

Porovnanie štruktúry hniezdnych ornitocenóz medzi extenzívne spásanými a zarastajúcimi horskými pasienkami v Národnom parku Muránska planina

Comparison of breeding bird assemblage structure between extensive and successional mountain pastures in the Muránska planina National Park

Martin KORŇAN^{1,2}

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

² Katedra ochrany lesa a poľovníctva, Lesnícka fakulta, Technická univerzita vo Zvolene, T.G. Masaryka 20, 960 53 Zvolen, Slovensko

Abstract. *Species structure, species richness, diversity, population densities and total density of breeding bird assemblages of extensive pastures and successional pastures were compared in the Muránska planina National Park during the breeding season in 2014. Birds were censused using the point count method with fixed radius of 50 or 100 m depending on environmental conditions. In total, 19 point counts were conducted in extensive pastures three times during June and July, while 10 point counts were carried out in successional pastures. Species richness and diversity was not significantly different when tested by Monte Carlo rarefaction approach; however, in larger standardized samples extensive pasture had significantly higher species richness and diversity than successional pastures. The total assemblage density of extensive pastures (23.71 ind./10 ha considering territorial records, 41.93 ind./10 ha considering all records) was significantly lower than the total density of successional pastures (50.29 ind./10 ha considering territorial records, 74.80 ind./10 ha considering all records) when compared by two-sample t-test. Important grassland species such as Corn Crake (*Crex crex*) and Eurasian Skylark (*Alauda arvensis*) were detected only in extensive pastures. Yellowhammer (*Emberiza citrinella*) showed higher population densities in successional pastures compared to extensive pastures (5.09 ind./10 ha versus 3.51 ind./10 ha). Canonical correspondence analysis indicated contrasting species structure between extensive and successional pastures in response to the gradient of tree and shrub cover underling differences between these two types of bird assemblages.*

Key words: *bird community, species diversity, richness, population density, habitat associations, Canonical Correspondence Analysis (CCA)*

Úvod

Zmena tradičného obhospodarovania a manažmentu lúk a pasienkov znižuje druhovú diverzitu rastlín a zvyšuje uniformitu štruktúry rastlinných spoločenstiev prostredníctvom zmien v režimoch hnojenia, spásania a kosenia (Atkinson et al. 2004). Pokles druhovej

diverzity v súvislosti s narastajúcou intenzitou manažmentu sa zistil napr. u cicavcov, motýľov, bystruškovitých chrobákov a vtákov v Európe ako i Severnej Amerike (Báldi et al. 2005). Podľa Atkinsona et al. (2004), v Spojenom kráľovstve tieto faktory spolu so zvýšeným vyrušovaním a zašľapávaním rastlín zredukovalo početnosť a diverzitu bylín a následne

beztavovcov viazaných najmä na listy rastlín. Výsledkom týchto zmien v manažmente bol výrazný pokles početnosti mnohých druhov poľnohospodárskej krajiny v pastevných oblastiach. Zaznamenaných bolo aj viacero lokálnych vymretí druhov v porovnaní s ornou pôdou (Vickery et al. 2001, Atkinson et al. 2004, Vickery et al. 2014). Podľa Atkinsona et al. (2004) vtáky, ktoré sú troficky závislé na pôdnych beztavovcoch vykazujú pozitívnu reakciu na zvýšené hnojenie dusíkom a manažment pasiením, zatiaľ čo vysoká vegetácia je asociovaná s vyššou abundanciou a diverzitou beztavovcov využiteľných ako potrava pre vtáky a nižším rizikom predácie. Vtáky, ktoré sú viazané na zemné beztavovce sú vo všeobecnosti tolerantnejšie voči moderným poľnohospodárskym metódam ako druhy viazané na listové beztavovce alebo semená.

Pasenie spôsobuje zmeny v zložení rastlinných spoločenstiev, modifikuje horizontálnu štruktúru vegetácie, vytvára otvorené oblasti, zvyšuje zastúpenie holej pôdy, spôsobuje defoliáciu, zašľapávanie, stláčanie, hrabanie, ukladanie trusu a moču, udupávanie a rozbahnenie pôdy (Vickery et al. 2001). Mnohé štúdie zistili, že pasenie spôsobuje zmeny v štruktúre ornitocenóz, ktoré môžu viesť až k drastickým zmenám v ich druhovej skladbe s rozdielnou toleranciou k pasieniu (Cody 1985, Fuller & Gough 1999, Söderström et al. 2001, Vickery et al. 2001, Zalba & Cozzani 2004, Báldi et al. 2005, Buckingham et al. 2006, Bártary et al. 2007a, Reino et al. 2010, Nikolov et al. 2011). Strata najcitlivejších druhov na životné prostredie môže viesť k ich náhrade generalistami, ktoré obývajú široké geografické oblasti (Zalba & Cozzani 2004). K podobným záverom došli autori aj v iných geografických oblastiach.

Pasenie môže výrazne ovplyvňovať aj hniezdnu a populačnú biológiu vtákov. Evans et al. (2005) napr. zistili, že intenzita pasienia má významný vplyv na veľkosť vajec u *Anthus pratensis*. Na experimentálnych plochách s vysokou intenzitou pasienia a s vylúčením pasienia boli vajcia menšie, oproti tomu na plochách s nízkou intenzitou pasienia boli vajcia väčšie. Prior et al. (2011) zistili u tohto druhu, že od

intenzity pasienia závisí aj pomer pohlaví mláďat, pričom uvádzajú, že intenzívne pasenie ako i absencia pasienia spôsobuje nízky podiel samcov a extenzívne pasenie zase vysoký. Oba autorské tímy konštatujú, že prílišné pasenie ako i vylúčenie pasienia môže mať fatálne následky na hniezdiace vtáky.

Principiálnou otázkou je, pri akej intenzite pasienia ornitocenóza dosahuje maximálnu druhovú bohatosť, diverzitu a populačné hustoty. Zalba & Cozzani (2004) študovali vplyv rôznej intenzity pasienia divokých koní v juhoamerických pampách v Argentíne a zistili, že nespásané oblasti a oblasti so strednou intenzitou pasienia mali najvyššiu druhovú bohatosť a celkovú abundanciu vtákov. Söderström et al. (2001) pri štúdiu pasienkov na juhu stredného Švédska zistili, že veľké insektivorné druhy vtákov (> 30 g) preferovali stredne intenzívne spásané pasienky, oproti čomu malé insektivorné druhy (≤ 30 g) dávali prednosť intenzívne spásaným pasienkom. Autori ďalej uvádzajú, že početnosť ako i druhová bohatosť hmyzu kulminuje na stredne intenzívne spásaných plochách, z čoho vyvodzujú, že stredne intenzívne pasenie môže byť cestou k záchrane biodiverzity pasienkov. Autori odporúčajú zmierniť intenzívne pasenie vo využívaných oblastiach (redukciou počtu dobytčích jednotiek na hektár) a využívajúc tieto zvieratá, oblasť pasienia môže byť rozšírená na ďalšie neobhospodarované pôvodné pasienky. Báldi et al. (2005) skúmali vplyv intenzity pasienia na ornitocenózy v oblasti maďarskej pusty. Intenzívne spásané lokality vykazovali vyššiu druhovú diverzitu a bohatosť, ale nižšiu denzitu. Autori to vysvetľujú ako dôsledok vyššej diverzity krajiny v intenzívne spásaných lokalitách (farmárske stavby, stajne, napájadlá a iné objekty). Autori konštatujú, že nie je možné navrhnúť všeobecne platnú manažmentovú schému, ktorá by pokryla všetky druhy a regióny. Mnohé druhy Európskeho významu vykazovali rozdielne nároky na intenzitu pasienia (Báldi et al. 2005). *Coturnix coturnix*, *Motacilla cinerea* a *Saxicola rubetra* vykazovali vyššiu početnosť v extenzívne spásaných lokalitách. Oproti tomu, *Perdix perdix*, *Phasianus colchicus*, *Lanius collurio*, *Sturnus*

vulgaris a *Passer montanus* preferovali intenzívne spásané lokality. *Alauda arvensis*, *Anthus campestris*, *Columba palumbus*, *Emberiza calandra*, *Lanius minor* a *Saxicola torquatus* (resp. *S. rubicola*) vykazovali rozdielne trendy v početnosti v závislosti od regiónu. Štúdia bola založená na reprezentatívnej vzorke extenzívne (približne 0,5 kravy/ha) a intenzívne (>1 krava/ha) spásaných lokalít, ale výskum robili len počas roku 2003, preto treba brať výsledky ako skôr predbežné. Nikolov (2010) študoval vplyv zániku pasenia a meniacej sa štruktúry pasienkov na vtáčie zoskupenia vo VVÚ Ponor v západnom Bulharsku. Autor zistil vyššiu heterogenitu a bohatosť štruktúrnych prvkov pasienkov ako pri opustených pasienkoch, čo bol hlavný faktor vyššej druhovej bohatosti a diverzity pasienkov, ale rozdiely v celkovej hustote ornitocenóz neboli zistené. Výsledky zistenia nepodporujú závery, že na opustených pasienkoch je vyššia druhová diverzita vtákov predovšetkým druhov krovinných a lesných formácií (Preiss et al. 1997, Vallecillo et al. 2008). Nikolov et al. (2011) sledovali vplyv pokryvnosti krovín a pasenia na ornitocenózy v sub-mediteránnych pasienkoch v Bulharsku. Zistili vyššiu druhovú bohatosť v krovinných pasienkoch (približne 20 % pokryvnosť krovín) oproti otvoreným pasienkom (pokryvnosť krovín < 10 %), ale nebol zistený vplyv na celkovú abundanciu zoskupení. Nezistili významný vplyv intenzity pasenia na druhovú bohatosť, ale Shannonov index druhovej diverzity závisel od interakcie pokryvnosti krovín a intenzity pasenia (GLM analýza). Otázkou zostáva, aká intenzita pasenia trávnatých spoločenstiev je ekologicky najpriateľnejšia pre chránené druhy vtákov. Batáry et al. (2007b) sa snažili odpovedať na túto otázku pri štúdiu zoskupení vtákov v puste v Maďarsku. Záverom práce je, že extenzívne pasené lokality mali vyššiu ochranársku hodnotu v siedmich z deviatich ochranárskych zoznamov vtákov (Bonská konvencia, Bernská konvencia, Smernica o vtáchoch, CORINE, Species of European Conservation Concern (SPEC), European Threat Status, Maďarské národné zoznamy).

Predložená štúdia má za cieľ zhodnotiť vplyv obhospodarovania pasienkov (extenzívne vs. zarastajúce) na vybrané cenotické a štruktúrne charakteristiky ornitocenóz: (1) druhovú bohatosť a diverzitu, (2) celkovú hustotu, (3) druhovú štruktúru, populačné hustoty a dominanciu a (4) habitatové asociácie druhov a jednotlivých bodových vzoriek ornitocenóz.

Materiál a metodika

Charakteristika skúmaných oblastí

Výskum som realizoval v Národnom parku Muránska planina, v orografickej časti Veporské a Stolické vrchy v lokalitách Roveň, Burda, Petovcovo a Krátke. Sledované lokality predstavujú extenzívne spásané pasienky a kosné lúky (Roveň, Burda a Petovcovo) a sukcesné zarastajúce pasienky (Krátke), kde sa už niekoľko desaťročí nepasie. Celkovo bolo vybraných 19 kruhových plôch s polomerom 50 alebo 100 m v extenzívnych pasienkoch a 10 kruhových plôch s polomerom 100 m v extenzívne zarastajúcich pasienkoch (Príloha 1). Dve skupiny kruhových plôch sa primárne líšili pokryvnosťou stromov (priemer u extenzívnych = 9 %, σ (SD) = 6 %; priemer u zarastajúcich = 29 %, σ (SD) = 14 %). Odhad pokryvnosti krovín bol podobný (priemer u extenzívnych = 3 %, σ (SD) = 4 %; priemer u zarastajúcich = 3 %, σ (SD) = 2 %). Priemerná nadmorská výška stredov kruhových plôch extenzívnych pasienkov bola 892,0 m n.m. (rozpätie: 644,0 – 1076,5 m n.m., σ (SD) = 125,5 m n.m.), pričom priemerná nadmorská výška zarastajúcich pasienkov bola 983,4 m n.m. (rozpätie: 938,5 – 1013,5 m n.m., σ (SD) = 25,4 m n.m.). Zemepisné súradnice (WGS84) a nadmorské výšky bodov boli merané GPS prístrojom Garmin GPSmap 64s (Príloha 1).

V oboch lokalitách v stromovej etáži dominovali breza bradavičnatá (*Betula pendula*), topol osika (*Populus tremula*), vŕba rakyta (*Salix caprea*), smrek obyčajný (*Picea abies*) a miestami smrekovec opadavý (*Larix decidua*). V krovinovej etáži dominovali ruže (*Rosa* ssp.),

hlohy (*Crataegus* ssp.), trnky obyčajné (*Prunus spinosa*), svíby krvavé (*Swida sanguinea*), mladé jedince dominantných stromov a miestami borievka obyčajná (*Juniperus communis*). V bode č. 2 a okolí boli postavené poľnohospodárske objekty s maštaľou. V jednotlivých sčítacích bodoch bola okulárne odhadovaná pokryvnosť stromov a krovín (Príloha 1).

Intenzita pasenia v lokalite Roveň (70 ha) bola 450 oviec v období od mája do októbra. V lokalite Burda (9,1 ha) sa páslo 300 oviec (jariek) v období od augusta do septembra 2014. Lokalita bola čiastočne pokosená na výmere 5 ha. V lokalitách Petovcovo-Kľak (57 ha) a Petovcovo-Štromplová (25,6 ha) sa v roku 2014 nepáslo, ale normálne sa pasie približne 420 oviec od mája do októbra. Lokalita Krátke (60 ha) je dlhodobo asi 20 rokov bez pastvy. V minulosti sa tu pásol hovädzí dobytok. V súčasnosti sa čiastočne mulčuje.

Kvantitatívny výskum vtákov

Kvantitatívny výskum ornitocenóz som robil bodovou metódou s fixným polomerom bodu (Bibby et al. 2000), pričom polomer bodu bol 50 alebo 100 m v závislosti od podmienok prostredia (rozloha pasienku) v prípade extenzívnych pasienkov a 100 m v prípade sukcesne zarastajúcich pasienkov. Jednotlivé sčítacie body boli zamerané a vyhľadávané pomocou GPS prístroja. Vzdialenosť medzi dvomi susednými bodmi bola minimálne 300 m. V každom bode boli do sčítacieho formulára zaznamenávané všetky vizuálne pozorované aj akusticky zaznamenané vtáky počas 10 min. podľa systému symbolov, ktoré sa využívajú pri práci s mapovacou metódou (Kropil 1992). Celkovo sa uskutočnili tri kvantitatívne snímky v každom bode v obdobiach 10. – 13. 6. 2014, 19. – 21. 6. 2014 a 15. – 17. 7. 2014. Sčítanie sa realizovalo od 4:15 do 9:20 SEČ, pričom začiatkový a koncový bod v transekte sa striedali v jednotlivých sčítacích obdobiach. U koloniálnych a polokoloniálnych druhov (*Delichon urbicum*, *Hirundo rustica*) som odhad početnosti realizoval priamym vyhľadávaním hniezd. Abundancia bola počítaná ako maximálny počet jedincov zaznamenaných v bode počas troch sčítaní. Jedince druhov, ktoré

ponad sčítacie body len prelietavali (*Apus apus*, *Delichon urbicum*, *Hirundo rustica*) neboli brané ako súčasť hniezdných ornitocenóz a neboli zahrnuté do štatistických analýz.

Štatistická analýza

Terénne údaje zo sčítacích formulárov boli prenesené do tabuľkovej databázy v prostredí MS Excel 2007, kde boli vypočítané hustoty (ind./10 ha) jednotlivých druhov v jednotlivých bodoch (Príloha 1) a následne pre extenzívne pasienky ($N = 19$) a zarastajúce pasienky ($N = 10$). Boli pripravené dve matice údajov jedna z teritoriálnych akustických záznamov a vyhľadaných hniezd a druhá zo všetkých záznamov. Tento postup bol zvolený preto, lebo výskum sa začal v období, kedy už väčšina vtákov hniezdila druhý krát alebo mali už vyletené mláďatá z druhého hniezdenia a mnohé jedince boli počas sčítania zaznamenané bez teritoriálnej väzby na prostredie. Údaje sú analyzované zvlášť pre obe matice.

Druhovú diverzitu pre všetky vzorky abundancie (pooled data) extenzívnych pasienkov a zarastajúcich pasienkov bola štatisticky testovaná metódou zried'ovania (rarefaction), pričom ako parametre diverzity sa použili druhová bohatosť a Shannonov index (prirodzený logaritmus). Výpočty boli robené s využitím permutačného algoritmu nezávislé prevzorovanie (independent sampling) v programe EcoSim 7.0 (Gotelli & Entsminger 2001). Vo všetkých výpočtoch bolo použitých 1000 iterácií a 95 % intervaly spoľahlivosti odhadov.

Rozdiely v priemernej celkovej hustote ornitocenóz (ind./10 ha) bodových vzoriek medzi extenzívnymi pasienkami a zarastajúcimi pasienkami boli testované dvojitým t-testom pre vzorky s homogénnym rozptylom. Vstupné údaje boli štatisticky testované na hladine významnosti $\alpha = 0,05$ či spĺňajú kritériá normálneho rozdelenia (6 testov) a homogeneity rozptylov (2 testy), pričom ani jeden test nevyvrátil nulovú hypotézu normality údajov a homogeneity rozptylov. Všetky výpočty boli robené v programe NCSS 2001 (Hintze 2001).

Analýza vzťahov medzi štruktúrou ornitocenóz a environmentálnymi premennými

(Príloha 1) bola testovaná kanonickou korešpondenčnou analýzou (CCA) v programe Canoco 4.5 for Windows (ter Braak & Šmilauer 2002). Na analýzy bola použitá len matica z teritoriálnych záznamov, pričom do analýz boli zahrnuté len vzorky so 100 m polomerom (matica 21 druhov \times 23 vzoriek). Matica environmentálnych premenných (3 premenné \times 23 vzoriek) predstavovala premenné nadmorskú výšku (m n.m.), pokryvnosť stromov (%) a pokryvnosť krovín (%). Signifikantnosť kanonických osí bola testovaná Monte Carlo permutačným testom, pričom bolo použitých 9999 iterácií. Z dôvodu komplexnosti interakcií medzi druhmi a environmentálnymi premennými pri stavbe modelov sa použila hladina významnosti $\alpha = 0,1$. Priamo rozdielnosť štruktúry ornitocenóz nebolo možné testovať štandardnými testami ako MANOVA, z dôvodu vysokého percentuálneho zastúpenia núl v matici a nespĺňania podmienok normality údajov.

Výsledky

Druhová diverzita

Celková druhová bohatosť teritoriálnych vtákov pre všetky body bola 18 druhov pre extenzívne pasienky a 15 druhov pre nespásané pasienky (tab. 1 a 2). Celková druhová bohatosť pre všetky vtáky a všetky body bola 31 druhov pre extenzívne pasienky a 24 druhov pre nespásané pasienky (tab. 1 a 2). Rozdiely v druhovej diverzite sa štatisticky testovali metódou zried'ovania na štandardizovaný počet jedincov z údajov abundancie pomocou permutačného algoritmu, pričom sa ako metriky diverzity použili druhová bohatosť a Shannonov index druhovej diverzity. Intervaly spoľahlivosti na úrovni 95 % pri štandardizovaných odhadoch diverzity na 50 a 100 jedincov pre všetky vtáky sa prekrývali medzi extenzívnymi pasienkami a zarastajúcimi pasienkami, z čoho možno vyvodit', že druhová bohatosť aj Shannonov index druhovej diverzity neboli signifikantne rozdielne (tab. 3). Pri porovnaní druhovej diverzity na štandardizovanú vzorku 150 jedincov interval spoľahlivosti pre extenzívne pasienky dosiahol vyššie rozpätie

hodnôt u oboch metrik diverzity, z čoho možno vyvodzovať vyššiu druhovú diverzitu extenzívnych pasienkov pri väčších vzorkách. Pri porovnaní druhovej diverzity pre teritoriálne vtáky bola situácia podobná. Pri štandardizovanom prepočte oboch metrik diverzity na 50 jedincov neboli hodnoty rozdielne, ale pri prepočte na 100 jedincov extenzívne pasienky vykazovali signifikantne vyššiu diverzitu na základe druhovej bohatosti aj Shannonovho indexu (tab. 3). Sumárne možno konštatovať, že na základe výsledkov kvantitatívneho výskumu rozdiely v druhovej diverzite medzi extenzívnymi pasienkami a zarastajúcimi pasienkami nie sú, ale pri väčších vzorkách extenzívne pasienky majú vyššie hodnoty druhovej diverzity.

Celková hustota ornitocenóz

Celková hustota ornitocenózy extenzívnych pasienkov zo všetkých vzoriek pre teritoriálne vtáky bola 23,71 ind./10 ha, zatiaľ čo pre zarastajúce pasienky to bolo 50,29 ind./10 ha (tab. 1 a 2). Pri porovnaní celkovej hustoty ornitocenóz zo všetkých vzoriek pre všetky vtáky sa zistila celková hustota 41,93 ind./10 ha pre extenzívne a 74,80 ind./10 ha pre zarastajúce pasienky (tab. 1 a 2). Priemerná celková hustota ornitocenóz bodových vzoriek extenzívnych pasienkov pre teritoriálne vtáky bola 24,12 ind./10 ha (rozpätie: 0 – 50,93 ind./10 ha, σ (SD) = 16,38 ind./10 ha) a pre zarastajúce pasienky to bolo 50,29 ind./10 ha (rozpätie: 25,46 – 82,76 ind./10 ha, σ (SD) = 20,45 ind./10 ha). Rozdiely v priemernej celkovej hustote ornitocenóz bodových vzoriek boli štatisticky signifikantné pre teritoriálne vtáky ($t = -3,75$; $df = 27$; $P = 0,001$ aj pre všetky vtáky ($t = -3,49$; $df = 27$; $P = 0,001$), pričom zarastajúce pasienky mali signifikantne vyššie priemerné hustoty ornitocenóz bodových vzoriek pre teritoriálne vtáky ($t = 3,75$; $df = 27$; $P = 0,001$) aj pre všetky vtáky ($t = -3,49$; $df = 27$; $P = 0,001$).

Vzťahy medzi druhmi a prostredím

Vzťahy medzi druhmi a ich prostredím boli testované kanonickou korešpondenčnou analýzou (CCA, obr. 1 a tab. 4). Kanonické osi boli navzájom signifikantne rozdielne na základe

Tab. 1. Štruktúra ornitocenózy extenzívnych pasienkov v lokalitách Roveň, Burda a Petovcovo v Národnom parku Muránska planina. Výskum bol robený bodovou metódou s fixným polomerom bodov 50 m a 100 m v závislosti od terénnych podmienok. Celkovo bolo rozmiestnených 19 bodov vo vzájomnej vzdialenosti min. 300 m. Abundancia, hustota a dominancia bola počítaná samostatne z údajov teritoriálnych záznamov a všetkých záznamov získaných počas kvantitatívneho výskumu.

Table 1. Bird assemblage structure of extensively grazed pastures in the sites Roveň, Burda and Petovcovo in the Muránska planina National Park. The research was done by the point count method with fixed radius of 50 m and 100 m depending on field conditions. In total, 19 bird count points were distributed in the sites and the between point distance was min. 300 m. Abundance, density and dominance was computed from territorial records (1) and all records (2) obtained during counts separately.

Druh / Species	Abundancia / Abundance		Hustota (ind./10 ha) / Density (ind./10 ha)		Dominancia (%) / Dominance (%)	
	Teritoriálne ¹	Spolu ²	Teritoriálne ¹	Spolu ²	Teritoriálne ¹	Spolu ²
	<i>Alauda arvensis</i>	8	8	1,76	1,76	7,41
<i>Anthus trivialis</i>	16	18	3,51	3,95	14,81	9,42
<i>Coccoth. coccothraustes</i>	0	1	0	0,22	0	0,52
<i>Coturnix coturnix</i>	4	4	0,88	0,88	3,7	2,09
<i>Crex crex</i>	8	8	1,76	1,76	7,41	4,19
<i>Cyanistes caeruleus</i>	14	23	3,07	5,05	12,96	12,04
<i>Delichon urbicum</i>	8	8	1,76	1,76	7,41	4,19
<i>Dendrocopos major</i>	0	6	0	1,32	0	3,14
<i>Emberiza citrinella</i>	16	23	3,51	5,05	14,81	12,04
<i>Erithacus rubecula</i>	0	1	0	0,22	0	0,52
<i>Fringilla coelebs</i>	6	7	1,32	1,54	5,56	3,66
<i>Hirundo rustica</i>	4	4	0,88	0,88	3,70	2,09
<i>Lanius collurio</i>	0	19	0	4,17	0	9,95
<i>Loxia curvirostra</i>	0	1	0	0,22	0	0,52
<i>Motacilla alba</i>	2	4	0,44	0,88	1,85	2,09
<i>Motacilla cinerea</i>	0	2	0	0,44	0	1,05
<i>Parus major</i>	4	19	0,88	4,17	3,70	9,95
<i>Periparus ater</i>	0	1	0	0,22	0	0,52
<i>Poecile palustris</i>	2	4	0,44	0,88	1,85	2,09
<i>Phylloscopus collybita</i>	4	4	0,88	0,88	3,70	2,09
<i>Phylloscopus trochilus</i>	2	2	0,44	0,44	1,85	1,05
<i>Prunella modularis</i>	0	1	0	0,22	0	0,52
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	0	1	0	0,22	0	0,52
<i>Regulus regulus</i>	2	3	0,44	0,66	1,85	1,57
<i>Sturnus vulgaris</i>	0	2	0	0,44	0	1,05
<i>Sylvia atricapilla</i>	4	4	0,88	0,88	3,70	2,09
<i>Sylvia communis</i>	2	2	0,44	0,44	1,85	1,05
<i>Sylvia curruca</i>	2	2	0,44	0,44	1,85	1,05
<i>Turdus merula</i>	0	5	0	1,10	0	2,62
<i>Turdus philomelos</i>	0	1	0	0,22	0	0,52
<i>Turdus viscivorus</i>	0	3	0	0,66	0	1,57
SPOLU / TOTAL	108	191	23,71	41,93	100	100

Monte Carlo permutačného testu ($F = 1,37$; $P = 0,099$), ale prvá os nebola signifikantne rozdielna pri samostatnom testovaní s ostatnými osami ($F = 1,78$; $P = 0,216$). Pri samostatnom testovaní prvej kanonickej osi a ignorovaní ostatných osí, prvá kanonická os bola signifikantne rozdielna ($F = 1,79$, $P = 0,027$). Korelácia druhov s prostredím pri prvej kanonickej bola pomerne silná 0,75, a gradient pokryvnosti stromov a krovín vysvetľoval druhové asociácie s prostredím. Typické lúčne druhy vtákov *Coturnix coturnix*, *Alauda arvensis*, *Crex crex* a *Emberiza citrinella* boli asociované z nízkou pokryvnosťou stromov a krovín. Naopak sukcesné lesné druhy a druhy krovinných formácií vykazovali opačný trend. Druhy *Delichon ur-*

bicum a *Hirundo rustica* vykazovali tiež túto asociáciu, ale tie využívali lúčne a pasienkové formácie na lovenie a hniezdili v maštali, na ktorú boli topicky viazané. Maštal bola v bode s nízkou pokryvnosťou krovín a stromov, čo vysvetľuje túto druhovú asociáciu. Signifikantná rozdielnosť kanonických osí nepriamo podporuje hypotézu signifikantnej rozdielnosti ornitocenóz extenzívnych a zarastajúcich pasienkov.

Diskusia

Porovnanie štruktúry ornitocenóz

Druhová bohatosť a diverzita (H') sledovaných ornitocenóz nebola signifikantne rozdielna na

Tab. 2. Štruktúra ornitocenózy zarastajúcich pasienkov v lokalite Krátke v Národnom parku Muránska planina. Výskum bol robený bodovou metódou s fixným polomerom 100 m. Celkovo bolo rozmiestnených 10 bodov vo vzájomnej vzdialenosti min. 300 m. Abundancia, hustota a dominancia bola počítaná samostatne z údajov teritoriálnych záznamov a všetkých záznamov získaných počas kvantitatívneho výskumu.

Table 2. Bird assemblage structure of abandoned pastures in the site Krátke in the Muránska planina National Park. The research was done by the point count method with fixed radius of 100 m. In total, 10 bird count points were distributed in the site in the between point distance of min. 300 m. Abundance, density and dominance was computed from territorial records (1) and all records (2) obtained during counts separately.

Druh / Species	Abundancia / Abundance		Hustota (ind./10 ha) / Density (ind./10 ha)		Dominancia (%) / Dominance (%)	
	Teritoriálne ¹	Spolu ²	Teritoriálne ¹	Spolu ²	Teritoriálne ¹	Spolu ²
<i>Anthus trivialis</i>	26	27	8,28	8,59	16,46	11,49
<i>Certhia familiaris</i>	0	1	0	0,32	0	0,43
<i>Columba palumbus</i>	0	2	0	0,64	0	0,85
<i>Cyanistes caeruleus</i>	16	27	5,09	8,59	10,13	11,49
<i>Dendrocopos major</i>	0	2	0	0,64	0	0,85
<i>Dryocopus martius</i>	0	1	0	0,32	0	0,43
<i>Emberiza citrinella</i>	16	16	5,09	5,09	10,13	6,81
<i>Erithacus rubecula</i>	4	10	1,27	3,18	2,53	4,26
<i>Fringilla coelebs</i>	20	23	6,37	7,32	12,66	9,79
<i>Lanius collurio</i>	0	3	0	0,95	0	1,28
<i>Motacilla alba</i>	2	3	0,64	0,95	1,27	1,28
<i>Parus major</i>	2	34	0,64	10,82	1,27	14,47
<i>Pernis apivorus</i>	0	1	0	0,32	0	0,43
<i>Poecile palustris</i>	6	7	1,91	2,23	3,80	2,98
<i>Phylloscopus collybita</i>	12	14	3,82	4,46	7,59	5,96
<i>Phylloscopus trochilus</i>	28	28	8,91	8,91	17,72	11,91
<i>Prunella modularis</i>	4	4	1,27	1,27	2,53	1,70
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	2	2	0,64	0,64	1,27	0,85
<i>Regulus regulus</i>	8	8	2,55	2,55	5,06	3,40
<i>Sylvia atricapilla</i>	10	10	3,18	3,18	6,33	4,26
<i>Turdus merula</i>	0	6	0	1,91	0	2,55
<i>Turdus philomelos</i>	2	2	0,64	0,64	1,27	0,85
<i>Turdus viscivorus</i>	0	3	0	0,95	0	1,28
<i>Sitta europaea</i>	0	1	0	0,32	0	0,43
SPOLU / TOTAL	158	235	50,29	74,80	100	100

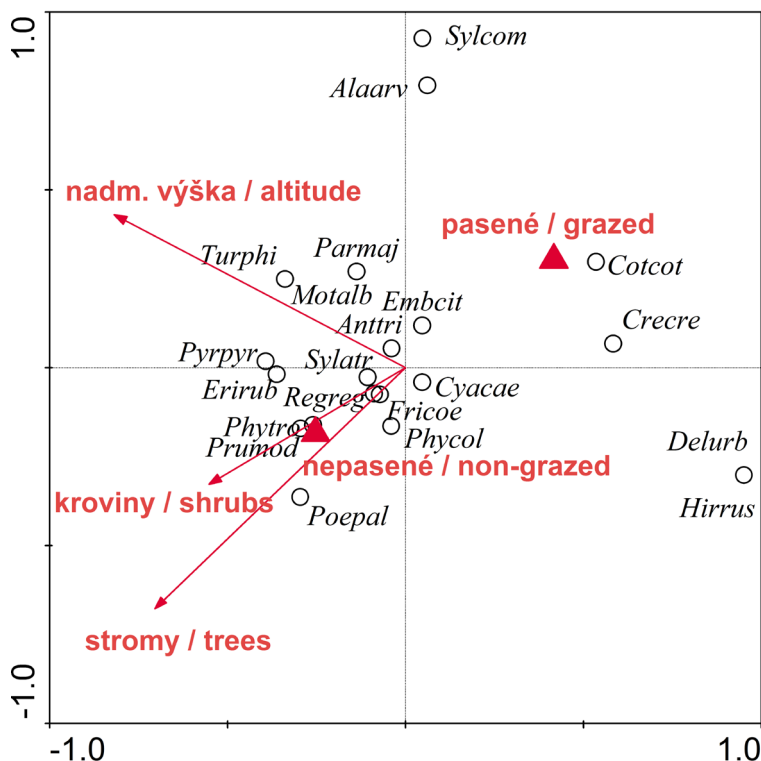
Tab. 3. Porovnanie druhej diverzity metódou zriedovania (rarefaction) na základe výpočtu druhej bohatosti a Shannovho indexu druhej diverzity v štandardizovaných vzorkách jedincov. Intervaly spoľahlivosti (95 % IS) a rozptyl (variancia) boli počítané na základe 1000 simulácií permutačným algoritmom nezávislé prevzorkovanie v programe EcoSim 7.0.

Table 3. Comparison of species diversity by rarefaction approach on the basis of computation of species richness and Shannon species diversity index on standardized samples of individuals. Confidence intervals (95% CI) and variance were computed on the basis of 1000 simulations by the permutation algorithm independent sampling in the package EcoSim 7.0.

	Extenzívne pasienky / Extensive pastures			Zarastajúce pasienky / Abandoned pastures		
	Priemer / Mean	Rozptyl / Variance	95 % IS / 95 % CI	Priemer / Mean	Rozptyl / Variance	95 % IS / 95 % CI
Všetky vtáky / All records						
Rarefaction E (S ₅₀ jedincov)	19,88	3,810	16–23	15,78	2,920	12–19
Rarefaction E (S ₁₀₀ jedincov)	25,98	2,800	22–29	19,58	2,310	17–22
Rarefaction E (S ₁₅₀ jedincov)	29,17	1,480	26–31	21,90	1,410	19–24
Shannon. index H' ⁵⁰ jedincov	2,71	0,013	2,49–2,93	2,49	0,013	2,25–2,70
Shannon. index H' ¹⁰⁰ jedincov	2,87	0,005	2,73–3,00	2,60	0,005	2,45–2,73
Shannon. index H' ¹⁵⁰ jedincov	2,93	0,002	2,85–3,01	2,65	0,002	2,55–2,73
Teritoriálne vtáky / Territorial records						
Rarefaction E (S ₅₀ jedincov)	15,86	1,420	14–18	12,57	1,410	10–15
Rarefaction E (S ₁₀₀ jedincov)	17,96	0,030	17–18	14,44	0,480	13–15
Shannon. index H' ⁵⁰ jedincov	2,51	0,008	2,34–2,70	2,27	0,009	2,10–2,45
Shannon. index H' ¹⁰⁰ jedincov	2,62	< 0,001	2,57–2,65	2,35	0,002	2,26–2,43

základe výsledkov testovania Monte Carlo zriedovaním (rarefaction) na štandardizovanú vzorku jedincov, ale väčšie štandardizované vzorky mali vyššiu druhovú bohatosť a diverzitu

u extenzívnych pasienkov ako u zarastajúcich pasienkov. Celková hustota ornitocenóz extenzívnych pasienkov bola signifikantne nižšia ako u zarastajúcich pasienkov. V extenzívne



Obr. 1. Ordinačný diagram kanonickej korešpondenčnej analýzy (CCA) z výsledkov bodového sčítania ornitocenóz extenzívnych a zarastajúcich pasienkov v Národnom parku Muránska planina v roku 2014. Skratky rodových a druhových mien vychádzajú z prvých troch písmen vedeckých mien. Trojuholníkové značky „pasené“ a „nepasené“ zodpovedajú centroidom zodpovedajúcich ornitocenóz. Skratky environmentálnych premenných: nadm. výška – nadmorská výška, kroviny – pokryvnosť krovín (%) a stromy – pokryvnosť stromov (%).

Figure 1. Ordination diagram of the Canonical Correspondence Analysis (CCA) coming from the results of a point count survey of the breeding bird assemblages of extensively grazed and abandoned pastures in the Muránska planina National Park in the year 2014. Abbreviations of genera and species names come from the first three letters of scientific names. Triangle symbols marked as „grazed“ and „non-grazed“ correspond to the centroids of defined bird assemblages. Abbreviations of the environmental variables: altitude – elevation above sea level, shrub – shrub cover (%) a tree – tree cover (%).

Tab. 4. Inercia, kumulatívna inercia, korelácie druh-prostredie a kumulatívna percentuálna variácia druhových údajov a vzťahov druh a prostredie kanonickej korešpondenčnej analýzy (CCA) matice ornitocenóz extenzívnych a zarastajúcich pasienkov a matice environmentálnych premenných (nadmorská výška, pokryvnosť stromov a pokryvnosť krovín) v Národnom parku Muránska planina. Údaje predstavujú výsledky bodového sčítania z roku 2014, pričom z dôvodu štandardizácie veľkosti bodovej vzorky boli v analýzach použité len údaje z bodov so 100 m polomerom (13 bodov extenzívne pasienky, 10 bodov zarastajúce pasienky).

Table 4. Inertia, cumulative inertia, correlations species-environment and cumulative percentage variance of species data and relationship between species and environment of the Canonical Correspondence Analysis (CCA) of the bird assemblage matrices of extensive and abandoned pastures and the matrix of environmental variables (elevation, tree cover and shrub cover) in the Muránska planina National Park. Data represent point count results from the year 2014, yet only point samples with 100 m radius were used in the analysis due to standardization reasons.

Štatistický parameter/os / Statistical parameter/axis	I.	II.	III.	IV.	Kumulatívne / Cumulative
Inercia / Inertia	0,333	0,224	0,132	0,879	3,702
Korelácie druh-prostredie / Correlation species-environment	0,750	0,676	0,655		
Kumulatívna percentuálna variácia: / Cumulative percentage variance:					
druhových údajov / species data	9,0	15,0	18,6	42,3	
vzťahov druh a prostredie / relationships species and environment	48,4	80,9			100,0

spásaných pasienkoch bolo zistených celkovo 18 druhov hniezdičov (teritoriálne záznamy), z ktorých dominovali ($x \geq 5\%$) *Anthus trivialis*, *Emberiza citrinella*, *Cyanistes caeruleus*, *Alauda arvensis*, *Crex crex*, *Delichon urbicum* a *Fringilla coelebs*. Celková hustota ornitocenózy z teritoriálnych záznamov bola 23,71 ind./10 ha. V extenzívnych pasienkoch pri analýze všetkých záznamov bola druhová bohatosť ornitocenózy 31 druhov a dominovali *Anthus trivialis*, *Emberiza citrinella*, *Cyanistes caeruleus*, *Lanius collurio* a *Parus major*. Celková hustota ornitocenózy zo všetkých záznamov bola 41,93 ind./10 ha. V zarastajúcich pasienkoch bolo zistených celkovo 15 druhov hniezdičov (teritoriálne záznamy). V ornitocenóze dominovali *Phylloscopus trochilus*, *Anthus trivialis*, *Fringilla coelebs*, *Cyanistes caeruleus*, *Emberiza citrinella*, *Phylloscopus collybita*, *Sylvia atricapilla* a *Regulus regulus*. Celková hustota ornitocenózy z teritoriálnych záznamov bola 50,29 ind./10 ha. Druhová bohatosť zarastajúcich pasienkov odvodená zo všetkých záznamov bola 24 druhov, pričom dominovali *Parus major*, *Phylloscopus trochilus*, *Anthus trivialis*, *Cyanistes caeruleus*, *Fringilla coelebs*, *Emberiza citrinella* a *Phylloscopus collybita*. Celková hustota ornitocenózy zo všetkých záznamov bola 74,80 ind./10 ha.

Emberiza citrinella vykazovala nižšie populačné hustoty v extenzívnych pasienkoch. Dôležité lúčne druhy ako *Crex crex* a *Alauda arvensis* boli zaznamenané len v extenzívnych pasienkoch. Tieto skutočnosti môžu byť dôsledkom citlivosti týchto druhov na sukcesné zmeny a procesy pasienkov súvisiace s absenciou tradičného obhospodarovania a zvyšovaním pokryvnosti drevín. Batáry et al. (2007a) zistili významnú asociáciu *Alauda arvensis* s extenzívnymi pasienkami, kde dosahoval vyššiu abundanciu, vo všetkých sledovaných regiónoch maďarskej pusty. Ich výsledky ďalej podporujú hypotézu, že škovránky sa vyhýbajú malým plochám, čo môže vysvetľovať ich absenciu vo fragmentovaných zarastajúcich pasienkoch. Laiolo et al. (2004) uvádzajú preferenciu *Alauda arvensis* ku intenzívne spásaným lúkam v podmienkach talianskych

Álp, čo odporuje výsledkom zo strednej Európy. Signifikantnú asociáciu *Emberiza citrinella* so spásanými pasienkami oproti opusteným pasienkom uvádza Nikolov (2010) z Bulharska. Informácie o habitatových asociáciách v zmysle manažmentu lúčnych ekosystémov sa mi pre druh *Crex crex* z vedeckých databáz ISI Web of Knowledge a SCOPUS nepodarilo získať.

Rozporuplné výsledky sú vo vzorcach druhej diverzity a celkovej hustoty ornitocenóz vo vzťahu k obhospodarovaniu. Nikolov (2010) uvádza významne vyššiu druhovú bohatosť a diverzitu (H') pre extenzívne pasienky v porovnaní s neobhospodávanými pasienkami, ale rozdiely v celkovej abundancii ornitocenóz bodových vzoriek nezaznamenal. Nikolov et al. (2011) uvádza významne vyššiu druhovú bohatosť krovinatých pasienkov (pokryvnosť krovin 21 %) oproti otvoreným pasienkom (pokryvnosť krovin 2 %) a vyššiu druhovú diverzitu (H') extenzívnych krovinatých pasienkov ako extenzívnych otvorených pasienkov. Oproti tomu Laiolo et al. (2004) uvádza vyššiu druhovú diverzitu (H') bodových vzoriek ornitocenóz z talianskych Álp pre opustené pasienky v porovnaní s tromi režimami intenzity pasenia, čo vysvetľujú príchodom vyššieho počtu druhov lesných a krovinových formácií. Vyššiu druhovú bohatosť zarastajúcej krajiny uvádzajú aj Vallecillo et al. (2008) zo Španielska, ale Preiss et al. (1997) nezistili rozdiely v druhej bohatosti vtákov v regióne Garrigues vo Francúzku medzi rokmi 1978 a 1992, kedy došlo k výrazným sukcesným zmenám v krajine a jej premene na les, čo významne zvýšilo populáciu lesných druhov a negatívne ovplyvnilo druhy otvorených biotopov.

Výskum nebol z organizačného hľadiska ideálne naplánovaný zo strany ŠOP SR z dôvodu neskorého podpisu zmluvy, následkom čoho terénny výskum začal až v prvej dekáde júna (10. 6. 2014). Tento fakt negatívne ovplyvnil kvalitu získaných údajov. Druhy, ktoré majú vrchol teritoriálneho toku v apríli a máji mohli byť výrazne podhodnotené alebo mohli absentovať v teritoriálnych záznamoch, čo mohlo skresliť druhovú bohatosť a diverzitu ornitocenóz smerom k nižším hodnotám. Naopak pri hodnotení

štruktúry ornitocenóz zo všetkých záznamov mohlo dôjsť k nadhodnoteniu abundancie populácií druhov, ktoré už mali vyvedené mláďatá. Tento fakt mohol skresliť štruktúru ornitocenóz a tým aj druhovú diverzitu a výrazne nadhodnotiť váhu týchto druhov v analýzach.

Prvé štúdie o ornitocenózach lúčnych biotopov slovenských pohorí začali vychádzať v 50-tich rokoch minulého storočia (Ferianc & Feriancová 1956a, b, 1958; Klíma 1959, Pikula 1962 a ďalší). Použitá metodika a spracovanie výsledkov v týchto prácach nedovoľuje priamo porovnávať ich výsledky s touto prácou. V Národnom parku Muránska planina sa štruktúrou ornitocenóz pasienkov a extenzívnych pasienkov nezaoberal doposiaľ nikto. Pomerne veľa prác o štruktúre ornitocenóz lúk a pasienkov pochádza v Veľkej Fatry (Saniga 1989, 1990, 1996). Saniga vo svojej práci uvádza aj populačné hustoty druhov a celkovú hustotu ornitocenóz zistené buď líniovou (Saniga 1990) alebo mapovacou metódou (Saniga 1996) alebo ich kombináciou (Saniga 1989) a jeho výsledky sú porovnateľné z predloženou prácou iba rámcovo, lebo použité metódy majú rozdielnu presnosť. Ornitocenózy lúk ako jeden zo sledovaných biotopov boli spracované pri výskume chránených území (Krištín 1990, 1991, 1996). Výsledky sú len rámcovo porovnateľné lebo Krištín použil pri výskume lúk rozdielne kvantitatívne metódy t.j. kombinovanú mapovaciu metódu (Krištín 1990), pásovú metódu (1991) a modifikovanú mapovaciu metódu (Krištín 1996).

Saniga (1989) analyzoval štruktúru ornitocenóz lúk a lúk so zárastom stromov v Chránenom nálezisku Suchý vrch (1200 – 1551 m n.m.) vo Veľkej Fatre v období 1986 – 1988. Autor zistil druhovú bohatosť 11 druhov hniezdičov a celkovú hustotu 12,5 p/10 ha v horských lúkach a 12 druhov hniezdičov a celkovú hustotu 14,2 p/10 ha v horských lúkach so stromami. Saniga neuvádza veľkosť vzorky ani pokryvnosť stromov a krovín v sledovaných lokalitách, preto je porovnanie problematické, ale vo všeobecnosti možno konštatovať že druhová diverzita lúk je nižšia a celková hustota ornitocenóz porovnateľná

s extenzívnymi pasienkami Muránskej planiny. Autor nezistil typické lúčne druhy *Crex crex* a *Emberiza citrinella*, ale zaznamenal *Lyrurus tetrix*, *Saxicola rubetra* a *Anthus spinoletta* v oboch biotopoch. *Alauda arvensis* v lúčnych biotopoch dosahoval hustotu 2,8 ind./10 ha a lúčnych biotopoch so stromami 1,6 ind./10 ha., čo je porovnateľná hustota 1,76 ind./10 ha v extenzívnych pasienkoch v Muránskej planine. Saniga (1990) sledoval vplyv pastvy na zmeny v štruktúre ornitocenóz v podmienkach Veľkej Fatry (pasienky 1000 – 1555 m n.m.), pričom obdobie výskumu nie je uvádzané. Vo výskume porovnával vplyv pasenia ovcami 50 dní v roku, 90 dní v roku a absencie pasenia. Saniga zistil výraznú redukciu druhovej bohatosti, populačných hustôt a celkovej hustoty ornitocenóz vplyvom pasenia. V 90 dňových pasienkoch zistil 2 – 6 druhov z celkovou hustotou 0,4 – 6,3 ind./10 ha, 50 dňových pasienkoch 2 – 9 druhov z celkovou hustotou 7,3 – 13,6 ind./10 ha a nespásaných lúkach 11 – 14 druhov z celkovou hustotou 25,1 – 31,2 ind./10 ha. V 90 dňových pasienkoch absentovali všetky typické lúčne druhy ako *A. spinoletta*, *A. pratensis*, *A. arvensis*, *S. rubetra* a *L. tetrix*. Saniga (1996) sledoval štruktúru ornitocenóz sekundárnych horských lúk a subalpínskych lúk (1100 – 1592 m n.m.) so skupinkami stromov vo Veľkej Fatre v období 1989 – 1993 v hniezdnom a mimohniezdnom období. Hniezdne vtáčie zoskupenie lúk tvorilo 8 druhov s priemernou hustotou 16,2 ind./10 ha a ornitocenóza lúk so skupinami stromov pozostávala zo 14 hniezdičov a celkovej priemernej hustote 23,2 ind./10 ha. Druhý typ biotopu predstavuje asi fyziognomický ekvivalent extenzívnych pasienkov Muránskej planiny, o čom svedčia aj porovnateľné hodnoty celkovej hustoty, ale nižšej druhovej bohatosti. Typické lúčne druhy *A. spinoletta*, *A. pratensis*, *A. arvensis*, *S. rubetra* a *L. tetrix* boli zaznamenané v oboch biotopoch. *E. citrinella* a *L. collurio* boli zaznamenané len v lúkach so skupinami stromov. *A. arvensis* v druhom biotope dosiahla hustotu 2,4 ind./10 ha, čo je vyššia hustota v porovnaní s extenzívnymi pasienkami Muránskej planiny (1,76 ind./10 ha). Oproti tomu *E. citrinella* do-

siahla v extenzívnych pasienkoch v Muránskej planine výrazne vyššiu hustotu 3,51 ind./10 oproti 0,4 ind./10 ha vo Veľkej Fatre v lúkach so stromami. *C. crex* nebol zaznamenaný ako hniezdič. Krištín (1990) uvádza pre horskú lúku z Poľany (10 ha, 1280–1340 m n.m.) celkovú druhovú bohatosť 8 druhov hniezdičov a celkovú hustotu 23–25 p/10 ha počas dvoch rokov výskumu, čo predstavuje približne o 50 % vyššie hodnoty celkovej hustoty, keď berieme do úvahy len teritoriálne druhy, ale druhová bohatosť je podstatne nižšia. Krištín (1991) sledoval štruktúru ornitocenóz lúk a pasienkov s rozptýlenou zeleňou (440–1194 m n.m., plocha transektov 250 ha) v oblasti Poľany, kde zistil až 39 hniezdičov a celkovú hustotu 36,93 p/10 ha počas trojročného výskumu (1986–89), čo sú výrazne vyššie hodnoty oproti tejto práci. Primárnym dôvodom rozdielov mohla byť väčšia vzorka sčítania, ktorá v extenzívnych pasienkoch v Muránskej planine predstavovala približne 45,55 ha. Populačné hustoty typických lúčnych druhov ako *Crex crex* na Poľane boli výrazne nižšie (0,2 verzus 1,76 ind./10 ha), u *A. arvensis* to bolo opačne (8,0 verzus 1,76 ind./10 ha) a *E. citrinella* dosahovala porovnateľné populačné hustoty (4,0 verzus 3,51 ind./10 ha). Krištín (1996) sledoval štruktúru ornitocenóz lúk NPR Sitno v Štiavnických vrchoch počas 8 rokov (1986–94, okrem 1992). Zistil 16 druhov hniezdičov a celkovú hustotu 33,3 p/10 ha v 18 ha ploche, čo sú porovnateľné hodnoty druhovej bohatosti, ale výrazne vyššia celková hustota. V ornitocenóze absentujú typické lúčne druhy ako *C. crex* a *A. arvensis*. Populačné hustoty *E. citrinella* boli výrazne vyššie 12,0 ind./10 ha oproti 3,51 ind./10 ha na Muránskej planine. Autor uvádza, že sitnianska lokalita bola silne ostrovčekovito zarastená stromami a krovinami, ale neuvádza aká bola pokryvnosť týchto ostrovčekov. Toto mohol byť dôvod absencie typických lúčnych druhov, ktoré neboli zistené ani na zarastajúcich pasienkoch v tejto práci.

Manažment pasienkov

Jedným z politických riešení ako zvrátiť pokles biodiverzity na poľnohospodárskej pôde bolo

zavedenie agro-environmentálnych schém v krajinách EÚ. V rámci týchto schém sú farmári platení za používanie prírode blízkych manažmentových postupov ako napr. organické farmárčenie, udržiavanie extenzívnych systémov, manažment habitatov pôvodnými postupmi atď. (Kleijn & Sutherland 2003, Báldi et al. 2005). Efektívita a pozitívny vplyv týchto schém na biodiverzitu sú len zriedkavo monitorované. Kleijn & Sutherland (2003) v literárnej rešerši hľadali štúdie, ktoré hodnotili agro-environmentálne schémy v 26 krajinách Európy, ale našli takéto štúdie len v šiestich krajinách. Dvadsať štúdií (32 %) hodnotilo vplyv schém na rastliny, 20 (32 %) na rôzne skupiny hmyzu a pavúky, jedna (2 %) na cicavce (zajac európsky *Lepus europaeus*) a 29 (47 %) na vtáky (Kleijn & Sutherland 2003). Publikované výsledky naznačujú protichodné závery. Niekoľko štúdií nezistilo žiadny vplyv schém na biodiverzitu. Napr. jedenásť z dvadsiatich botanických štúdií uvádza pozitívny vplyv, dve štúdie negatívny vplyv a sedem štúdií žiadny vplyv; štrnásť z dvadsiatich štúdií bezstavovcov uvádza signifikantné zvýšenie druhovej bohatosti, tri štúdie zaznamenali signifikantné zvýšenie niektorých druhov a pokles iných druhov; trinásť z 29 vtáčích štúdií zaznamenalo pozitívny vplyv schém na druhovú bohatosť alebo abundanciu, dve štúdie uvádzajú negatívne vplyvy a deväť štúdií ukázalo aj pozitívne aj negatívne vplyvy (Kleijn & Sutherland 2003). Pokiaľ vyberieme z vtáčích štúdií len práce, kde bola aplikovaná štatistická analýza, v podvzorky 19 štúdií len štyri uvádzajú pozitívne vplyvy, dve negatívne vplyvy a deväť uvádza aj negatívne aj pozitívne vplyvy.

Existuje niekoľko pozitívnych príkladov agro-environmentálnych schém na vtáky. Početnosť *Emberiza cirrus* medzi rokmi 1992 a 1998 narástla o 83 % a signifikante rozšírila svoj areál v oblastiach aplikácie schémy vo Veľkej Británii oproti tomu v oblastiach bez agro-environmentálnych schém len o 2 % (Peach et al. 2001). Ďalšími príkladmi sú *Lyrurus tetrix* (Baines et al. 2002), *Burhinus oedicnemus* (Aebischer et al. 2000), *Perdix perdix* (Aebischer et al. 2000) a *C. crex* (Aebischer et

al. 2000). Iným príkladom je práca Prinčeho & Jigueta (2013) z Francúzska, kde autori hodnotia francúzske agro-environmentálne schémy z hľadiska efektivity v rokoch 2001 – 2008 v trávnatých spoločenstvách s cieľom ochrany vtáčej diverzity. Zistil sa pozitívny vplyv schém na populácie *A. pratensis*, *S. rubetra*, *L. collurio*, *E. citrinella*, *E. cirius* a *Linaria cannabina*, u ktorých sa podarilo zvrátiť negatívny populačný trend. Nepodarilo sa však zvrátiť negatívny vývoj populácie všetkých lúčnych druhov napr. u *A. arvensis* a *P. perdix* v miestach aplikácie schém narastli, ale ich celkový trend bol negatívny. I naďalej zostávajú agro-environmentálne schémy významným nástrojom ochrany bioty v poľnohospodárskej krajine.

Pod'akovanie

Zamestnancom Národného parku Muránska planina ďakujem za ponuku spracovať predloženú prácu. Jergušovi Tesákovi a Zdenovi Pochopovi som vďačný za sprevádzanie pri terénnych prácach a logistickú podporu. Vážim si odborné rady Mareka Svitka pri CCA analýze a Benjamína Jarčušku pri práci s CanoDraw. Výskum bol hradený z projektu Európskeho fondu regionálneho rozvoja (ERDF) v rámci operačného programu cezhraničnej spolupráce HU-SR 2007 – 2013 „Ochrana biodiverzity spásaním stádom huculov a tradičným spôsobom hospodárenia“ HUSK/1101/2.2.1/0065, ktorú riešila Štátna ochrana prírody SR.

Literatúra

AEBISCHER N. J., GREEN R. E. & EVANS A. D. 2000: From science to recovery: four case studies of how research has been translated into conservation action in the UK. — Pp.: 43–54. In: Aebischer N. J., Evans A. D., Grice P. V. & Vickery J. A. (eds.): Ecology and conservation of lowland farmland birds. British Ornithologists' Union, Tring.

ATKINSON P.W., BUCKINGHAM D. & MORRIS A. 2004: What factors determine where invertebrate-feeding birds forage in dry agricultural grasslands? — *Ibis* 146, Suppl. 2: 99–107.

BAINES D., WARREN P. & CALLADINE J. 2002: Spatial and temporal differences in the abundance of black grouse and other moorland birds in relation to reduction in sheep grazing. — *Aspects of Applied Biology* 67: 245–252.

BÁLDI A., BATÁRY P. & ERDŐS S. 2005: Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. — *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108: 251–263.

BATÁRY P., BÁLDI A. & ERDŐS S. 2007a: Grassland versus non-grassland bird abundance and diversity in managed grassland: local, landscape and regional scale effects. — *Biodiversity and Conservation* 16: 871–881.

BATÁRY P., BÁLDI A. & ERDŐS S. 2007b: The effects of using different species conservation priority lists on the evaluation of habitat importance within Hungarian grasslands. — *Bird Conservation International* 17: 35–43.

BIBBY C. J., BURGESS N. D., HILL D. A. & MUSTOE S. 2000: Bird census techniques. — Academic Press, London.

BUCKINGHAM D. L., PEACH W. J. & FOX D. S. 2006: Effects of agricultural management on the use of lowland grassland by foraging birds. — *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112: 21–40.

CODY M. L. 1985: Habitat selection in grassland and open-country birds. — Pp.: 191–226. In: CODY M. L. (ed.): Habitat selection in birds. Academic Press, New York.

EVANS D. M., REDPATH S. M., EVANS S. A., ELSTON D. A. & DENNIS P. 2005: Livestock grazing affects the egg size of an insectivorous passerine. — *Biology Letters* 1: 322–325.

FERIANC O. & FERIANCOVÁ Z. 1956a: Vtáky Vysokých Tatier a poznámky k ich výškovému rozšíreniu a ekológii. — *Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Comenianae, Zoológia* 1: 49–66.

FERIANC O. & FERIANCOVÁ Z. 1956b: Vtáky Vysokých Tatier a poznámky k ich výškovému rozšíreniu a ekológii. — *Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Comenianae, Zoológia* 1: 273–321.

FERIANC O. & FERIANCOVÁ Z. 1958: Vtáky Vysokých Tatier a poznámky k ich výškovému rozšíreniu a ekológii. — *Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Comenianae, Zoológia* 2: 483–516.

FULLER R. J. & GOUGH S. J. 1999: Changes in sheep numbers in Britain: implications for bird populations. — *Biological Conservation* 91: 73–89.

GOTELLI N. J. & ENTSMINGER G. L. 2001: EcoSim: Null models software for ecology. Version 7.0. — Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. [Navštívené 22. 9. 2014] Dostupné na: www.uvm.edu/~ngotelli/EcoSim.

HINTZE J. 2001: NCSS and PASS. Number cruncher statistical systems. — Kaysville, Utah. [Navštívené 22. 9. 2014] Dostupné na: www.ncss.com.

- KLEIJN D. & SUTHERLAND W. J. 2003: How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? — *Journal of Applied Ecology* 40: 947–969.
- KLÍMA M. 1959: Sezónní změny ve výškovém rozšíření ptáku Vysokých Tater. — *Sylvia* 16: 5–56.
- KRIŠTÍN A. 1990: Breeding bird communities in natural and cultivated spruce forests in the Poľana Mountains. — Pp.: 299–302. In: Štastný K. & Bejček V. (eds.): Bird census and atlas studies, Proc. XI. Int. Conf. on Bird Census and Atlas Work, Prague.
- KRIŠTÍN A. 1991: Vtáčie spoločenstvá charakteristických biotopov Poľany. — *Stredné Slovensko* 10: 165–182.
- KRIŠTÍN A. 1996: Ornitocenózy charakteristických biotopov Národnej prírodnej rezervácie Sitno. — *Ochrana prírody* 14: 137–142.
- KROPIL R. 1992: Odporúčané skratky a symboly pre terénne záznamy pri kvantitatívnych výskumoch vtákov. — *Tichodroma* 4: 21–34.
- LAILOLO P., DONDERO F., CILIENTO E. & ROLANDO A. 2004: Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. — *Journal of Applied Ecology* 41: 294–304.
- NIKOLOV S. C. 2010: Effects of land abandonment and changing habitat structure on avian assemblages in upland pastures of Bulgaria. — *Bird Conservation International* 20: 200–213.
- NIKOLOV S. C., DEMERDZHIEV D. A., POPGEORGIEV G. S. & PLACHIYSKI D. G. 2011: Bird community patterns in sub-Mediterranean pastures: the effects of shrub cover and grazing intensity. — *Animal Biodiversity and Conservation* 34: 11–21.
- PEACH W. J., LOVETT L. J., WOTTON S. R. & JEFFS C. 2001: Countryside stewardship delivers curlew (*Emberiza cirrus*) in Devon, U.K. — *Biological Conservation* 101: 361–373.
- PIKULA J. 1962: Kvantitatívni studie ptactva Sedmi pramenů Vysokých Tater. — *Zborník prác o Tatranskom národnom parku* 5: 151–186.
- PREISS E., MARTIN J. L. & DEBUSSCHE M. 1997: Rural depopulation and recent landscape changes in a Mediterranean region: Consequences to the breeding avifauna. — *Landscape Ecology* 12: 51–61.
- PRINCÉ K. & JIGUET F. 2013: Ecological effectiveness of French grassland agri-environmental schemes for farmland bird communities. — *Journal of Environmental Management* 121: 110–116.
- PRIOR G. L., EVANS D. M., REDPATH S., THIRGOOD S. J. & MONAGHAN P. 2011: Birds bias offspring sex ratio in response to livestock grazing. — *Biology Letters* 7: 958–960.
- REINO L., PORTO M., MORGADO R., MOREIRA F., FABIÃO A., SANTANA J., DELGADO A., GORDINHO L., CAL J. & BEJA P. 2010: Effects of grazing regimes and habitat fragmentation on Mediterranean grassland birds. — *Agriculture, Ecosystems and Environment* 138: 27–34.
- SANIGA M. 1989: Ornitocenózy Chráneného náleziska Suchý vrch vo Veľkej Fatre. — *Tichodroma* 2: 31–42.
- SANIGA M. 1990: Vplyv pastvy na zmeny ornitocenóz horských lúk vo Veľkej Fatre. — *Tichodroma* 3: 199–209.
- SANIGA M. 1996: Vtáčie spoločenstvá hôľneho pásma Veľkej Fatry. — *Tichodroma* 9: 51–64.
- SÖDERSTRÖM B., PÄRT T. & LINNARSSON E. 2001: Grazing effects on between-year variation of farmland bird communities. — *Ecological Applications* 11: 1141–1150.
- TER BRAAK C. J. F. & ŠMILAUER P. 2002: CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Section on Permutation Methods. — Microcomputer Power, Ithaca, New York.
- VALLECILLO S., BROTONS L. & HERRANDO S. 2008: Assessing the response of open-habitat bird species to landscape changes in Mediterranean mosaics. — *Biodiversity and Conservation* 17: 103–119.
- VICKERY J. A., EWING S. R., SMITH K. W., PAIN D. J., BAIRLEIN F., ŠKORPILOVÁ J. & GREGORY R. D. 2014: The decline of Afro-Palaearctic migrants and an assessment of potential causes. — *Ibis* 156: 1–22.
- VICKERY J. A., TALLOWIN J. R., FEBER R. E., ASTERAKI E. J., ATKINSON P. W., FULLER R. J. & BROWN V. K. 2001: The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. — *Journal of Applied Ecology* 38: 647–664.
- ZALBA S. M. & COZZANI N. C. 2004: The impact of feral horses on grassland bird communities in Argentina. — *Animal Conservation* 7: 35–44.

Došlo: 7. 8. 2014
 Prijaté: 15. 10. 2014
 Online: 14. 11. 2014

Príloha 1. Základné charakteristiky jednotlivých sčítacích bodov v Národnom parku Muránska planina v roku 2014.
Appendix 1. Basic characteristics of individual bird count points in the Muránska planina National Park in 2014.

Č. / No.	Lokalita / Site	Polomer (m) / Radius (m)	Zemepisná šír- ka / Latitude	Zemepisná dĺž- ka / Longitude	Nadmorská výška (m n.m.) / Elevation (m a.s.l.)	Pokryvnosť strov / Tree cover (%)	Pokryvnosť krovín (%) / Shrub cover (%)
1.	Roveň	100	48°44,610'	19°53,181'	797	10	5
2.	Roveň	100	48°44,727'	19°53,324'	794,5	8	0
3.	Roveň	100	48°45,179'	19°53,485'	893	20	3
4.	Roveň	50	48°45,359'	19°53,836'	899	15	3
5.	Burda	100	48°45,674'	19°54,354'	988	5	0
6.	Petovcovo	100	48°44,808'	19°54,560'	1076,5	8	0
7.	Petovcovo	100	48°44,656'	19°54,474'	1073,5	15	0
8.	Petovcovo	100	48°44,510'	19°54,347'	1025,5	1	1
9.	Petovcovo	50	48°44,302'	19°54,385'	1013	20	15
10.	Petovcovo	50	48°43,669'	19°55,736'	644	10	5
11.	Petovcovo	50	48°43,550'	19°55,582'	669	15	5
12.	Petovcovo	100	48°43,815'	19°55,580'	757,5	5	1
13.	Petovcovo	100	48°43,851'	19°55,338'	849,5	5	1
14.	Petovcovo	50	48°43,967'	19°55,464'	871	5	1
15.	Petovcovo	100	48°44,240'	19°55,170'	963,5	5	0
16.	Petovcovo	100	48°44,407'	19°55,178'	995	5	0
17.	Petovcovo	100	48°44,405'	19°55,467'	945	7	2
18.	Petovcovo	100	48°44,351'	19°55,699'	879,5	10	3
19.	Petovcovo	50	48°44,387'	19°55,939'	813,5	0	0
20.	Krátke	100	48°43,393'	19°48,503'	941,5	15	0
21.	Krátke	100	48°43,541'	19°48,360'	996	40	2
22.	Krátke	100	48°43,713'	19°48,187'	1013,5	50	1
23.	Krátke	100	48°43,832'	19°48,013'	992	23	1
24.	Krátke	100	48°43,924'	19°47,790'	1008,5	35	5
25.	Krátke	100	48°44,068'	19°47,553'	993,5	30	5
26.	Krátke	100	48°44,063'	19°47,916'	938,5	35	5
27.	Krátke	100	48°44,184'	19°48,086'	976,5	30	5
28.	Krátke	100	48°44,048'	19°48,276'	993,5	40	2
29.	Krátke	100	48°43,855'	19°48,314'	980,5	20	5