácia horského prostredia, čím sa vytvárajú nové potravné možnosti, ktoré zase ovplyvňujú biológiu a správanie horských živočíchov. Rolando et al. (2003) a Vallino et al. (2019) zistili signifikantné zmeny vo vzorcach potravného správania a domovských okrskoch u telemetricky označených jedincoch *Pyrhacorax graculus* v vplyvom urbanizácie súvisiacej z rozvojom lyžiarskych stredísk v Taliansku.

Vlekové a elektrické vedenia v oblasti lyžiarskych stredísk môžu významne vplyvať na prežívanie populácií. Bevanger & Brøseth (2004) zaznamenali v rokoch 1989 – 1995 v Nórsku na štyroch sekciách elektrických vedení (11 km) celkovo 399 mŕtvych vtákov z 24 druhov. Maximálna mortalita bola zistená u rodu *Lagopus* (až do 80% obetí). Watson & Moss (2004) na základe 30-ročného sledovania cyklov populačnej dynamiky *Lagopus muta* a disturbancií spôsobených lyžiarskym strediskom v Škótsku konštatujú, že mortalita na vedeniach je jeden z hlavných dôvodov vzniku prepadového biotopu u tohto druhu.

Na základe komplexného zhodnotenia vplyvu lyžiarskych stredísk z hľadiska stresových, letálnych a ostatných prevádzkových disturbancií na cenotické, disperzné, reprodukčné a etologické charakteristiky ornitocenóz nemožno odporučiť výstavbu nových lyžiarskych stredísk v chránených územiach. Projekty nových lyžiarskych stredísk by mali byť smerované do nechránených území, ktoré z hľadiska ochrany populácií prioritných druhov nepredstavujú väčšinou až tak hodnotné územia.

PodĎakovanie:

Za financovanie výskumu si dovoľujem poďakovať firme HES – Comgeo, spol. s r.o. Za podnetné pripomienky k článku si dovoľujem poďakovať B. Jarčuškovi, E. Kocianovi, J. Reifovi a dvom anonymným recenzentom. Výskum bol realizovaný ako súčasť spracovania dokumentácie pre štúdiu EIA.

LITERATÚRA

- Arlettaz, R., Patthey, P., Baltic, M., Leu, T., Schaub, M., Palme, R. & Jenni-Eiermann, S. 2007. Spreading free-riding snow sports represent a novel serious threat for wildlife. *Proceedings of the Royal Society B* 274, s. 1219–1224.
- Bech, N., Beltran, S., Boissier, J., Allienne, J.F., Resseguier, J. & Novoa, C. 2012. Bird mortality related to collisions with ski-lift cables: do we estimate just the tip of the iceberg? *Animal Biodiversity and Conservation* 35, s. 95–98.
- Bevanger, K. & Brøseth H. 2004. Impact of power lines on bird mortality in a subalpine area. *Animal Biodiversity and Conservation* 27, s. 67–77.
- Brambilla, M., Pedrini, P., Rolando, A. & Chamberlain D.E. 2016. Climate change will increase the potential conflict between skiing and high-elevation bird species in the Alps. *Journal of Biogeography* 43, s. 2299–2309.
- Caprio, E., Chamberlain, D.E., Isaia, M. & Rolando A. 2011. Landscape changes caused by high altitude ski-pistes affect bird species richness and distribution in the Alps. *Biological Conservation* 144, s. 2958–2967.
- Caprio, E., Chamberlain, D.E. & Rolando A. 2016. Ski-piste revegetation promote partial bird community recovery in the European Alps. *Bird Study* 63, s. 470–478.
- Colwell, R.K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. Persistent URL <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>.
- Flousek, J. 2016. Vliv lyžování na horskou přírodu: shrnutí současných poznatku a stav v Krkonoších. *Opera Corcontica* 53, s. 15–60.
- Gibbons, D.W. & Gregory R.D. 2006. Birds. In Sutherland W.J.. *Ecological Census Techniques*. Cambridge University Press, Cambridge, s. 308–350.
- Gotelli, N.J. & Colwell R.K. 2011. Estimating species richness. In Magurran, A.E. & McGill, B.J.. *Biological diversity. Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press, Oxford, s. 39–54.
- Huhta, E. & Sulkava, P. 2014. The impact of nature-based tourism on bird communities: A case study in Pallas-Yllästunturi National Park. *Environmental Management* 53, s. 1005–1014.
- Hlôška, L. 2006. Rozbor štruktúry spoločenstiev drobných zemných cicavcov (Insektivora, Rodentia) na zjazdovkách v oblasti Vrátnej doliny. Výskum a ochrana cicavcov na Slo-

- vensku 7, s. 201–216.
- Hrnčiarová, T. 1995. Landscape-ecological bases for proposal of skiing tracks. *Ekológia*, Bratislava 14, s. 285–302.
- Kocian, L. 1992. Vplyv lyžiarskej zjazdovky v Roháčoch na výskyt suchozemských stavovcov. *Zborník prác o Tatranskom národnom parku* 32, s. 363–376.
- Korňan, M. 2016. Vplyv výstavby lyžiarskych stredísk a zimnej rekreácie na vtáky: rešerš. *Tichodroma* 28, s. 86–96.
- Korňan, M. 2020. Potential negative effects of construction of a high-mountain ski resort in the High Tatras, Slovakia, on breeding bird assemblages. *Community Ecology* 21, s. 213–226.
- Korňan, M., Kocian, L., Pavelka, K., Kropil, R., Pavelka, J., Lešo, P. & Svitok, M. 2019. Species richness, diversity and total density patterns of breeding bird assemblages of primeval and natural forests of the Western Carpathians. In Matthysen, E., Pap, P.L. & Bóné, G.M.. Programme and abstracts. 12th European Ornithologists' Union Congress, European Ornithologists' Union, Cluj-Napoca, s. 78–79.
- Laiolo, P. & Rolando, A. 2005. Forest bird diversity and ski-runs: a case of negative edge effect. *Animal Conservation* 7, s. 9–16.
- Mihál, I. 1976. Avifaunistické poznatky z Tatranského národného parku. *Zborník prác o Tatranskom národnom parku* 18, s. 80–118.
- NCSS 11 Statistical Software, 2016. NCSS, LLC. Kaysville, Utah, USA, www.ncss.com/software/ncss.
- Reif, J., Marhoul, P. & Koptík, J. 2013. Bird communities in habitats along a successional gradient: Divergent patterns of species richness, specialization and threat. *Basic and Applied Ecology* 14, s. 423–431.
- Rolando, A., Caprio, E., Rinaldi, E. & Ellena, I. 2007. The impact of high-altitude ski-runs on alpine grassland bird communities. *Journal of Applied Ecology* 44, s. 210–219.
- Rolando, A., Laiolo, P. & Carisio, L. 2003. Urbanization and the flexibility of the foraging ecology of the alpine chough *Pyrrhocorax graculus* in winter. *Revue d'Écologie* 58, s. 337–352.
- Sato, C.F., Wood, J.T. & Lindenmayer, D.B. 2013. The effects of winter recreation on alpine and subalpine fauna: a systematic review and meta-analysis. *PLoS ONE* 8, e64282.
- Storch, D. & Kotecký, V. 1999. Structure of bird communities in the Czech Republic: The effect of area, census technique and habitat type. *Folia Zoologica* 48, s. 265–277.
- Thiel, D., Jenni-Eiermann, S., Braunish, V., Palme, R. & Jenni, L. 2008. Ski tourism affects habitat use and evokes a physiological stress response in capercaillie *Tetrao urogallus*: a new methodological approach. *Journal of Applied Ecology* 45, s. 845–853.
- Thiel, D., Jenni-Eiermann, S., Palme, R. & Jenni, L. 2011. Winter tourism increases stress hormone levels in the Capercaillie *Tetrao urogallus*. *Ibis* 153, s. 122–133.
- Thiel, D., Ménoni, E., Brenot, J.-F. & Jenni, L. 2007. Effects of recreation and hunting on flushing distance of capercaillie. *Journal of Wildlife Management* 71, s. 1784–1792.
- Vallino, C., Caprio, E., Genco, F., Chamberlain, D., Palestrini, C., Roggero, A., Bocca, M. & Rolando, A. 2019. Behavioral responses to human disturbance in an alpine bird. *Journal of Ornithology* 160, s. 763–772.
- Watson, A. 1979. Bird and mammal numbers in relation to human impact at ski lift on Scottish hills. *Journal of Applied Ecology* 16, s. 753–764.
- Watson, A. & Moss, R. 2004. Impact of ski-development on ptarmigan (*Lagopus mutus*) at Cairn Gorm, Scotland. *Biological Conservation* 116, s. 267–275.

Adresy autora: RNDr. Martin Korňan, PhD., Centrum pre ekologické štúdie, Ústredie 14, 013 62 Veľké Rovné, Slovensko; Katedra aplikovanej zoológie a manažmentu zveri, Lesnícka fakulta, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 20, 960 01 Zvolen, Slovensko. martin.kornan@gmail.com

Oponent: prof. RNDr. Ľudovít Kocian, CSc.