

## Hniezdna ornitocenóza vrbovo-topol'ového lesa inundačného územia Dunaja pred a po zmene vodného režimu

### *Breeding bird assemblage of willow-poplar forest in Danubian flood plains before and after water regime change*

**Mirko BOHUŠ**

Katedra environmentálnej ekológie, Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Mlynská dolina, 842 15 Bratislava, e-mail: bohus@fns.uniba.sk

**Abstract.** Breeding bird assemblage of forest stands of association *Salici-Populetum* in years 2010, 2011 and 2013 was compared with assemblages of the same stands before the Danube water regime had been changed and site was swamped (y. 1991), and with the period proximately after the change, when site was drained (1993–1997). Using the mapping method, altogether 34 breeding species were registered (mean  $\pm$  SE = 30.3  $\pm$  2.9). Mean density during the entire period was 132 territories/ 10ha,  $H'$ =2.89, equitability = 0.81. In 1993–1997, the same number of breeding species was found, but the mean number of species per year was lower (27.4  $\pm$  2.3). In 1991, in total 22 breeding species were found with density of 97 territories/ 10 ha. After the water regime changed in 1992, *Acrocephalus scirpaceus* disappeared therewith, *Phoenicurus phoenicurus* decreased up to local extinction in 1997. In 2010, 2011 and 2013, three species – *Columba palumbus*, *Poecile palustris* and *Emberiza citrinella* have appeared. Using cluster analysis, three clusters were grouped among all assemblages: assemblages of y. 1994–1997 (at dissimilarity level 0.120) formed an „early after-drain“ cluster; assemblages of period 2010, 2011, 2013 (at dissimilarity level 0.239) formed a „late after-drain“ cluster and assemblages of y. 1991 and 1993 (at dissimilarity level 0.180) formed mixed „swamp/immediately after-drain“ cluster. Both clusters, representing period 1994–2013, are clustered together at dissimilarity level 0.360. This cluster joined with the „swamp/immediately after-drain“ cluster at dissimilarity level 0.449.

**Key words:** breeding bird assemblages, riparian forest, changed water regime, Danube

## Úvod

Ornitocenózy ekosystému inundačného územia Dunaja priľahlého Slovensku sa vďaka jeho topickej heterogenite vyznačujú veľkou druhovou pestrosťou. Popri súborných ornitologických prácach, ktoré možno datovať od prvej polovice 20. storočia (Balthasar 1934, Kleiner 1940, Balát 1963, Kalivodová & Darolová 1998, Rác 1998) a početných prácach venovaných dielčím problémom výskumu vtáctva, pozornosť ornitológov sa v druhej polovici 20. storočia zamerala aj na presné definovanie vtáčích spoločenstiev lužných lesov Pridunajska so zreteľom na ich

kvantitatívne charakteristiky. Prvé relevantné údaje tohto druhu poskytujú práce Bališa (1952) a Turčeka (1957), z pravostrannej časti publikovali Waliczky (1992) a Moskát & Fuisz (1995). Cielená dokumentácia hniezdných zoskupení vtákov pridunajských lužných lesov asociácie *Salici-Populetum* sa v predmetnom priestore realizuje od začiatku 1990-tych rokov (Bohuš 1993, Bohuš et al. 1999, Bohuš 2000, 2002, 2003, 2004, Ilek 2005). Celkovo boli v rámci posledných citovaných zdrojov doteraz definované spoločenstvá siedmich porastov asociácie *Salici-Populetum* prirodzeného charakteru a defícií vekových tried, resp. typov monokultúr

hybridných topoľov *Populus x canadensis*. Ornitocenózy dunajských štrkových lavíc so spontánne zmladenými porastmi mäkkého lužného lesa študoval Lengyel (2008).

Najvýznamnejšími antropickými faktormi predmetného územia sú intenzívne lesné hospodárstvo zamerané na pestovanie rýchlorastúcich hybridných topoľov a zmenený vodný režim Dunaja v dôsledku prevádzky vodného diela Gabčíkovo (i ostatných vodných diel nachádzajúcich sa na hornom toku Dunaja a jeho prítokoch). V období po sprevádzkovaní vodného diela (1992) boli dokumentované predovšetkým zmeny týkajúce sa vodného vtáctva, menšia pozornosť bola venovaná aj vtákom terrestrických biotopov (Kropil 1992). Iné práce z oblasti, zamerané na dokumentáciu zmien vtáčích spoločenstiev lužných/pririečnych lesov po zmene vodného režimu známe nie sú známe. Vplyv zmeny vodného režimu na vtáctvo iných mokradových biotopov, resp. ich komplexu študovali Báldi (1995), Báldi et al. (1995, 1998, 2000).

Cieľom príspevku je charakterizovanie hniezdnej ornitocenózy vtákov mäkkého lužného lesa prirodzeného charakteru (asociácie *Salici-Populetum* Jurko 1958) v podmienkach zmeneného vodného režimu (2010, 2011, 2013) a jej porovnanie s hniezdnymi ornitocenózami predmetnej lokality v období pred zmenou vodného režimu (1991) a v 5-ročnom období po nej (1993–1997).

## Metodika

Výskum sa uskutočnil v rokoch 2010, 2011 (prvá dekáda mája – prostredná dekáda júna) a 2013 (prvá dekáda mája – začiatok prvej dekády júna). Začiatok bol vtedy do prvej dekády mája posunutý v záujme vylúčenia vyrušovania v blízkosti hniezdiska orliaka morského. V rokoch 1991, 1993 – 1997 bol zber údajov realizovaný v prvej dekáde apríla až poslednej dekáde júna.

Použitá bola mapovacia metóda (Tomialojć 1980) kombinovaná s metódou priameho vyhládavania hniezd (prednostne dutinových hniezdičov). Počet platných exkurzií bol minimálne

8, z toho 2 v podvečer (v r. 2013 bolo realizovaných kvôli extrémne vysokému vodnému stavu iba 7 exkurzií). Teritórium bolo stanovené ako zhuk aspoň troch registrácií a/alebo nález hniezda so znáskou alebo mláďatami. Hniezdne ornitocenózy boli charakterizované druhovým zložením, počtom druhov, denzitou a dominanciou jednotlivých druhov a celkovou denzitou. Hniezdne zoskupenia období viacerých rokov (1993 – 1997; 2010, 2011 a 2013) boli definované priemernými hodnotami denzit jednotlivých druhov s príslušnou dominanciou. Denzita bola vyjadrená počtom teritórií na 10 ha, druhová diverzita Shannonovým indexom diverzity  $H'$  s použitím prirodzeného logaritmu (Järvinen & Väisänen 1976) a indexom ekvitality  $e$  podľa Sheldona (1969). Miera výmeny druhov ( $t$ ) medzi dvojicami rokov  $i$  a  $i+1$  bola stanovená ako podiel súčtu počtu spoločných druhov oboch rokov a priemerného počtu druhov oboch rokov odčítaný od jednej (Bakker et al. 2003) s hodnotami medzi 1 (všetky druhy roku  $i+1$  sa v roku  $i$  nevyskytovali) a 0 (všetky druhy rokov  $i$  a  $i+1$  sú identické). Do výpočtov charakteristík ornitocenóz neboli zaradené kvantitatívne údaje dravcov (*Haliaeetus albicilla*, *Buteo buteo*, *Accipiter gentilis*) a *Cuculus canorus*. Príslušnosť druhov ku gildám podľa miesta zberu potravy a umiestnenia hniezda bola definovaná na základe vlastných pozorovaní v podmienkach pridunajských lužných lesov, s doplnením podľa Hudca et al. (1983). Gildy podľa miesta zberu potravy sú ďalej v práci uvádzané ako „potravné gildy“, gildy podľa umiestnenia hniezda ako „hniezdne gildy“. Prehľad zloženia hniezdných zoskupení jednotlivých rokov (1991, 1993 – 1997) bol publikovaný v prácach Bohuša (1993) a Bohuša et al. (1999).

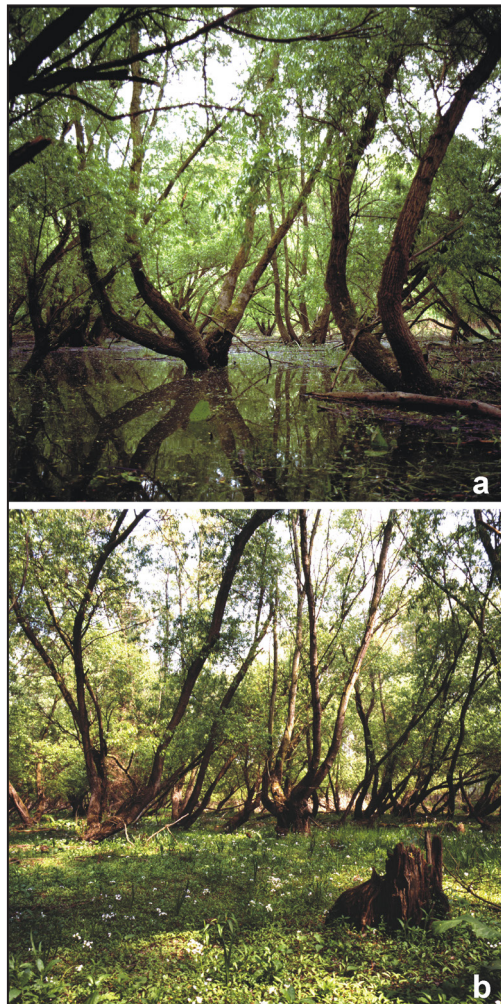
Podobnosť ornitocenóz jednotlivých rokov na základe denzity druhov bola stanovená v balíku programov SYN-TAX 2000 (Podani 2001) zhlukovou analýzou metódou najvzdialenejšieho suseda (*complete linkage*) s použitím Wishartovho indexu podobnosti.

Výskumná plocha (ďalej VP) s rozlohou 10 ha sa nachádzala v katastri obce Baka v ľavostrannom inundačnom území Dunaja

(úroveň riečného km 1823,2). Bola výškovo členitá s vyvýšeným agradačným valom na brehu ramena a viacerým pozdĺžnymi depresiami súbežnými s ramenom. Lesný porast (dielce 247A, 247B, LHC Gabčíkovo) bol výrazne heterogénny. Fytcenologická charakteristika bola spracovaná podľa práce Jurka (1958) a Uherčíkovej (1995). Do roku 1992 spôsoboval vodný režim Dunaja každoročné periodické záplavy VP aj následné dlhodobé zaplavenie prítomných depresii. V období rokov 1993 – 1997 v dôsledku prevádzky vodného diela Gabčíkovo boli vylúčené periodické záplavy a prítomné depresie boli vysušené (Bohuš et al. 1999). V prvej dekáde júna 2010 došlo ku krátkodobému zaplaveniu takmer celej VP, v prvej dekáde júna 2013 bola zaplavená celá výskumná plocha.

Porasty VP v rokoch 1991 a 1993 – 1997 sú definované v práci Bohuša et al. (1999), opis nižšie sa vzťahuje na obdobie rokov 2010, 2011 a 2013 a zmeny sú konštatované k obdobiu rokov 1993 – 1997 (ak nie je uvedené inak). V porastoch subasociácie *Salici-Populetum typicum* Jurko 1958 s vysadeným topoľom *Populus x canadensis* (3 fragmenty s celkovou rozlohou 3,5 ha lokalizované na najvyššie položených miestach VP: agradačnom vale pri ramene a dvoch vyvýšeninách; vek *Populus x canadensis* 49–52 r., vek vtŕásených jedincov *Salix alba*, *Populus nigra* ca. 80 r.) došlo v stromovej etáži (ďalej  $E_3$ ) k vývratom a odumieraniu vzrastlých stromov a následnému vzniku svetlín. V krovinnej etáži (ďalej  $E_2$ ), resp. nad ňou sa lokálne vytvorila nesúvislá nižšia stromová etáž (*Fraxinus angustifolia*, *Negundo aceroides*, *Padus racemosa*). V bylinnej etáži (ďalej  $E_1$ ) zmeny nenastali. Záplava v prvej dekáde júna r. 2010 siahala do výšky ca 0,1 m (okrem najvyššie položenej časti VP), záplava v prvej dekáde r. 2013 dosiahla výšku prinajmenšom ca 1 m.

V poraste subasociácie *Salici-Populetum typicum* (heterogénny porast *Salix alba* a *Salix fragilis* (ca 55 %), *Populus alba* (25 %), s vtŕásenými skupinami *Populus x canadensis* a niekoľkými jedincami *Quercus robur*, *Ulmus minor* a stojacimi odumretými stromami na



**Obr. 1.** (a) Porast subasociácie *Salici-Populetum myosotidetosum* Jurko 1958 v zaplavenej depresii (r. 1991, máj) (b) a po klesnutí hladiny a obnove bylinnej etáže s malou výškou i pokryvnosťou (r. 1991, máj).

**Fig. 1.** (a) Stand of the subassociation *Salici-Populetum myosotidetosum* Jurko 1958 in flooded depression (y. 1991, May) (b) and after seasonal water level decreasing (y. 1991, May).

vyvýšených valoch a v plytkých depresiiach na ploche ca. 2 ha) bol vek stromov  $E_3$  ako u predchádzajúceho porastu. Situácia vo všetkých etážach bola porovnateľná s obdobím rokov 1993 – 1997, v r. 2010 – 2013 bolo v poraste niekoľko odumretých stromov na koreni. Záplava v r. 2010 siahala do výšky ca. 0,9 m, v r. 2013 prinajmenšom ca 1,8 m.

V poraste subasociácie *Salici-Populetum typicum* (v r. 1991 charakterizovanom ako porast subasociácie *Salici-Populetum myosoti-*



**Obr. 2.** Porast subasociácie *Salici-Populetum typicum* Jurko1958 (pôvodne, v r. 1991, porast subasociácie *Salici-Populetum myosotidetosum* Jurko 1958) v bezvodnej depresii (a) s vysokou a hustou bylinnou etážou (r. 2010, máj), (b) s vysokou a hustou bylinnou etážou po krátkodobej záplave (r. 2010, jún).

**Fig. 2.** Stand of subassociation *Salici-Populetum typicum* Jurko 1958 (primarily defined – in 1991 – as a stand of sub-association *Salici-Populetum myosotidetosum* Jurko 1958) in water-free depression (a) with high-grown and dense herb layer (2010, May), (b) with high-grown and dense herb layer after short-timed flood (2010, June).

*detosum* Jurko 1958, obr. 1), ktorý sa nachádzal v depresiiach na ploche ca 4 ha, došlo k zmenám v  $E_3$  odumretím časti vrúb a lokálnemu preriedeniu porastu (obr. 2a). Vek porastu dosahoval 62 – 65 r. Veľká časť drevín sa vyznačovala mladším vzhľadom, keďže v období pôvodného dlhodobého zaplavenia bolo časté vegetatívne zmladzovanie z vývratov. Situácia v etážach  $E_2$  a  $E_1$  bola porovnateľná s obdobím rokov 1993 – 1997. Záplava v r. 2010 dosiahla max. výšku ca. 1,4 m (obr. 2b), v r. 2013 ca 2,3 m.

Porast pôvodnej subasociácie *Salici-Populetum phragmito-caricetosum* Jurko 1958, ktorý sa nachádzal v dvoch najhlbších depresiiach na ploche ca 0,5 ha, sa vylúčením zaplavenia po r. 1993 zmenil a charakterom  $E_1$  vyrovnal susediacemu porastu pôvodnej subasociácie *Salici-Populetum myosotidetosum*. V dôsled-

ku zmien ho bolo možné charakterizovať ako porast subasociácie *Salici-Populetum typicum*.

V r. 2010, 2011 a 2013 boli na VP 3 čistiny, ktoré vznikli odumretím stromov (2 na ploche ca 1,2 ha, 1 na ploche ca 0,5 ha).

## Výsledky a diskusia

Počas všetkých troch rokov bolo na VP zistených celkovo 34 druhov hniezdičov, v prvých dvoch rokoch po 32, v treťom 27. Priemerný počet druhov bol  $30,3 \pm 2,9$  druhov. Spoločenstvo dosiahlo denzitu 132 teritórií/ 10 ha; index diverzity  $H' = 2,89$  pri ekvitabilite 0,81 (tab. 1). V r. 1991 bolo na lokalite zistených 22 druhov hniezdičov pre denzitu 97 teritórií/10 ha;  $H' = 2,77$  pri ekvitabilite 0,90 (Bohuš 1993). V rokoch 1993 – 1997 bolo v hniezdných ornitocenózach zistených 34 druhov (ročne priemerne  $27,4 \pm 2,3$  druhov); denzita bola 159,4 teritórií/10 ha;  $H' = 2,85$  pri ekvitabilite 0,81 (Bohuš et al. 1999). Spolu bolo počas r. 1991 – 2013 zaznamenaných 44 druhov hniezdičov, z toho 18 druhov každoročne (tab. 2). Okrem nich bola v spoločenstve v každom roku zastúpená *Cuculus canorus*. Na VP hniezdili v období medzi rokmi 1991–2013 ďalšie 3 druhy: *Haliaeetus albicilla* (2010, 2011, 2013), *Buteo buteo* (1993–1997) a *Accipiter gentilis* (1997). Miera výmeny druhov ( $t$ ) jednotlivých spoločenstiev medzi rokmi kolísala medzi hraničnými hodnotami  $t = 0,03 - 0,17$ . Najvyššie hodnoty charakterizovali obdobie bezprostredne po zmene vodného režimu s následnými topickými zmenami VP. Medzi r. 1991 (pôvodný vodný režim) a 1993 (prvý rok absencie dlhotrvajúceho zaplavenia depresii) bola hodnota  $t = 0,14$ ; medzi r. 1993 a 1994 (prvý a druhý rok po vylúčení zaplavenia depresii) dokonca  $t = 0,16$ . Počas obdobia 1993 – 1997 sa výmena druhov medzi rokmi postupne znižovala a dosiahla priemernú hodnotu  $t = 0,11 \pm 0,04$  (s minimom  $t = 0,07$  medzi rokmi 1994 a 1995). Vysoká miera výmeny druhov charakterizovala aj spoločenstvá hraničných rokov 1997 a 2010 ( $t = 0,17$ ). Najnižšiu hodnotu ( $t = 0,03$ ) dosiahla výmena druhov medzi r. 2010 a 2011, čo by mohlo svedčiť o relatívne ustálenom druho-

**Tab. 1.** Druhy a kvantitatívne charakteristiky hniezdných ornitocenóz porastov asociácie *Salici-Populetum* inundačného územia Dunaja v rokoch 2010, 2011 a 2013.

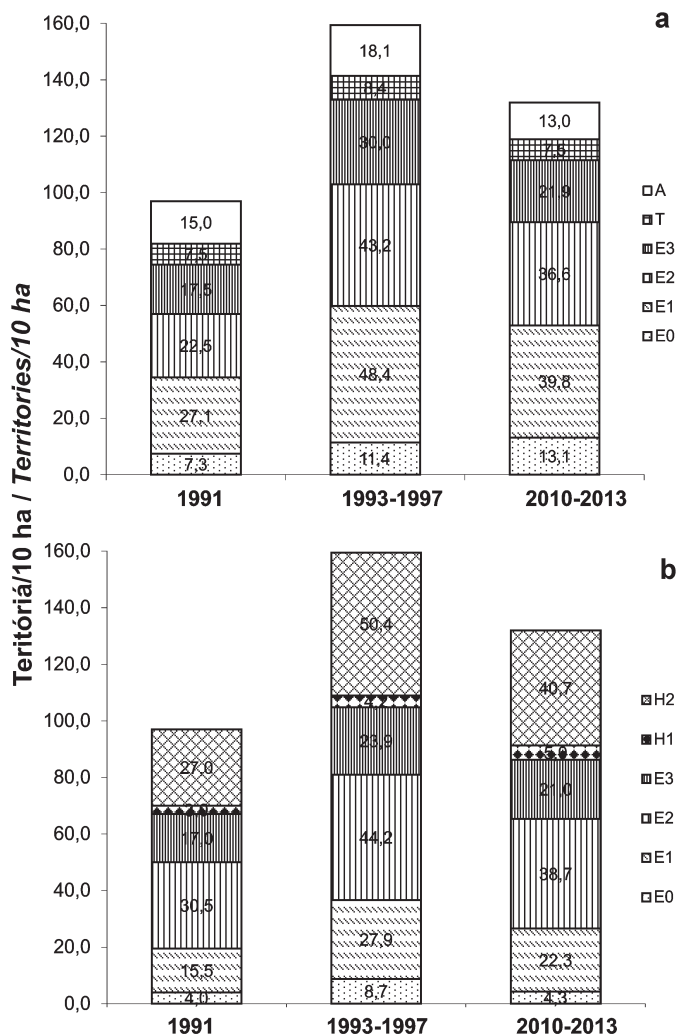
**Tab. 1.** Species and quantitative characteristics of breeding bird communities in association *Salici-Populetum* stands in Danubian flood plains in years 2010, 2011 and 2013.

Rok / Year	2010		2011		2013		2010 – 2013 (priemer / average)		
Druh / Species	Denzita (terit./10ha) Density (terr./10ha)	Dominancia (%) Dominance (%)	Denzita (páry/10ha) Density (pairs/10ha)	Dominancia (%) Dominance (%)	Denzita (páry/10ha) Density (pairs/10ha)	Dominancia (%) Dominance (%)	Denzita (páry/10ha) Density (pairs/10ha)	Smerodajná odchyľka Standard deviance	Dominancia (%) Dominance (%)
<i>Columba palumbus</i>	2	1,4	2	1,5	3	2,5	2,3	0,58	1,8
<i>Streptopelia turtur</i>	1	0,7	2	1,5	2	1,7	1,7	0,58	1,3
<i>Jynx torquilla</i>	1	0,7			1	0,8	0,7	0,58	0,5
<i>Dendrocopos major</i>	3	2,1	4	3,0	3	2,5	3,3	0,58	2,5
<i>Dendrocopos medius</i>	1	0,7	1	0,7	2	1,7	1,3	0,58	1,0
<i>Dendrocopos minor</i>			1	0,7			0,3	0,58	0,3
<i>Motacilla alba</i>			1	0,7			0,3	0,58	0,3
<i>Troglodytes troglodytes</i>	1	0,7	4	3,0	2	1,7	2,3	1,53	1,8
<i>Erithacus rubecula</i>	6	4,2	3	2,2	1	0,8	3,3	2,52	2,5
<i>Turdus merula</i>	3	2,1	4	3,0	3	2,5	3,3	0,58	2,5
<i>Turdus philomelos</i>	4	2,8	7	5,2	5	4,2	5,3	1,53	4,0
<i>Locustella fluviatilis</i>	2	1,4	1	0,7	1	0,8	1,3	0,58	1,0
<i>Acroc. arundinaceus</i>	1	0,7	2	1,5	2	1,7	1,7	0,58	1,3
<i>Hippolais icterina</i>	2	1,4	3	2,2	1	0,8	2,0	1,00	1,5
<i>Sylvia borin</i>	1	0,7	1	0,7			0,7	0,58	0,5
<i>Sylvia atricapilla</i>	39	27,5	29	21,6	22	18,3	30,0	8,54	22,7
<i>Phylloscopus collybita</i>	4	2,8	3	2,2	3	2,5	3,3	0,58	2,5
<i>Muscicapa striata</i>	7	4,9	6	4,5	10	8,3	7,7	2,08	5,8
<i>Ficedula albicollis</i>	5	3,5	4	3,0	7	5,8	5,3	1,53	4,0
<i>Aegithalos caudatus</i>	1	0,7	1	0,7	1	0,8	1,0	0,00	0,8
<i>Poecile palustris</i>	1	0,7	1	0,7	1	0,8	1,0	0,00	0,8
<i>Cyanistes caeruleus</i>	3	2,1	3	2,2	3	2,5	3,0	0,00	2,3
<i>Parus major</i>	8	5,6	7	5,2	6	5,0	7,0	1,00	5,3
<i>Sitta europaea</i>	2	1,4	3	2,2	2	1,7	2,3	0,58	1,8
<i>Certhia familiaris</i>	1	0,7	1	0,7	0	0,0	0,7	0,58	0,5
<i>Certia brachydactyla</i>	1	0,7	1	0,7	1	0,8	1,0	0,00	0,8
<i>Remiz pendulinus</i>	1	0,7	1	0,7			0,7	0,58	0,5
<i>Oriolus oriolus</i>	1	0,7	1	0,7	1	0,8	1,0	0,00	0,8
<i>Sturnus vulgaris</i>	7	4,9	11	8,2	16	13,3	11,3	4,51	8,6
<i>Passer montanus</i>	11	7,7	9	6,7	5	4,2	8,3	3,06	6,3
<i>Fringilla coelebs</i>	17	12,0	14	10,4	14	11,7	15,0	1,73	11,4
<i>Carduelis carduelis</i>	2	1,4	1	0,7	2	1,7	1,7	0,58	1,3
<i>Cocc. coccotraustes</i>	1	0,7					0,3	0,58	0,3
<i>Emberiza citrinella</i>	2	1,4	2	1,5			1,3	1,15	1,0
Počet druhov hniezdičov / No. of breeding species	32		32		27		34		
Celková hustota / Total density	142		134		120		132		
Shannonov index diverzity / Shannon diversity index	2,78		2,94		2,81		2,89		
Ekvibilita / Equitability	0,80		0,85		0,85		0,81		
Primárne dutinové hniezdiče / Primary hollow breeders	4	2,8	6	4,5	6	4,2	5		3,8
Sekundárne dutinové hniezdiče / Secondary hollow breeders	40	28,2	40	29,9	42	35	40,7		30,8

vom zložení hniezdných ornitocenóz v závere porovnávaného obdobia. Prekvapujúco nízke kvantitatívne charakteristiky spoločenstva v r. 2013 (počet druhov hniezdičov i hustota), ako i absencia viacerých druhov hniezdičov sú pravdepodobným dôvodom neočakávané vysokej miery výmeny druhov ( $t = 0,12$ ) medzi

spoločenstvom tohto a predchádzajúceho skúmaného roku 2011.

Denzita druhov jednotlivých potravných a hniezdných gíld v troch porovnávaných obdobiach je graficky znázornená na obr. 3a, 3b. Najmenšie rozdiely v ornitocenózach r. 1991, 1993 – 1997 a 2010 – 2013 boli zaznamenané

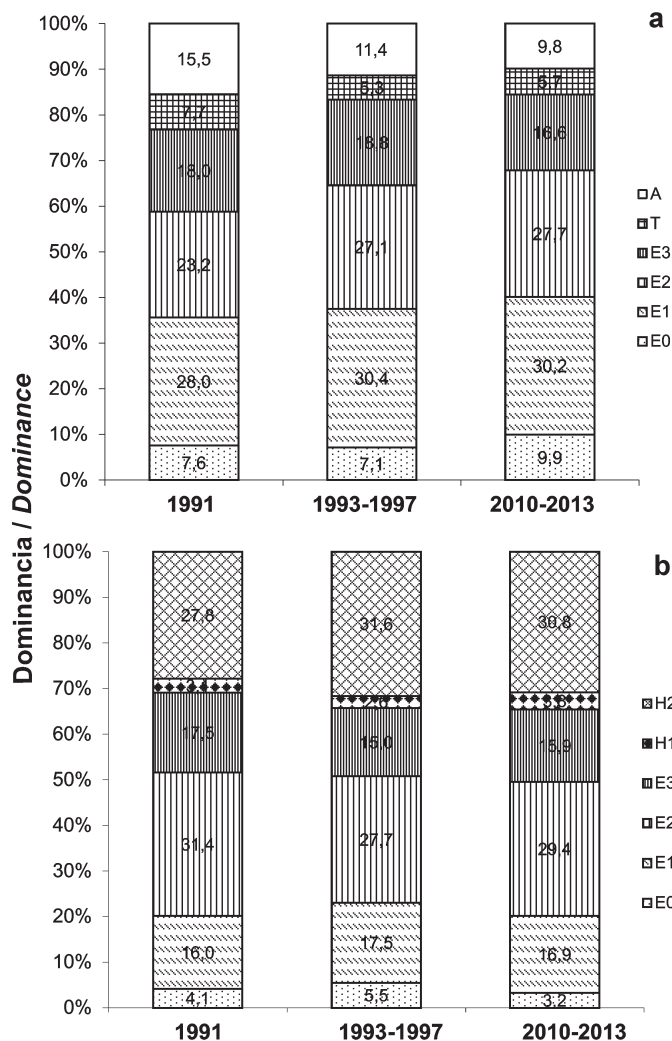


**Obr. 3.** (a) Densita druhov potravných gild (teritória/10 ha). Legenda: E0 – zber potravy na povrchu pôdy, E1 – zber potravy v etáži bylín, E2 – zber potravy v etáži krovin, E3 – zber potravy v etáži korún stromov, T – zber potravy na kmeňoch stromov, A – zber potravy v otvorenom vzdušnom priestore.

(b) Densita druhov hniezdnych gild (teritória/10 ha). Legenda: E0 – hniezdič na povrchu pôdy, E1 – hniezdič v etáži bylín, E2 – hniezdič v etáži krovin, E3 – hniezdič v etáži korún stromov, H1 – primárny dutinový hniezdič, H2 – sekundárny dutinový hniezdič.  
**Fig. 3.** (a) Density of species of foraging guilds (territories/10 ha). Legend: E0 – foraging on ground, E1 – foraging in herb layer, E2 – foraging in shrub layer, E3 – foraging in tree canopy layer, T – foraging on tree trunks, A – foraging in open air space.  
 (b) Density of species of nesting guilds (territories/10 ha). Legend: E0 – ground layer breeder, E1 – herb layer breeder, E2 – shrub layer breeder, E3 – tree canopy layer breeder, H1 – primary hollow breeder, H2 – secondary hollow breeder.

v hustote druhov zbierajúcich potravu na kmeňoch stromov (7,5; 8,4 a 7,5 teritórií/ 10 ha) a v otvorenom vzdušnom priestore (15,0; 18,1 a 13,0). Pozornosť si zasluhuje práve hustota druhov loviacich v otvorenom vzdušnom priestore, ktorá bola pomerne vyrovnaná aj napriek lokálnemu preriedeniu porastov, ku ktorému na lokalite došlo. Prekvapujúci je pomerne malý

nárast obsadených okrskov (7,3; 11,4 a 13,1) v prípade gildy druhov zbierajúcich potravu na povrchu pôdy. Práve táto etáž bola v r. 1991 v hniezdom období zaplavená na veľkej časti VP, takže po vylúčení zaplavenia sa obnažila pomerne veľká plocha. V prípade hniezdičov na povrchu pôdy došlo v druhom období, keď už VP nebola zaplavená, k viac ako zdvojnásobo-



**Obr. 4.** (a) Dominancia druhov potravných gíld (%).Legenda: E0 – zber potravy na povrchu pôdy, E1 – zber potravy v etáži bylín, E2 – zber potravy v etáži krovín, E3 – zber potravy v etáži korún stromov, T – zber potravy na kmeňoch stromov, A – zber potravy v otvorenom vzdušnom priestore.

(b) Dominancia druhov hniezdných gíld (%).Legenda: E0 – hniezdič na povrchu pôdy, E1 – hniezdič v etáži bylín, E2 – hniezdič v etáži krovín, E3 – hniezdič v etáži korún stromov, H1 – primárny dutinový hniezdič, H2 – sekundárny dutinový hniezdič.

**Fig. 4.** (a) Dominance of species of foraging guilds (%). Legend: E0 – foraging on ground, E1 – foraging in herb layer, E2 – foraging in shrub layer, E3 – foraging in tree canopy layer, T – foraging on tree trunks, A – foraging in open air space. (b) dominance of species of nesting guilds (%). Legend: E0 – ground layer breeder, E1 – herb layer breeder, E2 – shrub layer breeder, E3 – tree canopy layer breeder, H1 – primary hollow breeder, H2 – secondary hollow breeder.

beniu ich denzity; v treťom období s pretrvávajúcim stavom vyschnutia lokality však hustota týchto druhov klesla takmer na úroveň r. 1991.

Dominancia druhov jednotlivých potravných a hniezdných gíld počas troch diskutovaných období je znázornená na obr. 4a, 4b. V prípade potravných gíld bola najväčšia zmena prekvapujúco zaznamenaná u gily vtákov

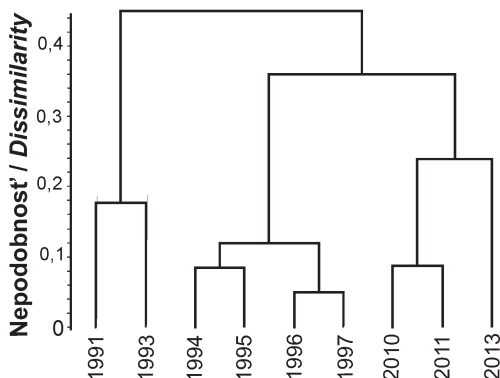
loviacich potravu v otvorenom vzdušnom priestore. Kumulatívna dominancia druhov tejto gily v r. 2010 – 2013 oproti r. 1991 klesla o 5,7 % aj napriek skutočnosti, že na VP došlo k preriedeniu porastu stromov až vzniku svetlín (lokálnou prebierkou v zime 1993/1994, vývratmi a odumieraním stromov). Naopak, k nárastu dominancie až o 4,5 % za celé obdobie došlo

u druhov vyhľadávajúcich potravu v krovinej etáži. Trend by mohol súvisieť s vytvorením súvislej vysokej bylinnej etáže (pokryvnosť 100 %, priemerná výška 1,5 m; maximálna výška miestami dosahovala 3 m) na rozsiahlej ploche, na ktorej pred r. 1993 počas veľkej časti hniezdneho obdobia táto etáž absentovala a/alebo bola nízka. Menšie zmeny v dominancii boli zistené medzi hniezdnymi gildami; najväčšou zmenou bol nárast dominancie sekundárnych dutinových hniezdičov o 3,8 % medzi r. 1991 a 1993 – 1997 s následným poklesom o 0,8 % k obdobiu r. 2010, 2011 a 2013. Pri relatívne vysokom veku väčšiny porastu (+ 50 r.) je zastúpenie tejto gildy pomerne nízke. V hniezdnom zoskupení porastu asociácie *Salici-Populetum typicum* vo veku 63 r. dosahovala kumulatívna dominancia primárnych dutinových hniezdičov priemernú hodnotu 4 %, avšak kumulatívna dominancia sekundárnych dutinových hniezdičov bola až 56,6 % (Bohuš 2002). Ilek (2005), ktorý definoval hniezdnú ornitocenózu zaplaveného starého porastu asociácie *Salici-Populetum*, uvádza celkovú dominanciu dutinových hniezdičov 52,3 % (dominancia primárnych dutinových hniezdičov bola 1,8 %). V matici majoritných monokultúr euroamerických hybridných topoľov, ktorých vek v dôsledku relatívne krátkej rubnej doby málokedy presiahne 30 rokov a v ktorých sekundárne dutinové hniez-

diče dosahujú približne polovičnú dominanciu (Bohuš et al. 1999), plnia práve takéto staré porasty významnú funkciu lokálnych refúgií pre sekundárne dutinové hniezdiče.

Nepodobnosť hniezdných ornitocenóz jednotlivých rokov ukázala logický zhluk hniezdných ornitocenóz r. 2010, 2011 a 2013 na hladine nepodobnosti 0,239, ako i zhluk vytvorený ornitocenózami r. 1994 – 1997 na hladine nepodobnosti 0,120 (obr. 5). Oba zhluky spoločenských rokov po vylúčení zaplavenia depresii lokality tvoria zhluk na hladine nepodobnosti 0,360. Prekvapujúci je zhluk vytvorený spoločensťami roku 1991 (ornitocenóza reprezentujúca lokalitu so zaplavenými depresiami) a 1993 (rok po vylúčení zaplavenia depresii) na hladine nepodobnosti 0,180.

Z hľadiska zmien v zložení hniezdných ornitocenóz si zasluhuje pozornosť predovšetkým postupné vymiznutie *P. phoenicurus* s klesajúcim trendom početnosti od r. 1993 (5 obsadených teritórií) až po r. 1997, keď na VP naposledy hniezdil jediný pár. Tento druh je v súčasnosti v inundačnom území Dunaja veľmi zriedkavý hniezdič, v období po r. 1997 bol ako hniezdič zistený iba v r. 2001 – 2002 na jedinej výskumnej ploche v poraste prirodzeného charakteru s vekom +62 r. V r. 2003 – 2004 ho vo vzorke zaplaveného starého porastu prirodzeného charakteru nezistil ani Ilek (2005). Prvým druhom, ktorý vymizol v roku bezprostredne po vyschnutí depresie s porastom subasociácie *Salici-Populetum phragmito-caricetosum*, bol *Acrocephalus scirpaceus*. Jeho vymiznutie („takmer úplne“) z hornej časti Szigetközu, kde došlo v dôsledku sprevádzkovania vodného diela k poklesu vodnej hladiny, uvádzajú aj Báldi et. al. (1995). Ilek (2005) zistil jeho prítomnosť v zaplavenom poraste uvedenej subasociácie v rokoch 2003 a 2004, čo by zodpovedalo údaju vyššie citovaných autorov o jeho početnosti v dolnej časti Szigetközu s (takmer) nezmenenou výškou hladiny vody. Pokles hustoty bol zaznamenaný aj u *T. troglodytes*, *Sitta europaea*, *Certhia brachydactyla*, *Fringilla coelebs*. Pozornosť si zasluhuje pokles hustoty (aj dominancie) *Hippolais icterina*, u ktorého zistil pomerne vysokú (8,3 párov/10 ha) hustotu Ilek



Obr. 5. Dendrogram nepodobnosti hniezdných ornitocenóz porastov asociácie *Salici-Populetum* inundačného územia Dunaja.

Fig. 5. Dendrogram of dissimilarity of breeding bird assemblages in association *Salici-Populetum* stands in Danubian flood plains.



**Tab. 2.** Druhy a kvantitatívne charakteristiky hniezdných ornitocenóz porastov asociácie *Salici-Populetum* inundačného územia Dunaja v rokoch 1991; 1993—1997 a 2010, 2011 a 2013.

**Tab. 2.** Species and quantitative characteristics of breeding bird assemblages in association *Salici-Populetum* stands in Danubian flood plains in years 1991; 1993-1997 and 2010, 2011 and 2013.

Rok(y) / Year(s)	1991		1993 – 1997 (priemer / average)			2010, 2011, 2013 (priemer / average)		
Druh / Species	Denzita (terit./10ha) Density (terr./10ha)	Dominancia (%) Dominance (%)	Denzita (terit./10ha) Density (terr./10ha)	Smerodajná odchýlka Standard deviance	Dominancia (%) Dominance (%)	Denzita (terit./10ha) Density (terr./10ha)	Smerodajná odchýlka Standard deviance	Dominancia (%) Dominance (%)
<i>Columba palumbus</i>						2,3	0,58	1,8
<i>Streptopelia turtur</i>			0,6	0,55	0,4	1,7	0,58	1,3
<i>Jynx torquilla</i>			0,4	0,89	0,3	0,7	0,58	0,5
<i>Dendrocopos major</i>	2	2,1	2	1,00	1,3	3,3	0,58	2,5
<i>Dendrocopos medius</i>	1	1,0	1,2	0,84	0,8	1,3	0,58	1,0
<i>Dendrocopos minor</i>			0,4	0,55	0,3	0,3	0,58	0,3
<i>Motacilla alba</i>						0,3	0,58	0,3
<i>Anthus trivialis</i>			0,2	0,45	0,1			
<i>Prunella modularis</i>			1,4	0,89	0,9			
<i>Troglodytes troglodytes</i>	7	7,2	4,8	2,39	3,0	2,3	1,53	1,8
<i>Erithacus rubecula</i>	3	3,1	7,6	3,78	4,8	3,3	2,52	2,5
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	4	4,1	2,2	1,92	1,4			
<i>Turdus merula</i>	3	3,1	1,8	0,84	1,1	3,3	0,58	2,5
<i>Turdus philomelos</i>	2	2,1	3,6	0,55	2,3	5,3	1,53	4,0
<i>Locustella fluviatilis</i>			1,4	0,55	0,9	1,3	0,58	1,0
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	1	1,0						
<i>Acroc. arundinaceus</i>						1,7	0,58	1,3
<i>Hippolais icterina</i>	4	4,1	5	2,00	3,1	2,0	1,00	1,5
<i>Sylvia borin</i>			0,2	0,45	0,1	0,7	0,58	0,5
<i>Sylvia atricapilla</i>	14	14,4	31	9,03	19,4	30,0	8,54	22,7
<i>Phylloscolus collybita</i>	6	6,2	10,6	5,03	6,6	3,3	0,58	2,5
<i>Muscicapa striata</i>	9	9,3	6,2	1,30	3,9	7,7	2,08	5,8
<i>Ficedula albicollis</i>	4	4,1	10,8	1,92	6,8	5,3	1,53	4,0
<i>Aegithalos caudatus</i>			0,2	0,45	0,1	1,0	0,00	0,8
<i>Poecile montanus</i>			0,6	0,55	0,4			
<i>Poecile palustris</i>						1,0	0,00	0,8
<i>Cyanistes caeruleus</i>	2	2,1	5,2	2,17	3,3	3,0	0,00	2,3
<i>Parus major</i>	4	4,1	8,8	1,92	5,5	7,0	1,00	5,3
<i>Sitta europaea</i>	5	5,2	4	0,71	2,5	2,3	0,58	1,8
<i>Certhia familiaris</i>			0,6	0,55	0,4	0,7	0,58	0,5
<i>Certhia brachydactyla</i>	2	2,1	2,4	0,89	1,5	1,0	0,00	0,8
<i>Remiz pendulinus</i>	1	1,0	2,8	0,84	1,8	0,7	0,58	0,5
<i>Oriolus oriolus</i>	1	1,0	1,2	0,45	0,8	1,0	0,00	0,8
<i>Sturnus vulgaris</i>	4	4,1	9,2	2,77	5,8	11,3	4,51	8,6
<i>Passer montanus</i>	2	2,1	6,8	1,30	4,3	8,3	3,06	6,3
<i>Serinus serinus</i>			1,2	0,84	0,8			
<i>Fringilla coelebs</i>	16	16,5	23,6	4,10	14,8	15,0	1,73	11,4
<i>Carduelis carduelis</i>			1,2	0,45	0,8	1,7	0,58	1,3
<i>Cocc. coccothraustes</i>						0,3	0,58	0,3
<i>Emberiza citrinella</i>						1,3	1,15	1,0
<i>Garrulus glandarius</i>			0,2	0,45	0,13			
Počet druhov hniezdičov / No. of breeding species	22		34			34		
Celková hustota / Total density	97		159,4			132		
Shannonov index diverzity / Shannon diversity index	2,77		2,85			2,89		
Ekvibilita / Equitability	0,90		0,81			0,81		
Primárne dutinové hniezdiče / Primary hollow breeders	3	3,1	4,2		2,6	5		3,8
Sekundárne dutinové hniezdiče / Secondary hollow breeders	27	27,8	50,4		31,6	40,7		30,8

(2005). Význam podunajských topoľových lužných lesov pre tento druh uvádzajú aj Waliczky (1992) a Moskát et al. (1993); Moskát et al. (l.c.) a Waliczky et al. (1991) zistili preferenciu porastov s hustou krovinou etážou a riedkymi vysokými stromami. Druh *Poecile montanus* v období r. 2010 – 2013 už na VP zistený nebol. Báldi et al. (1998) nepotvrdili významný rozdiel v jeho výskyte v hornej a dolnej časti úseku inundačného územia Dunaja súbežného s vodným dielom Gabčíkovo. Po dosiahnutí hornej hranice denzity, ku ktorej došlo v polovici 1990-tych rokov u *Erithacus rubecula* a *Phylloscopus collybita*, hustota týchto druhov klesla. Absenciu *Prunella modularis* v r. 2010 – 2013 nemožno vylúčiť ako dôsledok posunu začiatku snímkovacieho obdobia. Práve v prípade tohto druhu Báldi et al. (1998) uvádzajú vôbec najmenší rozdiel vo výskyte medzi úsekmi inundačného územia s poklesnutou a nezmenenou hladinou vody. Druhmi, ktoré boli na lokalite zistené až v poslednom období z troch skúmaných, sú *Columba palumbus*, *Poecile palustris* a *Emberiza citrinella*. *Acrocephalus arundinaceus*, ktorý bol ako hniezdič na VP zistený tiež od r. 2010, je viazaný na úzke trstové porasty, ktoré v dôsledku relatívne stabilizovaného vodného stavu vznikli na brehu ramena. Menej výrazný trend nástupu nových druhov hniezdičov je datovaný od druhej polovice 1990-tych rokov u druhov *Jynx torquilla* a *Streptopelia turtur*. Druhy, ktoré sa v hniezdných ornitocenózach VP vyskytli iba v jednom roku, sú *Anthus trivialis* (1993) a *Motacilla alba* (2011), *Garrulus glandarius* (1993) a už zmieneny *Acrocephalus scirpaceus* (1991).

Výsledky poukazujú na význam starých porastov asociácie *Salici-Populetum* pre ochranu vtáctva inundačného územia Dunaja. V porovnaní s hniezdnymi ornitocenózami iných, starších porastov mäkkého lužného lesa prirodzeného charakteru sa žiada zmienka predovšetkým o relatívne nízkej hustote ornitocenóz definovaných v tejto práci. Vo vzorke zaplaveného porastu mäkkého luhu prirodzeného charakteru vo veku +54 rokov zistil v r. 2002 – 2003 Ilek (2005) hustotu 422 párov/10 ha, počet druhov nidifikantov 30, priemerný počet druhov

v skúmaných rokoch bol 28. Ešte starší, vyše 60-ročný, nezaplavený porast asociácie *Salici-Populetum* vo fáze rozpadu hostil hniezdnú ornitocenózu, ktorá dosahovala priemernú hustotu až 1027,3 teritórií/10 ha s kumulatívnou dominanciou dutinových hniezdičov až 60,6 % (Bohuš 2002). Plánované pokračovanie vo výskume hniezdných ornitocenóz predmetnej VP má priniesť ďalšie poznatky o ich sukcesii i vývoji v podmienkach obnoveného zaplavenia lokality, ku ktorému došlo na jeseň r. 2013.

#### Pod'akovanie

Výskum bol financovaný grantmi GAV 1/990710/93, VEGA 1/4222/97, VEGA 1099/94, REC D03017 a LIFE07 NAT/SK/000707.

## Literatúra

- BAKKER C., BLAIR J. M. & KNAPP A. K. 2003: Does resource availability, resource heterogeneity or species turnover mediate changes in plant species richness in grazed grasslands? — *Oecologia* 137: 385–391.
- BALÁT F. 1963: Ptačí fauna Žitného ostrova. — *Biol. ogické práce* 9 (7): 1–83.
- BALIŠ M. 1952: Kvantitatívny výskum vtáctva lužných lesov Podunajska. — Dizertačná práca, Prírodovedecká fakulta UK, Bratislava.
- BALTHASAR V. 1934: Ptačtvo lužných lesov slovenského Podunají. — Bratislava 18: 189–215.
- BÁLDI A. 1995: Szigetközi nádasok madárközösségei a Duna elterelésének első éveiben. — *Aquila* 102: 133–149.
- BÁLDI A., MOSKÁT C. & ZÁGON A. 1998: Faunal mapping of birds in a riparian area of River Danube after construction of a hydroelectric power station. — *Folia Zoologica* 47: 173–180.
- BÁLDI A., MOSKÁT C. & ZÁGON A. 2000: Relationship between the distribution of four bird species and the water regime changes in the Szigetköz floodplain area of River Danube. — Pp.17–21. In: GALLÉ L. AND KÖRMÖCI L. (eds): Ecology of River Valleys. Dept. Ecol., Univ. Szeged, Szeged, Hungary.
- BÁLDI A., ZÁGON A. & BANKOVICS A. 1995: Status of the avifauna in the Szigetköz riparian area: an ornithological evaluation for nature conservation. — *Miscellanea zoologica hungarica* 10: 129–137.
- BOHUŠ M. 1993: Porovnanie dvoch ornitocenóz porastov

- rozdielneho zloženia v inundačnom území Dunaja. — *Tichodroma* 5: 87–93.
- BOHUŠ M. 2000: Nidocenózy vybraných lesných biotopov inundačného územia Dunaja a ich ekozozologická evaluácia. Dizertačná práca. — Univerzita Komenského, Prírodovedecká fakulta, Bratislava.
- BOHUŠ M. 2002: Hniezdne ornitocenózy lužných lesov vo fáze rozpadu a ich význam pre rozmanitosť ekosystémov inundačného územia Dunaja. — P. 9. In: KOVÁČ V. & NÉMETHOVÁ D. (eds.): Kongres slovenských zoológov. Zborník abstraktov. Slovenská zoologická spoločnosť, Bratislava.
- BOHUŠ M. 2003: Hniezdna ornitocenóza porastu subasociácie *Salici-Populetum phragmito-caricetosum*. — P. 17. In: KROPIL R. (ed.): Aplikovaná ornitológia 2003. TU vo Zvolene, Zvolen.
- BOHUŠ M. 2004: Charakteristika hniezdnej ornitocenózy porastu subasociácie *Salici-Populetum phragmito-caricetosum*. — Pp.: 19–20. In: KROPIL R. (ed.): Aplikovaná ornitológia 2004. TU vo Zvolene, Zvolen.
- BOHUŠ M., BALOGHOVÁ A., ILLAVSKÝ J. & KOVÁČOVÁ E. 1999: Príspevok k poznaniu hniezdných ornitocenóz vybraných lesných porastov inundačného územia Dunaja. — *Tichodroma* 12: 61–91.
- HUDEK K. (ed.) 1983: Fauna ČSSR, Ptáci III/1, 2. — Academia, Praha.
- Ilek J. 2005: Hniezdna ornitocenóza porastu asociácie *Salici-Populetum* vo fáze rozpadu v inundačnom území Dunaja. — *Tichodroma* 17: 45–49.
- JÄRVINEN O. & VÄISÄNEN R. A. 1976: Between-year component of diversity in communities of breeding land birds. — *Oikos* 27: 34–39.
- JURKO A. 1958: Pôdne ekologické pomery a lesné spoločenstvá Podunajskej nížiny. — Vydavateľstvo SAV, Bratislava.
- KALIVODOVÁ E. & DAROLOVÁ A. 1998: Vtáky slovenského úseku Dunaja a Žitného ostrova. — Združenie Biosféra, Bratislava.
- KLEINER E. 1940: Mitteilungen über die Ornithologie der mittleren Donau. — *Folia Zoologica et Hydrobiologica* (Riga) 10 (2): 450–479.
- KROPIL R. 1992: Zmeny v druhovej štruktúre avifauny podunajských lužných lesov a okolia pri Gabčíkove. — *Acta Facultatis Forestalis Zvolen* 34: 37–51.
- LENGYEL J. 2008: Ornitocenózy biotopov ovplyvnených Vodným dielom Gabčíkovo a ich ekozozologická evaluácia. Dizertačná práca. — Fakulta prírodných vied, Univerzita Konštantína Filozofa, Nitra; Ústav krajinskej ekológie SAV, Bratislava.
- MOSKÁT C. & FUISZ T. 1995: Conservation aspects of bird-vegetation relationships in riparian forests along the river Danube: a multivariate study. — *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 41 (3): 151–164.
- MOSKÁT C., BÁLDI A. & WALICZKY Z. 1993: Habitat selection of breeding and migrating icterine warblers *Hippolais icterina*: a multivariate study. — *Ecography* 16: 137–142.
- PODANI J. 2001: Syntax 2000. Computer programs for data analysis in ecology and systematics. User's manual. — Scientia Publishing, Budapest.
- RÁC P. 1998: Poznámky k práci „Vtáky slovenského úseku Dunaja a Žitného ostrova“. — *Tichodroma* 11: 217–243.
- SHELDON A. L. 1969: Equitability indices-dependence on the species count. — *Ecology* 50: 466–467.
- TOMIALOJC L. 1980: The combined version of the mapping method. — Pp.: 92–106. In: OELKE H. (ed.): Bird census work and nature conservation. Proceedings VI. Int. Con. Bird Census Work and IV Meeting European Atlas Committee, Göttingen. Dachverbandes Deutscher Avifaunisten, Göttingen.
- TURČEK F. J. 1957: A Duna melletti ligeterdők madárvilága, tekintettel gazdasági jelentőségére. — *Aquila* 63–64: 15–40.
- UHERČIKOVÁ E. 1995: Fytotocenologické a ekologické pomery lesov inundácie Dunaja. Kandidátska dizertačná práca. — Katedra pedológie, Prírodovedecká fakulta UK, Bratislava.
- WALICZKY Z. 1992: Különböző erdőtípusok madárközösségeinek vizsgálata a Szigetközben. — *Ornis Hungarica* 2: 25–31.
- WALICZKY Z., MOSKÁT C., BÁLDI A. & LŐRINCZ G. 1991: A kerti geze (*Hippolais icterina* Vieill., 1817) élőhely választása a Szigetközben. — *Aquila* 98: 135–140.

Došlo: 9. 12. 2013

Prijaté: 16. 1. 2014

Online: 19. 1. 2014