

Hniezdne zoskupenia vtákov v ochranných dubových lesoch sa môžu podobat' zoskupeniam v prírodných dubinách

Breeding bird assemblages in protection oak forests can be similar to those in natural oak forests

Štefan PAVLÍK

Výskum ekologických procesov, Cesta armády 235/7, 962 63 Pliešovce, Slovensko;
e-mail: spavlik235@gmail.com

Abstract. *Protection oak forests, preserving soils from erosion on steep rocky slopes, ridges and screes, could be important habitats for breeding bird assemblages similar to those in natural oak forests. In the paper, I compared the structure of breeding bird assemblages and woody vegetation in an 105 years old protection oak forest with those in an 190 years old natural oak forest and in a 60–80 years old production oak forest. A modified point census method was used to estimate breeding bird abundance during the breeding period in 2016. The breeding bird assemblages within the three study plots were similar with respect to bird species composition, abundance and diversity. However, both the species number of cavity nesters and their abundance per census point were statistically significantly higher in the natural and protection forests than in the production forest. The abundance of crown nesters per census point was statistically significantly higher in the production forest compared with the natural and protection forests. Statistically significant differences were found also in the structure of woody vegetation. In total, only four statistically significant differences in the structure of breeding bird assemblages and woody vegetation were found between the natural and protection forests, but 14 between the natural and production forests, and 12 between the protection and production forests. This suggests that the protection forest under study was much more similar to the natural forest in relation to the structure of breeding bird assemblage and woody vegetation than to the production forest. Protection oak forests thus have high biocoenological potential because of their relatively natural character, and they represent refuges for preserving bird biodiversity in surrounding intensively managed production forests.*

Key words: *birds, assemblages, ecology, oak forest, forest management, Slovakia*

Úvod

Rozloha rezervácií v 4. a 5. stupni ochrany v dubových lesoch prvého až tretieho lesného vegetačného stupňa je na Slovensku relatívne malá. V Štátnom zozname osobitne chránených častí prírody SR (SAŽP 2007) je momentálne evidovaných 103 národných prírodných a prírodných rezervácií (NPR a PR), v ktorých prevažujú dubové lesy, s celkovou výmerou okolo 7660 ha. V porovnaní s prírodnými rezerváciami vyhlásenými v bukových, zmie-

šaných alebo smrekových lesoch podhorských a horských polôh je zastúpenie dubových lesov výrazne podhodnotené v rámci národnej siete chránených území a tiež v rámci biotopov európskeho významu. Prírodné alebo prírode blízke lesy s prevahou duba tvoria len okolo 5 % z celkovej výmery prírodných lesov na Slovensku (Korpeľ 1989). Je to predovšetkým dôsledok intenzívnej antropickej činnosti v nížinných a pahorkatinných oblastiach Slovenska spojenej predovšetkým s trvalým odlesňovaním krajiny v období historickej kolonizácie v 11. –

15. storočí (Krippel 1986). Väčšina týchto lesov patrí z lesníckeho hľadiska do kategórie hospodárskych lesov, ktoré sú intenzívne obhospodávané. Podľa Zákona o lesoch č. 326/2005 Z.z. okrem hospodárskych lesov, ktorých hlavným poslaním je produkcia akostnej drevnej hmoty pri súčasnom zabezpečovaní ostatných funkcií lesa, existuje aj kategória tzv. ochranných lesov, ktorých funkčné zameranie vyplýva z daných prírodných podmienok. Lesy na stanovištiach mimoriadne nepriaznivých pre rast a vývoj porastu (sutiny, strže, hrebene a svahy so súvisle vystupujúcou materskou horninou) sú plošne najvýznamnejšou subkategóriou ochranných lesov s celkovou výmerou 259 947 ha (z toho v 1. – 3. lesnom vegetačnom stupni približne 31 000 ha) a zaberajú 13,4 % z celkovej výmery lesov na Slovensku, pričom hospodárske lesy pokrývajú 1 397 361 ha, t. j. 71,9 % lesnej plochy (Moravčík et al. 2016). Tieto lesy plnia predovšetkým pôdoochrannú funkciu pred vodnou eróziou. Neprístupnosť väčšiny týchto extrémnych lokalít ochránila tieto lesy v mnohých prípadoch pred nepriaznivými a nevhodnými hospodárskymi vplyvmi. Súčasný stav v predpisoch Plánu starostlivosti o les je väčšinou bez zásahov, resp. je predpísaný účelový výber, príp. výberkový hospodársky spôsob vo forme stromovej. S ohľadom na mimoriadne nepriaznivé pôdne prostredie sa neodporúčajú obvyklé hospodárske opatrenia a približovanie či vývoz dreva (Réh 1993). Takéto porasty tak môžu plniť aj významnú prírodoochrannú funkciu ako refúgiá vzácnych a ohrozených rastlinných a/alebo živočíšnych druhov, resp. spoločenstiev. Z tohto hľadiska je však otáznе, do akej miery túto refúgiálnu funkciu v skutočnosti aj plnia, pretože ochranným dubovým lesom sa z tohto hľadiska na Slovensku nevenovala žiadna pozornosť, hoci ich plošná výmera je podstatne väčšia v porovnaní s dubovými lesmi v prírodných rezerváciách.

Hniezdne zoskupenia vtákov v prírodných, resp. prírode blízkych dubových lesoch sú na Slovensku pomerne dobre preskúmané (Turček 1955, Feriancová-Masárová et al. 1987, 1991, Kropil 1993, Krištín 1996, 1999, Lešo 2001, 2003a, 2015, 2016, Lešo & Kropil 2014).

Z ekologického a prírodoochranného hľadiska sú tieto habitaty významné vysokou druhovou diverzitou a hniezdnou hustotou vtákov (Kropil 1993, Lešo & Kropil 2014), hniezdením európsky významných druhov (*Dendrocopos medius*, *Dryocopus martius*, *Ficedula albicollis*, *Muscicapa striata*, *Phoenicurus phoenicurus*, *Picus canus* a i. – Gúgh et al. 2015) alebo druhov s určitým stupňom ohrozenia (napr. *Dendrocopos leucotos*, *Phoenicurus phoenicurus* – Demko et al. 2014). Údajov o hniezdných zoskupeniach vtákov v hospodárskych dubových lesoch je podstatne menej (Turček 1951, 1966, Ferianc et al. 1973, Lešo 2003b, 2007, 2012, Hruz 1996, Kalivodová & Ružičková 2012) a fakticky ich zhodnotenie z ekologického a prírodoochranného hľadiska nebolo doteraz na Slovensku vôbec urobené. V Poľsku sa touto problematikou čiastočne zaoberali Tomialojc (1974), Tomialojc & Profus (1977) a Glowacinski (1975), v Maďarsku Moskát (1987), Moskát et al. (1988) a Waliczky (1991) a v Čechách Pikula (1969) a Pykal (1991).

V európskom kontexte sa pozornosť venovala hlavne porovnaniu vtáčích zoskupení v neobhospodávaných a obhospodávaných lesoch (Boncina 2000, Bursell 2002, Adamík et al. 2003, Laiolo et al. 2004 a,b, Sweeney et al. 2010, Baláž & Balážová 2012, Baláž & Kocian 2015, Czeszczewik et al. 2015, Felton et al. 2016 a i.), v hospodárskych lesoch obhospodávaných rôznym spôsobom (Nilsson 1979, Donald et al. 1998, Hansson 2001, Müller 2005, Müller et al. 2007, de Warnaffe & Deconchat 2008, Bergner et al. 2015, Versluijs et al. 2017 a i.) či vplyvom rôznych disturbančných činiteľov a následného manažmentu lesných porastov na zoskupenia vtákov (napr. Topercer 2009, Zmihorski 2010, Zmihorski & Durska 2011, Thorn 2016). Pritom podstatne väčšia pozornosť sa venovala boreálnym, resp. horským lesom ako temperátnym, resp. nížinným a pahorkatinným lesom (Paillet et al. 2010). Výnimkou z tohto hľadiska boli lužné lesy vo vzťahu k premene pôvodného mäkkého a tvrdého luhu na topoľové monokultúry (Späth & Gerken 1985, Šálek et al. 2007, Machar 2013).

Cieľom tejto práce je (1) porovnať hniezdne zoskupenia vtákov v ochrannom dubovom lese so zoskupeniami v prírodnom a hospodárskom dubovom lese z hľadiska druhového zloženia, početnosti druhov a vybraných štrukturálnych charakteristík vtáčích zoskupení a (2) poukázať na potenciálny význam ochranných dubových lesov z ekologického a prírodoochranského hľadiska vo vzťahu k vtákom.

Materiál a metódy

Výskumné plochy

Výskum som uskutočnil na troch výskumných plochách reprezentujúcich tri rôzne kategórie dubových lesov. Výskumná plocha reprezentujúca dubový prírodný les sa nachádza v NPR Mäsiarsky bok asi 5 km SSV od Krupiny (Mestské lesy Krupina, s.r.o., dielec 354, GPS súradnice stredu plochy N 48°23'44", E 19°05'35", ETRS E499N285). Výskumná plocha s výmerou 11,2 ha bola situovaná na strmom JZ orientovanom svahu s povrchovou kamenitosťou a andezitovými skalnými útvarmi v nadmorskej výške 320 – 520 m n. m. Ide o pôvodne ochranný les vo veku 190 rokov vyhlásený v roku 1980 za súčasť NPR, ktorý je zároveň časťou územia európskeho významu v rámci sústavy NATURA 2000 (SKUEV0260 Mäsiarsky bok). Geomorfologicky je súčasťou Štiavnických vrchov. Kategóriu ochranných lesov na mimoriadne nepriaznivých stanovištiach reprezentoval dubový porast v dieľci 506 (Mestské lesy Krupina, s.r.o., GPS súradnice stredu plochy N 48°23'36", E 19°04'40", ETRS E499N285) vo veku 105 rokov a výmerou 14,7 ha situovanom oproti NPR Mäsiarsky bok z druhej strany doliny potoka Krupinice na bočnom podhrebeňovom strmom, V orientovanom svahu pod kótou Hanišberg v nadmorskej výške 475 – 581 m n. m. s lokálnym výskytom andezitových sutín a kamenných morí. Geomorfologicky tiež patrí do Štiavnických vrchov. Kategóriu dubových hospodárskych lesov reprezentoval komplex 9 cerovo-dubových porastov v dieľcoch 152 – 155 a 157 – 160 (Obecné lesy Pliešovce, s.r.o., GPS súradnice

stredy plochy N 48°26'46", E 19°10'53", ETRS E499N285) situovaných asi 3 km SV od obce Pliešovce na svahoch s JZ–Z expozíciou pod kótami Ježová a Hánkova v nadmorskej výške 500 – 740 m n. m. a celkovou výmerou 131,0 ha. Geomorfologicky patrí toto územie do Javoria. Podrobnejšie charakteristiky všetkých troch výskumných plôch s ohľadom na drevinové zloženie, množstvo mŕtveho dreva, výšku a hrúbku porastu, pokryvnosť jednotlivých stromových vrstiev a krovín, ako aj ich zaradenie do lesných typov a skupín lesných typov z hľadiska lesníckej typológie a do zväzov/podzväzov z hľadiska curyšsko-montpellierskej fytoecologickej školy sú uvedené v tab. 1.

Sčítanie vtákov

Kvôli maximálnej objektivizácii získaných dát o početnosti jednotlivých druhov vtákov som namiesto štandardnej bodovej metódy I.P.A. použil pri sčítaní vtákov na jednotlivých výskumných plochách jej modifikovanú verziu (Hutto et al. 1986), pri ktorej som na každom sčítacom bode zaznamenával počas 20 minút všetky videné a počuté vtáky len do vzdialenosti 25 m od bodu, aby bolo možné navzájom porovnávať početnosti jednotlivých druhov kvôli ekologickým charakteristikám hniezdného zoskupenia vtákov (dominancia druhov, diverzita, početnosť jednotlivých hniezdných gíld a pod.), pričom som sa snažil vzhľadom na relatívne dlhý sčítací interval čo najviac minimalizovať viacnásobné registrácie tých istých jedincov zaznamenávaním len súčasných registrácií viacerých jedincov do 25 m od sčítacieho bodu, pričom som počet adultných jedincov neprepočítaval na počet párov (v prípade nájdeného hniezda som započítal 2 jedince), aby nedošlo k nadhodnoteniu početnosti jednotlivých druhov na sčítacom bode. V prírodnom a ochrannom lese som kvôli malej rozlohe vytýčil len 10 sčítacích bodov, v hospodárskom lese 20 sčítacích bodov vo vzdialenosti minimálne 100 m od seba. Sčítanie na každom bode som zopakoval dvakrát (6. – 9. 5. 2016 a 24. – 27. 5. 2016) medzi 5:00 – 10:00 hod. SELČ pri slnečnom počasí. Termín prvého sčítania som

Tab. 1. Porastové charakteristiky výskumných plôch (ak sú dostupné, prezentované sú priemerné hodnoty na sčítací bod \pm stredná chyba). Indexy ^{a, b} – rozdielne písmená v indexe označujú štatisticky preukazný rozdiel v rámci Kruskal-Wallisovho testu. **Table 1.** Stand characteristics of the study plots (if available, mean values per census point \pm SE are presented). Indices ^{a, b} – different letters in the index mark statistically significant differences in the Kruskal-Wallis test.

Charakteristika / Characteristic	Výskumná plocha / Study plot			Kruskal-Wallisov test / Kruskal-Wallis test	
	Prírodný les / Natural forest	Ochranný les / Protection forest	Hospodársky les / Production forest	H	P
Vek / Age [roky / years]	190	105	60 – 80		
Zastúpenie drevín / Proportion of trees [%]					
<i>Quercus petraea</i>	82,8 \pm 7,5 ^a	91,9 \pm 1,9 ^a	41,2 \pm 7,2 ^b	15,74	<0,001
<i>Quercus cerris</i>	3,6 \pm 1,5 ^a	5,2 \pm 2,1 ^a	57,8 \pm 7,3 ^b	23,48	<0,001
<i>Carpinus betulus</i>	5,6 \pm 2,8 ^a	0,5 \pm 0,5 ^b	0,6 \pm 0,3 ^b	9,97	0,007
<i>Fagus sylvatica</i>	5,6	–	0,4		
<i>Acer campestre</i>	0,7	1	–		
<i>Acer platanoides</i>	–	0,4	–		
<i>Ulmus minor</i>	1,8	–	–		
<i>Sorbus torminalis</i>	–	1	–		
Kruhová základňa teplomilných a sutinových listnáčov / Basal area of thermophilous and scree broadleaved trees [m ² /ha]	0,80 \pm 0,64 ^{ab}	1,00 \pm 0,65 ^a	0,00 \pm 0,00 ^b	7,30	0,026
Mŕtve drevo / Dead wood					
Odumreté stromy / Dead trees [m ² /ha]	0,60 \pm 0,45 ^{ab}	2,20 \pm 1,02 ^a	0,24 \pm 0,14 ^b	9,36	0,001
Stojace zlomené kmene / Standing broken trunks [m ² /ha]	2,00 \pm 0,70 ^a	0,20 \pm 0,20 ^{ab}	0,00 \pm 0,00 ^b	19,79	<0,001
Ležanina / Dead lying wood [1–5]	2,00 \pm 0,31 ^a	0,80 \pm 0,34 ^b	0,12 \pm 0,07 ^b	25,82	<0,001
Stredný kmeň / Mean tree trunk					
Výška / Height [m]	26,5	24	23,6		
Hrúbka stromov d _{1,3} / Breast-height diameter [cm]	43,8 \pm 2,1 ^a	34,6 \pm 1,4 ^{ab}	28,4 \pm 0,7 ^b	24,34	<0,001
Pokryvnosť / Crown cover [%]					
Úrovňové stromy / Dominant trees	84,0 \pm 4,7 ^a	88,5 \pm 1,9 ^a	95,0 \pm 1,0 ^b	14,70	0,001
Vrastavé stromy / Intermediate trees	42,5 \pm 8,7 ^a	14,0 \pm 2,6 ^{ab}	6,8 \pm 1,0 ^b	18,00	0,000
Podúrovňové stromy / Suppressed trees	25,5 \pm 7,5 ^a	6,5 \pm 2,6 ^b	11,8 \pm 4,7 ^{ab}	6,39	0,041
Kroviny / Shrubs	24,0 \pm 7,9 ^a	6,1 \pm 2,0 ^b	11,8 \pm 4,2 ^{ab}	4,94	0,026
Lesný typ č.* / Forest type no. * [%]					
2301	10	–	–		
2302	40	10	–		
2306	–	–	100		
2501	30	90	–		
3315	20	–	–		
Skupina lesných typov / Forest type group [%]					
Fageto-Quercetum	50	10	100		
Carpinetum-Aceretum vst	30	90	–		
Fagetum pauper nst	20	–	–		
Zväz/podzväz / Alliance/suballiance [%]					
Genisto germanicae-Quercion	10	–	–		
Quercu robori-Carpinenion	40	10	–		
Carici pilosae-Carpinenion	–	–	100		
Tilio-Acerion	30	90	–		
Eu-Fagenion	20	–	–		

*) Lesný typ / Forest type: 2301 = zakyslená buková dúbava / acid beech-oak forest, 2302 = presychavá lipnicová buková dúbava / dry *Poa nemoralis* beech-oak forest, 2306 = lipnicová buková dúbava s chlpaťou / *Poa nemoralis* beech-oak forest with *Luzula nemorosa*, 2501 = kamenitá hrabová javorina vyššieho stupňa / stony hornbeam-maple forest of higher zone, 3315 = kamenitá papradinová bučina nižšieho stupňa / stony ferny beech forest of lower zone.

volil tak, aby na každej ploche už boli prítomné všetky predpokladané druhy vtákov.

Charakteristika stromovej vegetácie

Na každom sčítacom bode som zmeral výšku a hrúbku d_{1,3} Weiseho stredného kmeňa (najbližší štvrtý najhrubší kmeň v okolí sčítacieho bodu – Šmelko 2000), relaskopovaním pomocou relaskopu HEC-R určil kruhovú základňu

jednotlivých drevín, stojacich suchých stromov a zlomených kmeňov v m²/ha (Šmelko 2000), kvantifikoval množstvo ležiaceho mŕtveho dreva s minimálnou hrúbkou 20 cm (0 = žiadne, 1 = 1 – 2 ležiace kmene, 2 = 3 – 4 ležiace kmene, 3 = 5 a viac ležiacich kmeňov do 25 m od sčítacieho bodu) a okulárne som odhadol pokryvnosť úrovňových stromov (tvoriacich hlavnú úroveň porastu), vrastavých stromov

(vyšších ako polovica výšky stromov hlavnej úrovne, ale zreteľne do nej nezasahujúcich), podúrovňových stromov (nižších ako polovica výšky stromov hlavnej úrovne s hrúbkou $d_{1,3}$ aspoň 7 cm) a krovín včítane stromov s hrúbkou do 7 cm. Z údajov z jednotlivých sčítacích bodov som vypočítal priemerné hodnoty v rámci každej výskumnej plochy (tab. 1). Zatriedenie porastov do lesníckych typologických jednotiek (lesný typ, skupina lesných typov) som prevzal z Plánov starostlivosti o les a na základe prevodovej tabuľky (Stanová & Valachovič 2002) som ich zaradil do jednotlivých zväzov/podzväzov v zmysle curyšsko-montpellierskej fytocenologickej školy.

Analýza údajov

Každé bodové sčítanie bolo brané ako samostatná vzorka (tj. ako 20, resp. 40 bodov raz sčítaných). Z jednotlivých bodových sčítaní som pre každú výskumnú plochu vypočítal priemerný počet jedincov daného druhu na sčítací bod, dominanciu (ako percento jedincov daného druhu z celkového počtu jedincov zistených na sčítacích bodoch) a frekvenciu výskytu na sčítacích bodoch (ako percento bodových sčítaní na jednotlivých sčítacích bodoch, pri ktorých bol daný druh zistený na sčítacom bode, z celkového počtu bodových sčítaní). Na základe týchto údajov som pre každú výskumnú plochu vypočítal Shannonov index druhovej diverzity (s binárnym logaritmom), index ekvitability a Simpsonov index dominancie (Henderson 2003), priemerný počet druhov a jedincov na sčítací bod, ako aj priemerný počet druhov a jedincov v jednotlivých hniezdných gildách pripadajúcich na sčítací bod. Zaradenie jednotlivých druhov do hniezdných gíld som urobil na základe prevažujúceho umiestnenia dohľadovaných hniezd, pričom za dutinové hniezdiče som považoval druhy hniezdiace v dutinách alebo polodutinách na stromoch, za korunové hniezdiče druhy hniezdiace v korunách stromov vo výške nad 2 m, príp. na ich kmeni, za krovínové hniezdiče druhy hniezdiace v krovinovom alebo stromovom podraсте do výšky 2 m a za pozemné hniezdiče druhy hniezdiace na zemi v hrabanke, v bylinnom podraсте alebo v kore-

ňoch a na zemi ležiacom dreve (príloha 1). Pre vzájomné porovnanie výskumných plôch som použil Sørensenov index podobnosti druhového zloženia, Morisita-Hornov index podobnosti početnosti druhov a Whittakerov index podobnosti dominancie (Henderson 2003).

Vzhľadom na to, že prevažná väčšina dát z jednotlivých výskumných plôch nespĺňala požiadavku normality výberového súboru a v prípade početnosti vtákov aj nezávislosti vzoriek, pri štatistickom testovaní rozdielov medzi jednotlivými výskumnými plochami som použil neparametrický Kruskal-Wallisov test (K-W; Henderson 2003) s následným post-hoc porovnaním stredných hodnôt pre každú plochu Dunnovým testom s využitím štatistického softvéru Statistica for Windows 7. V prípade testovania rozdielov v Shannonovom indexe diverzity, indexe ekvitability a Simpsonovom indexe dominancie medzi plochami som v rámci každej plochy vypočítal hodnoty indexov pre každý bod a sčítanie zvlášť a tieto hodnoty som tiež testoval pomocou K-W testu.

Pre preskúmanie rozdielov medzi jednotlivými výskumnými plochami z hľadiska drevinovej vegetácie a hniezdných zoskupení vtákov som použil kanonickú diskriminačnú analýzu (CDA) s využitím štandardnej metódy výberu štatisticky významných diskriminátorov na základe Wilkovho lambda testu pomocou štatistického softvéru Statistica for Windows 7. Ako diskriminátory som v prípade drevinovej vegetácie použil 12 premenných (zastúpenie druhov *Quercus petraea* a *Q. cerris*, kruhová základňa teplomilných a sutinových listnáčov, odumretých stojacich stromov a zlomených kmeňov, množstvo ležaniny, výška a hrúbka stredného kmeňa a pokryvnosť úrovňových, vrstevných a podúrovňových stromov a krovín) v rámci každého sčítacieho bodu, v prípade hniezdných zoskupení vtákov 22 premenných (počet druhov a jedincov, Shannonov index diverzity, Simpsonov index dominancie, počet druhov a jedincov dutinových, stromových, krovinových a pozemných hniezdičov, početnosť 10 druhov dominantných aspoň na jednej ploche) na jednotlivých sčítacích bodoch pri oboch sčítaniach. Homogenitu rozptylov som

Tab. 2. Charakteristiky hniezdnych vtáčích zoskupení na jednotlivých výskumných plochách. Indexy ^{a, b} – rozdielne písmená v indexe označujú štatisticky preukazný rozdiel v rámci Kruskal-Wallisovho testu.

Table 2. Characteristics of breeding bird assemblages within individual study plots. Indices ^{a, b} – different letters in the index mark statistically significant differences in the Kruskal-Wallis test.

Charakteristiky vtáčieho zoskupenia / Characteristics of breeding bird assemblage	Výskumná plocha / Study plot		
	Prírodný les / Natural forest	Ochranný les / Protection forest	Hospodársky les / Production forest
Celkový počet druhov / Total species number	36	32	31
(z toho na bodoch) / (of them on points)	29	25	28
Počet druhov na bod / Number of species per point	6,25	6,55	6,33
Počet jedincov na bod / Number of individuals per point	9,15	8,9	8,5
Shannonov index diverzity / Shannon index of diversity	4,07	3,93	4,23
Ekvibilita / Equitability	0,84	0,85	0,88
Simpsonov index dominancie / Simpson index of dominance	0,79	0,79	0,77
Počet dominantných druhov / Number of dominant species	5	6	7
Podiel dominantných druhov / Proportion of dominant species [%]	52	66,3	60,5
Počet druhov dutinových hniezdičov / Species number of hole nesters	17	15	12
Počet druhov dutinových hniezdičov na bod / Species number of hole nesters per point	3,25 ± 0,26 ^a	3,60 ± 0,26 ^a	2,05 ± 0,25 ^b
Početnosť dutinových hniezdičov na bod [ex./bod] / Abundance of hole nesters per point [inds/point]	5,65 ± 0,63 ^a	5,75 ± 0,49 ^a	3,15 ± 0,49 ^b
Podiel dutinových hniezdičov / Proportion of hole nesters [%]	61,7	64,6	37,1
Početnosť ďatľov na bod [ex./bod] / Abundance of woodpeckers per point [inds/point]	0,75	0,5	0,43
Počet druhov korunových hniezdičov / Species number of crown nesters	7	6	6
Počet druhov korunových hniezdičov na bod / Species number of crown nesters per point	1	1,05	1,83
Početnosť korunových hniezdičov na bod [ex./bod] / Abundance of crown nesters per point [inds/point]	1,05 ± 0,22 ^a	0,95 ± 0,17 ^a	2,25 ± 0,23 ^b
Počet druhov krovinových hniezdičov / Species number of shrub nesters	3	3	3
Počet druhov krovinových hniezdičov na bod / Species number of shrub nesters per point [inds/point] [ex./bod]	0,7	0,5	0,85
Početnosť krovinových hniezdičov na bod [ex./bod] / Abundance of shrub nesters per point [inds/point]	0,9	0,5	1,08
Počet druhov pozemných hniezdičov / Species number of ground nesters	4	3	5
Počet druhov pozemných hniezdičov na bod / Species number of ground nesters per point	0,95	0,85	1,28
Početnosť pozemných hniezdičov na bod [ex./bod] / Abundance of ground nesters per point [inds/point]	1,15	0,9	1,45
Početnosť druhov na bod [ex./bod] / Abundance of species per point [inds/point]			
<i>Sturnus vulgaris</i>	1,95 ± 0,40 ^a	1,65 ± 0,32 ^a	0,85 ± 0,27 ^b
<i>Fringilla coelebs</i>	0,40 ± 0,14 ^a	0,60 ± 0,14 ^a	1,30 ± 0,17 ^b
<i>Anthus trivialis</i>	0,00 ± 0,00 ^a	0,00 ± 0,00 ^a	0,70 ± 0,11 ^b
<i>Phylloscopus collybita</i>	0,40 ± 0,16 ^{ab}	0,70 ± 0,18 ^a	0,20 ± 0,07 ^b

štatisticky testoval pomocou Leveneho testu a kde bolo potrebné, hodnoty som logaritmicky transformoval.

Výsledky

Celkovo sa hniezdne zoskupenia vtákov v prírodnom, ochrannom a hospodárskom lese z hľadiska druhového zloženia, kvantity druhov a štruktúry vzájomne výrazne nelíšili. V prírodnom lese som zistil celkovo 36 druhov s priemernou početnosťou 9,2 ex./bod, v ochrannom lese 32 druhov s priemernou početnosťou 8,9 ex./bod a v hospodárskom lese 31 druhov s priemernou početnosťou 8,5 ex./bod (príloha 2). Vo všetkých troch kategóriách lesov boli dominant-

né (s dominanciou nad 5 %) 3 druhy (*Sturnus vulgaris*, *Ficedula albicollis* a *Parus major*), okrem nich v prírodnom lese aj *Turdus merula* a *Sitta europaea*, v ochrannom lese *Cyanistes caeruleus*, *Phylloscopus collybita* a *Fringilla coelebs* a v hospodárskom lese *Fringilla coelebs*, *Anthus trivialis*, *Turdus merula* a *Sylvia atricapilla* (príloha 2). Z hľadiska frekvencie výskytu na sčítacích bodoch boli vo viac ako polovici sčítaní zistené v prírodnom lese *Sturnus vulgaris* a *Ficedula albicollis*, v ochrannom lese *Sturnus vulgaris*, *Ficedula albicollis*, *Parus major*, *Cyanistes caeruleus*, *Fringilla coelebs* a *Phylloscopus collybita* a v hospodárskom lese *Fringilla coelebs* a *Anthus trivialis* (príloha 2). Na sčítacích bodoch boli len v prírodnom lese

zaznamenané druhy *Troglodytes troglodytes*, *Columba oenas* a *Prunella modularis* (mimo sčítacích bodov aj druhy *Strix aluco* a *Ficedula parva*), len v ochrannom lese druh *Picus canus* a len v hospodárskom lese druhy *Anthus trivialis* a *Streptopelia turtur*.

Z hľadiska druhového zloženia boli hniezdne zoskupenia vtákov vo všetkých troch kategóriách lesa výrazne podobné (Sørensenov index podobnosti 87 – 92 %). Rovnako z hľadiska podobnosti početnosti a dominancie druhov na sčítacích bodoch sa hniezdne zoskupenia vtákov výrazne nelíšili (Morisita-Hornov index podobnosti početnosti 76 – 94 %, Whittakerov index podobnosti dominancie 64 – 79 %), pričom však hniezdne zoskupenie vtákov v prírodnom a ochrannom lese bolo z tohto hľadiska podobnejšie (94 % a 79 %) ako v hospodárskom lese (77 % a 69 % v porovnaní s prírodným lesom, 76 % a 64 % v porovnaní s ochranným lesom). Veľmi podobné boli v rámci všetkých troch výskumných plôch aj hodnoty Shannonovho indexu diverzity, indexu ekvitivity a Simpsonovho indexu dominancie, pričom bola zreteľná tendencia zvyšovania sa počtu a podielu dominantných druhov od prírodného lesa cez ochranný les k hospodárskemu lesu so zreteľne najnižším počtom a podielom dominantných druhov v prírodnom lese (tab. 2). Ani v jednom prípade však rozdiely medzi plochami neboli štatisticky významné.

Štatisticky významné rozdiely v charakteristikách hniezdných zoskupení vtákov medzi jednotlivými výskumnými plochami boli zistené (K-W) len pri počte druhov dutinových hniezdičov na bod (H = 17,39, P < 0,001) a početnosti dutinových hniezdičov na bod (H = 19,59, P < 0,001), pričom v oboch prípadoch boli hodnoty v prírodnom a ochrannom lese štatisticky preukazne vyššie ako v hospodárskom lese (tab. 2). Aj celkový počet druhov dutinových hniezdičov zistený v prírodnom a v ochrannom lese (17, resp. 15 druhov) bol výrazne vyšší ako v hospodárskom lese (12 druhov), pričom podiel dutinových hniezdičov z celkovej početnosti hniezdného zoskupenia vtákov na bodoch bol približne 1,7-násobne vyšší v prírodnom aj ochrannom lese ako v hospodárskom lese

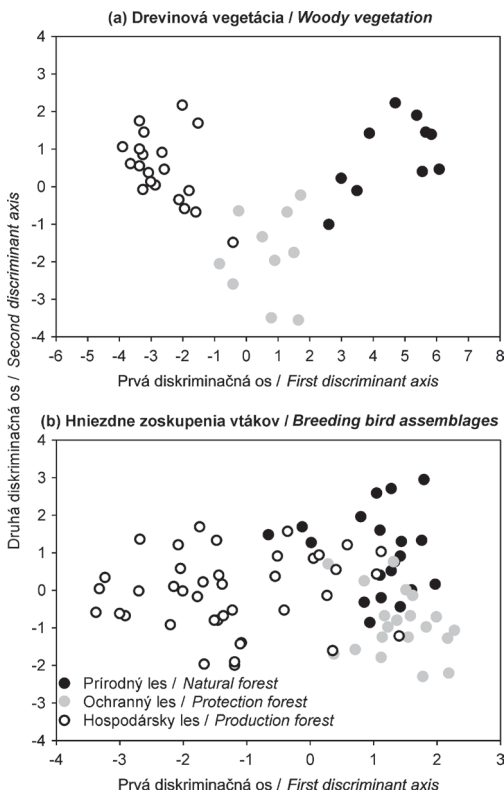
(tab. 2). Z hľadiska jednotlivých dutinových hniezdičov sa však štatisticky významné rozdiely v ich početnosti na bod zistili iba pri druhu *Sturnus vulgaris* (H = 11,85, P = 0,003), ktorého početnosť bola tiež štatisticky preukazne vyššia v prírodnom a ochrannom lese v porovnaní s hospodárskym lesom (tab. 2). Ani početnosť d'atľov spoločne na bod sa štatisticky preukazne nelíšila medzi jednotlivými výskumnými plochami (H = 1,48, P = 0,477), hoci tendencia znižovania sa ich početnosti na bod od prírodného lesa cez ochranný les k hospodárskemu lesu bola zreteľná (tab. 2). Aj pri druhoch *Ficedula albicollis*, *Parus major*, *Cyanistes caeruleus* a *Sitta europaea* bola ich početnosť na bod o niečo vyššia v prírodnom a v ochrannom lese ako v hospodárskom lese (príloha 2), avšak rozdiely neboli štatisticky preukazné. Štatisticky preukazne vyššia bola v hospodárskom lese početnosť korunových hniezdičov na bod v porovnaní s prírodným a ochranným lesom (H = 17,48, P < 0,001), a to predovšetkým v dôsledku štatisticky preukazne vyššej početnosti druhu *Fringilla coelebs* na bod v hospodárskom lese v porovnaní s prírodným a ochranným lesom (tab. 2). Rozdiely v počte druhov a početnosti krovinových hniezdičov a pozemných hniezdičov na bod neboli medzi jednotlivými výskumnými plochami štatisticky významné (tab. 2), hoci v prípade druhu *Anthus trivialis* bola jeho početnosť na bod v hospodárskom lese štatisticky preukazne vyššia v porovnaní s prírodným a ochranným lesom (H = 31,26, P < 0,001) a pri druhu *Phylloscopus collybita* bola jeho početnosť na bod štatisticky preukazne vyššia v ochrannom lese v porovnaní s hospodárskym lesom (H = 7,51, P = 0,023; tab. 2).

Z hľadiska štruktúrnych charakteristík stromovej vegetácie sa štatisticky významné rozdiely medzi jednotlivými výskumnými plochami zistili z hľadiska zastúpenia duba zimného (*Quercus petraea* agg.) a duba cerového (*Q. cerris*), ako aj hraba (*Carpinus betulus*) v poraste, kruhovej základne teplomilných a sutinových listnáčov (*Acer campestre*, *A. platanoides*, *Ulmus minor*, *Sorbus torminalis*), množstva mŕtveho stojaceho a ležiaceho dreva, hrúbky

stromov a pokrývnosti jednotlivých stromových vrstiev a krovín (tab. 1). Prírodný a ochranný les sa vyznačovali nízkym zastúpením cere a vyšším zastúpením teplomilných a sutinových listnáčov v poraste (v prírodnom lese aj hraba), veľkým množstvom mŕtveho dreva (v prírodnom lese hlavne stojace zvyšky zlomených kmeňov a ležiace mŕtve drevo, v ochrannom lese predovšetkým stojace odumreté stromy), väčšou hrúbkou stromov a výškovou diferenciáciou porastu s menšou pokrývnosťou úrovňových stromov, kým hospodársky les sa vyznačoval vysokým zastúpením cere v poraste bez prítomnosti teplomilných a sutinových listnáčov, malým množstvom mŕtveho dreva,

menšou hrúbkou stromov a malou výškovou diferenciáciou porastu s takmer zapojenou vrstvou úrovňových stromov (tab. 1).

Diskriminačná analýza ukázala, že kým z hľadiska štruktúry drevinovej vegetácie sú medzi výskumnými plochami významné rozdiely (vlastné číslo = 1,22, Wilkovo lambda = 0,45, $\chi^2 = 25,13$, df = 11, P = 0,009, 95 % správne klasifikovaných prípadov) (obr. 1a), z hľadiska štruktúry hniezdných zoskupení vtákov sú rozdiely medzi plochami oveľa menšie (vlastné číslo = 0,46, Wilkovo lambda = 0,69, $\chi^2 = 25,41$, df = 21, P = 0,148, 75 % správne klasifikovaných prípadov), a to najmä v prípade štruktúry hniezdného zoskupenia vtákov v prírodnom a ochrannom lese na rozdiel od hospodárskeho lesa (obr. 1b). Na základe Wilkovho lambda sa ako štatisticky významné v modeli pre diskrimináciu plôch z hľadiska drevinovej vegetácie ukázali byť pozdĺž prvej diskriminačnej osi kruhová základňa stojacich zlomených kmeňov (P = 0,014) a pokrývnosť vrastavých stromov (P = 0,020), príp. aj hrúbka stromov (P = 0,065), ktoré od seba oddelili všetky tri výskumné plochy, a pozdĺž druhej diskriminačnej osi kruhová základňa stojacich odumretých stromov (P = 0,044), príp. aj kruhová základňa teplomilných a sutinových listnáčov (P = 0,067), ktoré od seba oddelili ochranný les od prírodného a hospodárskeho lesa (obr. 1a). Z hľadiska hniezdných zoskupení vtákov to bola početnosť druhov *Anthus trivialis* (P = 0,001) a *Fringilla coelebs* (P = 0,040) pozdĺž prvej diskriminačnej osi, ktorá od seba oddelila prírodný a ochranný les od hospodárskeho lesa, pričom pozdĺž druhej diskriminačnej osi neboli plochy výrazne oddelené (obr. 1b).



Obr. 1. Dvozmerná diskriminačná ordinácia výskumných plôch z hľadiska (a) štruktúry drevinovej vegetácie na jednotlivých sčítacích bodoch a (b) štruktúry hniezdných zoskupení vtákov v jednotlivých bodových sčítaniach.

Fig. 1. The two-dimensional discriminant ordination of study plots with regards to (a) the structure of woody vegetation on individual count points, and (b) the structure of breeding bird assemblages in individual point counts.

Diskusia

Štandardná metodika bodového sčítania vyžaduje aspoň 20 sčítacích bodov vzdialených od seba minimálne 200 m s dobou sčítania na každom bode 5 alebo 10 min. (Gibbons & Gregory 2006). Voľba len 10 bodov vzdialených od seba 100 m bola podmienená malou rozlohou porastu v prírodnom a ochrannom lese (11,2 ha a 14,7 ha). Rovnako aj v iných štúdiách v lesoch s ma-

lou rozlohou použili autori pri sčítaní vtákov len 4 – 6 bodov vzdialených od seba 100 – 120 m (napr. Sweeney et al. 2010, Bergner et al. 2015) a podľa môjho názoru 10 sčítacích bodov, pokrývajúcich celú plochu habitatu, postačuje pre charakteristiku hniezdneho zoskupenia vtákov v rozlohou malom lesnom habitate. Z metodologického hľadiska je otázne, do akej miery dochádza pri vzdialenosti sčítacích bodov 100 m k opakovanému sčítaniu tých istých jedincov v rámci susediacich sčítacích bodov, avšak aj keď k nemu došlo, vzhľadom na rovnaký dizajn sčítania by mal byť tento efekt na všetkých troch plochách podobný a výsledky sčítania by tak mali byť z hľadiska relatívnej početnosti porovnateľné. V prostredí, kde je zistiteľnosť vtákov menšia, sa odporúča sčítací interval dlhší ako 10 min. (Gibbons & Gregory 2006). Pri pilotnom výskume rok predtým na ploche v prírodnom a ochrannom lese som zistil, že pri porovnaní výsledkov získaných počas 5, 10, 20, 30 a 60 min. sčítania na jednom bode som pri 10 min. sčítacom intervale zachytil na každom bode len 70 – 80 % druhov zistených do 25 m od sčítacieho bodu z počtu zisteného pri 60 min. intervale, avšak pri 20 min. intervale 90 – 95 % druhov. Sčítací interval 20 min. použili pri sčítaní vtákov v lese aj iní autori (napr. Deconchat & Balent 2001, Archaux 2004, de Warnaffe & Deconchat 2008). Z hľadiska vyhodnotenia výsledkov sčítania je pri sčítaní vtákov do 25 m od sčítacieho bodu vhodnejšie brať jednotlivé sčítania na tých istých bodoch ako samostatné vzorky aktuálneho rozmiestnenia jedincov v 25 m okolí každého sčítacieho bodu v dvoch rozdielnych časových intervaloch (čo z matematického hľadiska predstavuje priemernú hodnotu pre každý bod), ako brať pre každý bod vyššiu početnosť z oboch sčítaní, čo práve môže viesť k pseudoreplikáciám v prípade 100 m vzdialenosti sčítacích bodov.

Medzi prírodným a ochranným lesom boli zistené len 4 štatisticky významné rozdiely v štrukturálnych charakteristikách porastu a hniezdneho zoskupenia vtákov, kým medzi prírodným a hospodárskym lesom ich bolo 14 a medzi ochranným a hospodárskym lesom 12 (tab. 1 a 2). To poukazuje na to, že skúmaný

ochranný les mal z hľadiska štruktúry porastu a hniezdneho zoskupenia vtákov oveľa bližšie k prírodnému lesu ako k hospodárskemu lesu, čo potvrdili najmä v prípade hniezdneho zoskupenia vtákov aj výsledky diskriminačnej analýzy (obr. 1b). Felton et al. (2016) tiež zistil, že v dospelých hospodárskych dubových lesoch vo Švédsku sa druhové zloženie vtáčích zoskupení prekrývalo a z hľadiska druhovej pestrosti bolo porovnateľné s vtáčimi zoskupeniami v dubových rezerváciách. Vo väčšine štúdií sa však zistilo, že druhová bohatosť a početnosť vtákov je výrazne vyššia v neobhospodarovaných ako v obhospodarovaných lesoch (Nilsson 1979, Boncina 2000, Laiolo et al. 2004a, Baláz & Balážová 2012, Baláz & Kocian 2015), a to hlavne v dôsledku rozdielnej štruktúry porastov (Tews et al. 2004, Sweeney et al. 2010, Baláz & Balážová 2012, Baláz & Kocian 2015), ako aj nedostatku odumretých a starých stromov s dutinami (Newton 1994, Czeszczewik et al. 2015) a ochudobnenia potravných ník a potravných gíld vtákov (Adamík et al. 2003) v hospodárskych lesoch.

Z hľadiska hniezdneho zoskupenia vtákov boli najväčšie rozdiely oproti hospodárskemu lesu v celkovej druhovej bohatosti a početnosti dutinových hniezdičov. Súvisí to s výrazne vyšším vekom porastu v prírodnom a ochrannom lese v porovnaní s hospodárskym lesom (190 a 105 rokov vs 60 – 80 rokov) a početnejším zastúpením hrubých stromov, ako aj s o niečo vyššou početnosťou d'at'ov, hlavne druhu *Dendrocopos major* (0,45 a 0,30 ex./bod vs 0,28 ex./bod) ako najpočetnejšieho primárneho dutinového hniezdiča vytvárajúceho dostatok hniezdnych dutín pre sekundárnych dutinových hniezdičov (Mikusiński et al. 2001). Z tohto hľadiska bola v prírodnom a ochrannom lese štatisticky preukazne vyššia početnosť len pri druhu *Sturnus vulgaris* (1,95 a 1,65 ex./bod vs 0,85 ex./bod), zatiaľ čo pri ostatných sekundárnych dutinových hniezdičoch (*Sitta europaea*, *Ficedula albicollis*, sýkorky a i.) sa ich početnosť v prírodnom a ochrannom lese štatisticky preukazne nelíšila od ich početnosti v hospodárskom lese, avšak bola (hlavne pri druhoch *Sitta europaea*, *Ficedula albicollis*, *Parus major*

a *Cyanistes caeruleus*) 1,3–2,4-krát vyššia ako v hospodárskom lese (príloha 2), čo sa prejavilo aj na štatisticky preukazne vyššej celkovej početnosti dutinových hniezdičov v prírodnom a ochrannom lese v porovnaní s hospodárskym lesom (3,25 a 3,60 ex./bod vs 2,05 ex./bod). Navyše v prírodnom a v ochrannom lese sa zaznamenali dutinové hniezdiče, ktoré v hospodárskom lese neboli zistené (*Columba oenas*, *Strix aluco*, *Picus canus*, *Dendrocopos leucotos*, *Ficedula parva*).

Nedostatok vhodných hniezdných dutín v hospodárskych lesoch je hlavným limitujúcim činiteľom pre väčšinu dutinových hniezdičov (Newton 1994, Waters et al. 1995, Müller et al. 2007, Boncina 2000, Czeszczewik et al. 2015), hoci niektoré štúdie poukázali, že to nemusí byť primárny činiteľ (Walankiewicz 1991, Sandström 1992, Bursell 2002). V každom prípade prinajmenšom niektoré druhy dutinových hniezdičov ako sýkorky (Laiolo et al. 2004b), *Ficedula albicollis* (Sachtlehner 1995), *Sitta europaea* alebo ďatle (Angelstam & Mikusiński 1994, Hertel 2003) sú viazané na staré alebo odumreté stromy, pričom v prírodných lesoch je takmer 4-krát viac hniezdných dutín ako v hospodárskych lesoch (Sandström 1992).

Na rozdiel od prírodných dubových lesov skúmaných Kropilom (1993) a Lešom & Kropilom (2014) nepatrí druh *Fringilla coelebs* v skúmanom prírodnom lese medzi dominantné druhy a v ochrannom lese bol medzi dominantnými druhmi až na 6. mieste. Na týchto plochách mal najvyššiu dominanciu druh *Sturnus vulgaris* podobne ako v rozvoľnených xerothermných dubinách v NPR Burdov (Lešo 2001). Môže to byť spôsobené práve medzerovitým zápojom (v dôsledku výskytu kamenných sutín a morí alebo skalných útvarov v prírodnom a ochrannom lese), ktorý druh *Sturnus vulgaris* ako typicky ekotonálny druh preferuje, kým druh *Fringilla coelebs* je viazaný hlavne na zapojené stromové porasty. Z tohto dôvodu je aj početnosť tohto druhu štatisticky preukazne vyššia v zapojenom hospodárskom poraste ako v medzerovitých porastoch v prírodnom alebo v ochrannom lese (1,30 ex./bod vs 0,40

a 0,60 ex./bod), čo sa prejavilo aj na štatisticky preukazne vyššej početnosti korunových hniezdičov v hospodárskom lese v porovnaní s prírodným a ochranným lesom (2,25 ex./bod vs 1,05 a 0,95 ex./bod). S medzerovitým zápojom a výskytom sutín a kamenných morí súvisela aj výrazne vyššia početnosť druhov *Phylloscopus collybita*, *Emberiza citrinella* a *Muscicapa striata* (v prípade tohto druhu aj vysoký podiel odumretých stromov v poraste) v ochrannom lese v porovnaní s prírodným a hospodárskym lesom (príloha 2). Vysoká početnosť druhu *Anthus trivialis* v hospodárskom lese (až 0,70 ex./bod – príloha 2) mohla byť spôsobená prebierkovými zásahmi v týchto porastoch v minulom roku (Moskát & Fuisz 1992).

Početnosť krovinových hniezdičov (hlavne druhov *Turdus merula* a *Sylvia atricapilla*) bola najnižšia v ochranných lesoch v porovnaní s prírodným a hospodárskym lesom (0,50 ex./bod vs 0,90 a 1,08 ex./bod) v dôsledku nízkej pokryvnosti krovinovej vrstvy (6 % vs 24 a 12 %). Početnosť niektorých pozemných hniezdičov (*Troglodytes troglodytes*, *Erithacus rubecula*) bola zase vyššia v prírodnom lese v porovnaní s ochranným alebo hospodárskym lesom (príloha 2) kvôli výrazne väčšiemu množstvu ležiaceho mŕtveho dreva (tab. 1) podobne ako v iných prírodných dubových lesoch (Kropil 1993, Lešo & Kropil 2014).

Hrúbkovo a vertikálne diferencovaná, viacvrstvová štruktúra porastu s horizontálnym striedaním štádia dorastania, optima a rozpadu s prerušením zápoja sú typické znaky prírodného dubového lesa v porovnaní s prevažne jednovrstvovým (prípadne s hrabovou alebo bukovou podúrovňou), vertikálne a hrúbkovo málo diferencovaným dubovým hospodárskym lesom (Korpel 1989). Kým porast v skúmanom prírodnom lese tieto kritériá spĺňa, v ochrannom lese je vertikálna a aj hrúbková diferenciácia porastu menšia a v horizontálnej štruktúre chýbajú typické vývojové štádiá prírodného lesa. Štruktúra porastu je tak viac podobná hospodárskemu lesu. Na rozdiel od neho je však v ochrannom lese podstatne väčšie množstvo mŕtveho dreva (najmä suchých stojacich stromov odumretých vplyvom extrémnych stanovištných podmienok

v dôsledku skeletnatosti pôdy a xerofytnosti pôdneho prostredia) podobne ako v prírodnom lese, kde však prevažujú hlavne stojace zvyšky zlomených kmeňov a ležiace zlomené alebo vyvrátené kmene typické pre štádium rozpadu (tab. 1). Pre prírodný aj ochranný les je typické aj vyššie primiešanie teplomilných a sutinových listnáčov k dominantnému dubu zimnému ako dôsledok xerofytnosti a skeletnatosti pôdneho prostredia, v hospodárskom lese zase ako spoludominanta k dubu zimnému pristupuje dub cerový ako dôsledok obhospodarovania lesa, čomu napomáha najmä jeho dobrá zmladzovacia a výmladková schopnosť (Michalko 1986).

Zoberúc do úvahy výrazný rozdiel vo veku a štruktúre porastu medzi hospodárskym a prírodným lesom (tab. 1) je zaujímavá vysoká miera podobnosti druhového zloženia (87 %) a početnosti jednotlivých druhov vtákov (77 %) v oboch hniezdných zoskupeniach. Kým v 20–40-ročných dubových porastoch je prítomných len okolo 60 % hniezdičov väčšinou s rozdielnou početnosťou (Lešo 2003b, 2007, 2012) v porovnaní s celkovým počtom hniezdičov v klimaxových prírodných dubinách (Lešo & Kropil 2014), v 60–80-ročných dubových porastoch, zvlášť pri väčších rozlohách, je už prítomných až okolo 80 % hniezdičov zvyčajne s podobnou početnosťou ako v klimaxových prírodných dubinách. Zároveň to poukazuje na to, že aj staršie hospodárske dubové lesy môžu mať vysoký biocenologický potenciál vo vzťahu k hniezdnym zoskupeniam vtákov.

Z 8 zistených európsky významných druhov vtákov (*Dendrocopos leucotos*, *D. medius*, *Dryocopus martius*, *Ficedula albicollis*, *F. parva*, *Muscicapa striata*, *Picus canus* a *Streptopelia turtur* – Gúgh et al. 2015) bolo v prírodnom lese všetkých 8, v ochrannom lese 6 (chýbali druhy *Ficedula parva* a *Streptopelia turtur*) a v hospodárskom lese 5 druhov (*D. medius*, *Dryocopus martius*, *Ficedula albicollis*, *Muscicapa striata*, *Streptopelia turtur*). Ochranné dubové lesy tak zohrávajú z hľadiska ochrany európsky významných druhov vtákov významnú úlohu, a to predovšetkým vo vzťahu k druhom *Dendrocopos medius*, *D. leucotos* (Pavlík 1996, 1999), *Ficedula albi-*

collis a *Muscicapa striata*, ktorých početnosť môže byť v týchto lesoch v mnohých prípadoch väčšia ako v hospodárskych dubových lesoch, príp. aj v prírodných dubových lesoch. Okrem toho ochranné dubové lesy často zahrňujú aj európsky významné biotopy v rámci sústavy NATURA 2000 (napr. 91G0* Panónske dubovo-hrabové lesy, 91HO* Teplomilné panónske dubové lesy, 91I0* Eurosibírske dubové lesy na spraši a piesku, 91MO Panónsko-balkánske cerové lesy, 9180* Lipovo-javorové sutinové lesy – Stanová & Valachovič 2002) s výskytom vzácnych a ohrozených rastlinných a/alebo živočíšnych druhov alebo spoločenstiev. Faktom však je, že ochranné dubové lesy sa vyskytujú na Slovensku len mozaikovito vo forme väčších či menších fragmentov s rozlohou väčšinou do 10 ha najmä na strmých svahoch, aj keď lokálne môže byť ich rozloha väčšia (napr. Štiavnické vrchy, Krupinská planina a inde) a ich celková rozloha na Slovensku je 4-krát väčšia v porovnaní s rozlohou prírodných rezervácií. Z tohto hľadiska, aj napriek ich relatívne prírodnému charakteru a celkovej zachovalosti, majú len lokálny význam vo vzťahu k ochrane vtáctva, hoci predstavujú aspoň v niektorých prípadoch významné refúgiá pre zachovanie biodiverzity v okolitých hospodárskych lesoch a môžu poskytovať vhodné podmienky pre hniezdenie viacerých ohrozených a európsky významných druhov vtákov dubových lesov. Treba im preto z tohto hľadiska v budúcnosti venovať väčšiu pozornosť.

Pod'akovanie

Ďakujem recenzentom za podnetné pripomienky a komentáre k prvej verzii rukopisu.

Literatúra

- ADAMÍK P., KORŇAN M. & VOJTEK J. 2003: The effect of habitat structure on guild patterns and the foraging strategies of insectivorous birds in forests. — *Biologia* 58: 275–285.
- ANGELSTAM P. & MIKUSIŇSKI G. 1994: Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forests – a review. — *Annales Zoologici Fennici* 31: 157–172.
- ARCHAUX F. 2004: Breeding upwards when climate is

- becoming warmer: no bird response in the French Alps. — *Ibis* 146: 138–144.
- BALÁZ M. & BALÁŽOVÁ M. 2012: Diversity and abundance of bird communities in three mountain forest stands: effect of the habitat heterogeneity. — *Polish Journal of Ecology* 60: 629–634.
- BALÁZ M. & KOCIAN L. 2015: Vtáčie zoskupenia prírodných a hospodárskych smrečín Západných Tatier. — *Sylvia* 51: 45–62.
- BERGNER A. et al. 2015: Influences of forest type and habitat structure on bird assemblages of oak (*Quercus* spp.) and pine (*Pinus* spp.) stands in southwestern Turkey. — *Forest Ecology and Management* 336: 137–147.
- BONCINA A. 2000: Comparison of structure and biodiversity in the Rajhevan virgin forest remnant and managed forest in the Dinaric region of Slovenia. — *Global Ecology and Biogeography* 9: 201–211.
- BURSELL J. 2002: Winter abundance of hole-nesting birds in natural versus managed woods in Zealand (Denmark). — *Acta Ornithologica* 37: 67–74.
- CZESZCZEWIK D. et al. 2015: Effects of forest management on bird assemblages in the Białowieża Forest, Poland. — *iForest* 8: 377–385.
- DECOCHANT M. & BALENT G. 2001: Vegetation and bird community dynamics in fragmented coppice forests. — *Forestry* 74: 105–118.
- DEMKO M., KRIŠTÍN A. & PAČENOVSKÝ S. 2014: Červený zoznam vtákov Slovenska. — SOS/Birdlife Slovensko, Bratislava.
- DE WARNAFFE G. B. D. & DECONCHAT M. 2008: Impact of four silvicultural systems on birds in the Belgian Ardenne: implications for biodiversity in plantation forests. — *Biodiversity and Conservation* 107: 1041–1055.
- DONALD P. F., FULLER R. J., EVANS A. D. & GOUGH S. J. 1998: Effects of forest management and grazing on breeding bird communities in plantations of broadleaved and coniferous trees in western England. — *Biological Conservation* 85: 183–197.
- FELTON A., HEDWALL P. O., LINDBLADH M., NYBERG T. & BRUNET J. 2006: The biodiversity contribution of wood plantations: contrasting the bird communities of Sweden's protected and production oak forests. — *Forest Ecology and Management* 365: 51–60.
- FERIANC O., FERIANCOVÁ-MASÁROVÁ Z. & BRTEK V. 1973: Vogelsynusien des Eichen-Hainbuchenwalds in Báb bei Nitra. — *Acta Fac. Rer. Nat. Univ. Com., Zoologia* 18: 17–21.
- FERIANCOVÁ-MASÁROVÁ Z., FERIANC O., KALIVODOVÁ E. & ŠTEFFEK J. 1987: Vtáctvo štyroch vybraných lokalít chránenej krajinej oblasti Štiavnických vrchov. — *Biológia* 42: 617–623.
- FERIANCOVÁ-MASÁROVÁ Z., FERIANC O., KALIVODOVÁ E. & ŠTEFFEK J. 1991: Hniezdne ornitocenózy Štiavnických vrchov. — *Stredné Slovensko* 10: 279–294.
- GIBBONS D. W. & GREGORY R. D. 2006: Birds: Point counts or point transects. — Pp.: 324–326. In: SUTHERLAND W. J. (ed.): *Ecological Census Techniques: a handbook*. Cambridge University Press, Cambridge.
- GLOWACINSKI Z. 1975: Succession of bird communities in the Niepolomice Forest (Southern Poland). — *Ekologia Polska* 23: 231–263.
- GÜGH J., TRNKA A., KARASKA D. & RIDZOŇ J. 2015: Zásady ochrany európsky významných druhov vtákov a ich biotopov. — Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica.
- HANSSON L. 2001: Traditional management of forests: plant and bird community responses to alternative restoration of oak-hazel woodland in Sweden. — *Biodiversity and Conservation* 10: 1865–1873.
- HENDERSON P. A. 2003: *Practical Methods in Ecology*. — Blackwell Publishing, Oxford.
- HERTEL F. 2003: Habitatnutzung und Nahrungserwerb von Buntspecht, Mittelspecht und Kleiber in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Buchenwäldern der nordostdeutschen Tieflandes. — *Vogelwelt* 124: 111–132.
- HRÚZ V. 1996: Sezónna dynamika ornitocenóz vo vybraných porastoch kúpeľných lesov Sliač. — *Tichodroma* 9: 65–72.
- HUTTO R. L., PLETSCHE S. M. & HENDRICKS P. 1986: A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding-season use. — *Auk* 103: 593–602.
- KALIVODOVÁ E. & RUŽIČKOVÁ J. 2012: Avifauna dubových porastov v povodí Stoličného potoka (Trnavská pahorkatina). — *Folia faunistica Slovaca* 17: 173–178.
- KORPEL Š. 1989: *Pralesy Slovenska*. — Veda, Bratislava.
- KRIPEL E. 1986: Post glaciálny vývoj vegetácie Slovenska. — Veda, Bratislava.
- KRIŠTÍN A. 1996: Ornitocenózy charakteristických biotopov Národnej prírodnej rezervácie Sitno. — *Ochrana prírody* 14: 137–142.
- KRIŠTÍN A. 1999: Vtáčie spol očenstvá nárrodných prírodných rezervácií Mláčik a Boky (Kremnické vrchy). — *Ochrana prírody* 17: 175–142.
- KROPIL R. 1993: Štruktúra a produkcia ornitocenóz vybraných prírodných lesov Slovenska. Kandidátska

- dizertačná práca. — Lesnícka fakulta Technickej univerzity vo Zvolene, Zvolen.
- LAIOLIO P., CAPRIO E. & ROLANDO A. 2004a: Can forest management have season-dependent effects on bird diversity? — *Biodiversity and Conservation* 13: 1925–1941.
- LAIOLIO P., ROLANDO A. & VALSANIA V. 2004b: Responses of birds to the natural re-establishment of wilderness in montane beechwoods of north-western Italy. — *Acta Oecologica* 25: 129–136.
- LEŠO P. 2001: Hniezdna ornitocenóza xerotermej dubiny (NPR Kováčovské kopce — juh). — *Sylvia* 37: 43–51.
- LEŠO P. 2003a: Important bioindicator bird species of four West Carpathians natural oak forests. — *Folia oecologica* 30: 35–44.
- LEŠO P. 2003b: Hniezdne ornitocenózy dvoch mladších vekových štádií dubového lesa. — *Sylvia* 39: 67–78.
- LEŠO P. 2007: Zmeny v hniezdných zoskupeniach vtákov mladších dubových porastov po 10 rokoch. — *Tichodroma* 19: 25–30.
- LEŠO P. 2012: Vplyv veku porastu na hniezdne zoskupenia vtákov mladých dubových lesov. — *Tichodroma* 24: 48–53.
- LEŠO P. 2015: Hniezdna ornitocenóza prírodného xerotermejného dubového lesa v NPR Boky (stredné Slovensko). — *Tichodroma* 27: 75–82.
- LEŠO P. 2016: Breeding bird assemblage of a fir-oak natural forest in Ponická dúbava — the oldest Slovak nature reserve. — *Folia Oecologica* 43: 33–41.
- LEŠO P. & KROPIL R. 2014: Breeding bird assemblages of three West Carpathian oak-beech natural forests (eastern Slovakia). — *Sylvia* 50: 66–85.
- MACHAR I. 2013: Applying landscape ecological principles in sustainable forest management of the floodplain forest in the temperate zone of Europe. — *Ekológia (Bratislava)* 32: 369–375.
- MICHALKO J. 1986: Geobotanická mapa ČSSR — Slovenská socialistická republika. — Veda, Bratislava.
- MIKUSIŃSKI G., GROMADZKI M. & CHYLARECKI P. 2001: Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. — *Conservation Biology* 15: 208–217.
- MORAVČÍK M. et al. 2016: Správa o lesnom hospodárstve Slovenskej republiky za rok 2015 — Zelená správa. Ministerstvo pôdohospodárstva a rozvoja vidieka SR, Bratislava; Národné lesnícke centrum, Zvolen.
- MOSKÁT C. 1987: Estimating bird densities during the breeding season in Hungarian deciduous forests. — *Acta Reg. Soc. Sci. Litt. Gothoburgensis Zoologica* 14: 153–161.
- MOSKÁT C. & FUISZ T. 1992: Forest management and bird communities in the beech and oak forests of the Hungarian mountains. — Pp.: 29–38. In: HAGEMAJER E. J. M. & VERSTRAEL T. J. (eds.): *Bird numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects. Proc. 12th Int. Conf. of IBCC and EOAC.*
- MOSKÁT C., HRASKÓ G. & WALICZKY Z. 1988: Species composition and the structure of avian communities in the Pilis Mountains, North Hungary. — Pp.: 12–15. In: Török J. (ed.): *Ornithological Researches in the Pilis Biosphere Reserve. Hungarian Ornithological Society, Budapest.*
- MÜLLER J. 2005: Vogelgemeinschaften als Indikatoren für Waldstrukturen in Eichenwäldern. — *Ornithologische Beobachter* 102: 15–32.
- MÜLLER J., HOTHORN T. & PRETZSCH H. 2007: Long-term effects of logging intensity on structures, birds, saproxylic beetles and wood-inhabiting fungi in stands of European beech *Fagus sylvatica* L. — *Forest Ecology and Management* 242: 297–305.
- NEWTON I. 1994: The role of nest sites in limiting the numbers of hole nesting birds: a review. — *Biological Conservation* 70: 265–276.
- NILSSON S. G. 1979: Effect of forest-management on the breeding bird community in southern Sweden. — *Biological Conservation* 16: 135–144.
- PAILLET Y. et al. 2010: Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis on species richness in Europe. — *Conservation Biology* 24: 101–112.
- PAVLÍK Š. 1996: Porovnanie habitatových nárokov štyroch druhov ďatľov v dubovom lese. — *Tichodroma* 9: 87–95.
- PAVLÍK Š. 1999: Breeding ecology of the white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* in an oak forest. — *Biologia* 54: 187–194.
- PIKULA J. 1969: Die Densität der Vogelpopulation in *Querceto-Carpinetum* und *Fagus sylvatica-Dentaria bulbifera* Wäldern. — *Acta Scientiarum Naturalium Academiae Scientiarum Bohemicae Brno* 3: 1–69.
- PYKAL J. 1991: Ornitocenózy různých typů přirozených lesních společenstev v pahorkatině jihozápadních Čech. — *Panurus* 3: 67–76.
- RÉH J. 1993: Hospodárenie v účelových lesoch. — Technická univerzita vo Zvolene, Zvolen.
- SACHSLEHNER L. M. 1995: Reviermerkmale und Brutplatzwahl in einer Naturhöhlen-Population der Halsbandschnäppers *Ficedula albicollis* im Wienerwald,

- Österreich. — Vogelwelt 116: 245–254.
- SANDSTRÖM U. 1992: Cavities in trees: their occurrence, formation and importance for hole-nesting birds in relation to silvicultural practice. Rapport 23. — Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- SAŽP 2007: Štátny zoznam osobitne chránených častí prírody SR. <http://www.uzemia.enviroportal.sk>. (Navštívené 14. 9. 2017)
- SPÄTH V. & GERKEN B. 1985: Vogelwelt und Waldstruktur. Die Vogelgemeinschaften badischer Rheinauwälder und ihre Beeinflussung durch die Forstwirtschaft. — Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg 1: 7–56.
- STANOVÁ V. & VALACHOVIČ M. (eds) 2002: Katalóg biotopov Slovenska. — Daphne – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava.
- SWEENEY O. F. M., WILSON M. W., IRWIN S., KELLY T. C. & O'HALLORAN J. 2010: Are bird density, species richness and community structure similar between native woodlands and non-native plantations in an area with a generalist bird fauna? — Biodiversity and Conservation 19: 2329–2342.
- ŠMELKO Š. 2000: Dendrometria. — Technická univerzita vo Zvolene, Zvolen.
- ŠÁLEK M., SVOBODOVÁ J. & ZASADIL P. 2007: Loss of diversity in bird communities after regulation of riverine meanders: How strong is the compensatory effect of mature growth on fishpond dams? — Acta Ornithologica 42: 89–97.
- TEWS J. et al. 2004: Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. — Journal of Biogeography, 31: 79–92.
- THORN S. et al. 2016: Response of bird assemblages to windstorm and salvage logging. — Insights from analyses of functional guild and indicator species. — Ecological Indicators 65: 142–148.
- TOMIALOJC L. 1974: The quantitative analysis of the breeding and winter avifauna of the forests in the vicinity of Legnica (Lower Silesia). — Acta Ornithologica 14: 59–97.
- TOMIALOJC L. & PROFUS P. 1977: Comparative analysis of breeding bird communities in two parks of Wrocław and in an adjacent *Querceto-Carpinetum* forest. — Acta Ornithologica 16: 117–177.
- TOPERCER J. 2009: Posmršťové vtáčie zoskupenia a biotopy v NPR Tichá dolina: štruktúra, činitele, manažmentný význam. — Pp.: 155–164. In: TUŽINSKÝ L. & GREGOR J. (eds.): Vplyv vetrovej kalamity na vývoj lesných porastov vo Vysokých Tatrách. Technická univerzita vo Zvolene, Zvolen.
- TURČEK F. J. 1951: O stratifikácii vtáčej populácie lesných biocenóz typu *Querceto-Carpinetum* na južnom Slovensku. — Sylvia 13: 71–86.
- TURČEK F. J. 1955: Vtáčie populácie troch typov lesných biocenóz na Slovensku. — Biológia 10: 293–308.
- TURČEK F. J. 1966: Fauna reliktnej dúbavy Soboňov pri Liptovskej Teplej. — Biológia 21: 589–594.
- VERSLUIJS M., EGGERS S., HJÄLTÉN J., LÖFROTH T. & ROBERGE J.-M. 2017: Ecological restoration in boreal forest modifies the structure of bird assemblages. — Forest Ecology and Management 401: 75–88.
- WALANKIEWICZ W. 1991: Do secondary cavity-nesting birds suffer more from competition for cavities or from predation in a primeval deciduous forest? — Natural Areas Journal 11: 203–212.
- WALICZKY Z. 1991: Bird community changes in different-aged oak forest stands in the Buda-hills (Hungary). — Ornis Hungarica 1: 1–9.
- WATERS J. R., NOON B. R. & VERNER J. 1995: Lack of nest site limitations in a cavity-nesting bird community. — Journal of Wildlife Management 54: 239–245.
- ZMIHORSKI M. 2010: The effects of windthrow and its management on breeding bird communities in a managed forest. — Biodiversity and Conservation 19: 1871–1882.
- ZMIHORSKI M. & DURSKA E. 2011: The effects of contrasting management types on two distinct taxonomic groups in a large-scaled windthrow. — European Journal of Forest Resources 130: 589–600.

Došlo: 25. 9. 2017

Prijaté: 19. 2. 2018

Online: 27. 3. 2018

Príloha 1. Klasifikácia jednotlivých druhov do hniezdnych gíld podľa prevládajúceho umiestnenia dohľadaných hniezd.
Appendix 1. The classification of individual bird species into nesting guilds according to the prevailing location of found nests.

Hniezdna gilda / Nesting guild	Druhy / Species	Hniezdna gilda / Nesting guild	Druhy / Species
Dutinové hniezdiče / Hole nesters	<i>Columba oenas</i> <i>Dendrocopos medius</i> <i>Dendrocopos major</i> <i>Dendrocopos leucotos</i> <i>Picus viridis</i> <i>Picus canus</i> <i>Poecille palustris</i> <i>Cyanistes caeruleus</i> <i>Parus major</i> <i>Sturnus vulgaris</i> <i>Muscicapa striata</i> <i>Ficedula albicollis</i>	Korunové hniezdiče / Crown nesters	<i>Columba palumbus</i> <i>Streptopelia turtur</i> <i>Oriolus oriolus</i> <i>Garrulus glandarius</i> <i>Aegithalos caudatus</i> <i>Certhia familiaris</i> <i>Turdus viscivorus</i> <i>Fringilla coelebs</i> <i>Coccothraustes coccothraustes</i>
Krovinové hniezdiče / Shrub nesters	<i>Sylvia atricapilla</i> <i>Turdus merula</i> <i>Turdus philomelos</i>	Pozemné hniezdiče / Ground nesters	<i>Phylloscopus collybita</i> <i>Phylloscopus sibilatrix</i> <i>Troglodytes troglodytes</i> <i>Erithacus rubecula</i> <i>Prunella modularis</i> <i>Anthus trivialis</i> <i>Emberiza citrinella</i>

Príloha 2. Priemerná početnosť (A – ex./bod), dominancia (D%) a frekvencia výskytu (F%) jednotlivých druhov vtákov na troch výskumných plochách. + druh zaznamenaný mimo sčítacích bodov.

Appendix 2. Mean abundance (A – inds/point), dominance (D%) and frequency of occurrence (F%) of individual bird species at the three study plots. + species found outside the census points.

Druh / Species	Výskumná plocha / Study plot			Ochranný les / Protection forest			Hospodársky les / Production forest		
	A	D%	F%	A	D%	F%	A	D%	F%
<i>Sturnus vulgaris</i>	1,95	21,3	70	1,65	18,5	75	0,85	10,0	38
<i>Ficedula albicollis</i>	1,05	11,5	60	1,15	12,9	60	0,70	8,2	43
<i>Parus major</i>	0,70	7,7	45	0,95	10,7	65	0,53	6,2	38
<i>Turdus merula</i>	0,55	6,0	35	0,25	2,9	25	0,65	7,6	45
<i>Sitta europaea</i>	0,50	5,5	45	0,40	4,5	30	0,25	2,9	20
<i>Cyanistes caeruleus</i>	0,45	4,9	30	0,85	9,6	65	0,35	4,1	23
<i>Phylloscopus collybita</i>	0,40	4,4	30	0,70	7,9	55	0,20	2,4	20
<i>Fringilla coelebs</i>	0,40	4,4	35	0,60	6,7	55	1,30	15,3	75
<i>Sylvia atricapilla</i>	0,30	3,3	30	0,25	2,9	25	0,43	5,0	40
<i>Anthus trivialis</i>	+						0,70	8,2	58
<i>Dendrocopos major</i>	0,45	4,9	35	0,30	3,4	25	0,28	3,2	28
<i>Erithacus rubecula</i>	0,40	4,4	35	0,15	1,7	15	0,20	2,4	20
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	0,25	2,7	25	0,15	1,7	10	0,35	4,1	33
<i>Garrulus glandarius</i>	0,15	1,6	15	0,25	2,9	25	0,25	2,9	23
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	0,30	3,3	25	+			0,33	3,8	28
<i>Poecille palustris</i>	0,20	2,2	15	0,20	2,2	20	0,18	2,1	18
<i>Certhia familiaris</i>	0,20	2,2	20	0,20	2,2	20	0,08	0,9	8
<i>Muscicapa striata</i>	0,05	0,5	5	0,25	2,9	25	0,08	0,9	8
<i>Cuculus canorus</i>	0,05	0,5	5	0,10	1,1	10	0,13	1,5	13
<i>Turdus viscivorus</i>	0,05	0,5	5	0,05	0,6	5	0,18	2,1	18
<i>Picus viridis</i>	0,15	1,6	10	0,05	0,6	5	0,05	0,6	5
<i>Dendrocopos medius</i>	0,10	1,1	5	0,05	0,6	5	0,10	1,2	10
<i>Oriolus oriolus</i>	0,05	0,5	5	0,05	0,6	5	0,13	1,5	13
<i>Turdus philomelos</i>	0,05	0,5	5	+			0,15	0,9	8
<i>Emberiza citrinella</i>				0,15	1,7	15	0,03	0,3	3
<i>Aegithalos caudatus</i>	0,05	0,5	5	0,05	0,6	5	0,05	0,6	5
<i>Columba palumbus</i>	0,10	1,1	10	+			0,05	0,6	5
<i>Dendrocopos leucotos</i>	0,05	0,5	0,5	0,05	0,6	5			
<i>Troglodytes troglodytes</i>	0,10	1,1	1,1						
<i>Columba oenas</i>	0,05	0,5	0,5	+					
<i>Picus canus</i>	+			0,05	0,6	5			
<i>Streptopelia turtur</i>	+						0,05	0,6	5
<i>Prunella modularis</i>	0,05	0,5	0,5						
<i>Dryocopus martius</i>	+			+			+		
<i>Dendrocopos minor</i>	+			+			+		
<i>Buteo buteo</i>				+			+		
<i>Strix aluco</i>	+								
<i>Ficedula parva</i>	+								