

✓ 307.267

AQUILA

Vol. 118

118
2011

MADÁRTANI FOLYÓIRAT

Elindította Herman Ottó
a Magyar Ornithológiai Központ folyóirataként 1894-ben



Főszerkesztő: Magyar Gábor
Editor-in-chief:

AQUILA

2011

NEADARTANI FOLYÓIRAT

Alapítvány: Szászka Ottó a Magyar Orvostudományi Társaságért Alapítvány
Társaságunk 1994-ben



2011

ISSN 1589-2625

ISSN 1589-2625

BUDAPEST, 2011

MAGYAR
TUDOMÁNYOS AKADÉMIA
KÖNYVTÁRA

AQUILA

MADÁRTANI FOLYÓIRAT

Elindította Herman Ottó a Magyar Ornithológiai Központ
folyóirataként 1894-ben




VOL. 118

FŐSZERKESZTŐ — EDITOR-IN-CHIEF

MAGYAR GÁBOR

BUDAPEST, 2011

 **MAGYAR
TUDOMÁNYOS AKADÉMIA
KÖNYVTÁRA**

Főszerkesztő – Editor-in-Chief

Magyar Gábor

Szerkesztőbizottság – Editorial Board

dr. Bankovics Attila, Faragó Sándor DSc, Gyurácz József PhD, dr. Kalotás Zsolt,
Lengyel Szabolcs PhD, Liker András DSc, Magyar Gábor PhD, Moskát Csaba DSc,
Nechay Gábor

A szerkesztő munkatársa – Assistant to the Editor

Magyar Katalin

Kiadja a Vidékfejlesztési Minisztérium megbízásából a Duna–Ipoly Nemzeti Park
Igazgatóság

© Vidékfejlesztési Minisztérium, 2011

ISSN 0374-5708

Felelős kiadó: Fűri András

Készült: ADVEX Design Stúdió Kft.

Felelős vezető: Herbály László ügyvezető

Tartalomjegyzék

FARAGÓ SÁNDOR: Habitat selection of migratory waterfowl species in Hungary	7
KOTYMÁN LÁSZLÓ BOD PÉTER & BAKACSI GÁBOR: A halászsas (<i>Pandion haliaetus</i>) vonulása és fészkelése a Dél-Alföldön	27
SÁNDOR PAPP: Breeding of Eurasian Sparrowhawks (<i>Accipiter nisus</i>) in two Hungarian towns.....	49
FARAGÓ SÁNDOR & KALMÁR SÁNDOR: A túzok (<i>Otis tarda</i>) állományváltozása Magyarországon – a LIFE Túzokvédelmi Program monitoringeredményei alapján	55
KOTYMÁN LÁSZLÓ ÓZE PÉTER & CSÁKI IMRE: A haris (<i>Crex crex</i>) 2010-es beözönlése és élőhelyválasztása a Dél-tiszántúlon	81
SCHMIDT ANDRÁS & PAČENOVSKÝ, SAMUEL: A törpekuvick (<i>Glaucidium passerinum</i>) költése a Gömör–Tornai-karszthegységben.....	87
NAGY GERGŐ GÁBOR & ROTTENHOFFER ISTVÁN: Vízitározók madártani és természetvédelmi jelentősége a Sinkár-tó példáján bemutatva.....	97

Rövid közlemények

KOVÁCS GÁBOR: Hortobágyi megfigyelések a rajzó szárnyashangyákat fogyasztó madárfajokról.....	111
FÜRI ANDRÁS, KEPES ZSOLT, SZÉNÁSI VALENTIN, VIDRA TAMÁS & VINCZE TIBOR: JELENTŐS méretű vízimadár-fészkelőközösség kialakulása a ceglédi Nagy-széken	112
MAGYAR GÁBOR: Récezsákmányát vízbe fojtó héja (<i>Accipiter gentilis</i>)	113
KOVÁCS GÁBOR: Előntött réten táplálkozó darvak (<i>Grus grus</i>) és szerkők (<i>Chlidonias</i> spp.) konfliktusa.....	115
PIGNICZKI CSABA: Lékről halászó dolmányos varjak (<i>Corvus corone cornix</i>) és vetési varjú (<i>Corvus frugilegus</i>)	116

Short Communications

GÁBOR KOVÁCS: Observation on bird species feeding on swarming flying ants in the region of Hortobágy	118
ANDRÁS FÜRI, ZSOLT KEPES, VALENTIN SZÉNÁSI, TAMÁS VIDRA & TIBOR VINCZE: Establishment of a large waterbird breeding community on Nagy-szék, Cegléd	119
GÁBOR MAGYAR: Northern Goshawk (<i>Accipiter gentilis</i>) killing duck prey by drowning	120
GÁBOR KOVÁCS: Conflict between Eurasian Cranes (<i>Grus grus</i>) and marsh terns (<i>Chlidonias</i> spp.) on a flooded meadow	122
CSABA PIGNICZKI: Carrion Crows (<i>Corvus corone cornix</i>) and Rooks (<i>Corvus frugilegus</i>) fishing from leaks.....	123

Review articles – Irodalmi áttekintések

GERGELY BABINSZKY, GÁBOR CSITÁRI, MÁRTA E. GULYÁS: The environmental background of type C avian botulism outbreaks in wetlands: a review	125
--	-----

Jelentések

MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG: Az MME Nomenclator Bizottság 2008. évi jelentése a Magyarországon ritka madárfajok előfordulásáról	143
MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG: Az MME Nomenclator Bizottság 2009. évi jelentése a Magyarországon ritka madárfajok előfordulásáról	155

In memoriam

Szijj József	165
--------------------	-----

Randík Aladár	165
Emlékezés Kovács Bélára (1926–1987).....	166
Hírek	
A Keve András Természetvédelmi és Madártani Szakkönyvtár adományozói 2011-ben.....	168
Új könyvtárosa van a Keve András Természetvédelmi és Madártani Szakkönyvtárnak	168
Könyvismertetések	169
Guidelines for authors	171
Index alphabeticus avium	177
A szerzők mutatója.....	180

Habitat selection of migratory waterfowl species in Hungary

Sándor Faragó

Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology, University of West-Hungary, Faculty of Forestry, Sopron

Abstract — The habitat selection of certain species can be defined on the basis of the knowledge of wetland habitats and the species and individual numbers of their waterfowl species. This fact has theoretical and practical importance for nature and wildlife protection. In terms of Central Europe, with the help of the Ivlev's indices, we have for the first time identified the habitat selection of 42 waterfowl species and the ranking of each habitat by their importance for waterfowl. We provide numerical data on habitat selection of the waterfowl species and we also give the priority order of habitats according to species variety, related to season and by each part of the seasons when waterfowl are present. On the basis of the total number of species showing preference in the 4 parts of the seasons when waterfowl are present and in the whole season, the ranking of habitats based on larger species number (biodiversity aspect) is as follows: fishponds (135 species in total), reservoirs (88), permanent freshwater lakes (76), permanent saline lakes (63), rivers (60), intermittent saline lakes (53), gravel pits (37), permanent saline marshes (8), intermittent saline marshes (5). On the basis of species number showing positive preference out of all wetlands for the waterfowl species, the fishponds were the most favourable. Their constancy, changeable depth, high nutrient content and vegetation structure all deem them of utmost importance in replacing natural wetlands in the maintenance of most species. Shallow reservoirs and natural lakes were the second most favourable habitat type. The results of the investigations of habitat selection accurately define which habitat types meet best the requirements of the objectives of habitat protection and management. The job of environment protection may be eased by the fact that the most preferred wetlands are man-made habitats. Global climate change (warming) poses a significant threat to wetlands. Our investigations have shown that in the Carpathian Basin the most preferred wetlands, with their adjustable water conditions, can serve as refuges. The restorations of the strongly preferred wetland habitats and the creation of similar wetlands together with water management by nature conservation and game protection organizations may attenuate the negative impacts of climate change.

Key-words: Wetlands, migratory waterfowl, habitat selection, preference, habitat management, climate change, Hungary

Correspondence: Faragó Sándor, 9400 Sopron, Ady Endre u. 5, Hungary;
E-mail: farago@emk.nyme.hu

Introduction

When discussing the nesting, migrating and feeding habitats of Western Palearctic waterbird species no numerical data are presented for their preferences, rather, only qualitative characterisation (e.g. 'most important', 'less important', 'seldom used', etc.) or the order of listing indicates habitat preference are indicated insofar it can be relied upon without specific investigations in the comprehensive handbooks available (Cramp & Simmons, 1977; Madge & Burn, 1988; Bauer & Glutz, 1990; Bauer & Glutz, 1992; del Hoyo, 1992; Scott & Rose, 1996; Hagemeyer & Blair, 1997; Tucker & Evans, 1997) with a similar situation

present in local works (e.g. *Haraszthy, 2000*). In this paper I attempt to define and present the habitat preferences of migratory waterbird species in Hungary on the basis of selection calculated from data on habitat use based on many observations.

Waterfowl are constituents of complicated ecosystems. Though some parts of wetlands are really independent of direct human effects and can still be considered to have survived in a natural or semi-natural state, nowadays pristine wetlands are extremely rare in the Carpathian Basin due to the improvements of river courses and the extensive drainage in the 19th and 20th centuries (*Faragó, 1997a*). Other wetlands are non-directly dependent on human activities. They have been created artificially by man, but their maintenance and termination does not generally depend on human activity. Last but not least there are wetlands that are maintained by business oriented human activities such as operating fishponds, reservoirs connected to dams, paddy fields, etc. Evidently, the importance of the latter group has increased in wildlife management due to the shrinking area of natural habitats.

The habitats of waterfowl species are basically defined by various environmental factors. We interpret habitat from the point of view of a given taxon, which in our case comprises the waterfowl species studied.

The fundamentals of the classification of waterfowl wetland habitats were laid down by *Isakov (1966)*. Following this *Eber (1969)* then *Bezzel (1969)* adapted and further developed the waterfowl habitat typology for Germany, particularly Bavaria. On the basis of the two cited studies—characteristic for Central Europe—the waterfowl habitat typology and classification for Hungary was developed by author earlier (*Faragó, 1985*). These classifications—perhaps due to their accuracy—are less widespread than the classification given by Recommendation C.4.7 of the Ramsar Convention in 1990, accepted at the Montreaux conference of the contracting parties. The Ramsar classification has been used exclusively in international and Hungarian waterfowl research these days (*Faragó, 1995*).

Habitat preferences of a given species can be defined on the basis of studying different wetland habitat types and the numbers of wildfowl species occurring therein. Habitat preferences have theoretical as well as practical importance for nature and waterfowl protection. The study of wetlands and their relations with wildfowl species, communities and habitats is extremely important in order to find the relevant environmental factors with which we will be able to create the most favourable changes for wildfowl by way of habitat improvement (*Faragó, 1997b*).

Material and methods

Study area

The Waterfowl Database of the Hungarian Waterfowl Information System is based on long term monitoring, which defines the population size and distribution of waterfowl species, and actual composition of waterfowl communities, called Hungarian Waterfowl Monitoring (HWM) (*Faragó, 1998a; Faragó, 2008*).

Observations are carried out for the following taxa in Hungary: all species of divers



Map 1. Monitoring sites of the Hungarian Waterfowl Monitoring
1. térkép. A Magyar Víziwad Monitoring adatgyűjtési helyei

(Gaviiformes), grebes (Podicipediformes), pelicans and cormorants (Pelecaniformes), geese and ducks (Anseriformes), as well as Coot (*Fulica atra*), 51 species altogether.

Observations take place in 23 districts (Map 1), which may be further divided into 2–6 sub-districts, each. This means that HWM is carried out in 48 observational units. The total territory of HWM covers 68 045 hectares, out of which 52 311 ha (76.9%) is natural or semi-natural wetland, and 15 734 ha (23.1%) is artificial wetland (Table 1). The sites include the following wetland categories used by the Ramsar convention:

Natural and semi-natural wetlands: M - Rivers/streams/creeks: permanent; O - Freshwater lakes: permanent; Q - Saline/brackish lakes/marshes: permanent; R - Saline/brackish lakes/marshes: seasonal intermittent; S - Freshwater marshes/pools: permanent.

Man-made wetlands: (1) Fish/shrimp ponds; (6) Reservoirs/barrages/dams; (7) Gravel/brick/clay pits.

Out of the natural or semi-natural wetlands the following were studied in a representative amount: rivers (M: 10 838 ha – 15.9%), permanent freshwater lakes (O – 7895 ha – 11.6%), permanent saline lakes (Q: 1918 ha – 2.8%), seasonal intermittent saline lakes (R: 900 ha – 1.3%), permanent saline marshes (Q: 11 870 ha – 17.4%), seasonal intermittent saline marshes (R: 18 890 ha – 27.8%). Out of the artificial wetlands fishponds are dominant (1: 13 934 ha – 20.5%) but a reservoir (6: 1630 ha – 2.4%) and a gravel pit (7: 170 ha – 0.2%) is also covered by the HWM.

Sites	ha	%
Natural and semi-natural wetland habitats	52 311	76.9%
Permanent rivers – M	10 838	15.9%
River Dráva between Bacs and Szentborbás	465	
Danube between Baja and the state border	2 554	
Danube between Gyönyű and Szob	4 842	
Danube bend	2 977	11.6%
Freshwater lakes: permanent – O	7 895	
Lake Balaton: Keszthelyi-öböl	2 930	
Lake Velence	2 600	
Kis-Balaton II.	1 820	
Dinnyési Fertő	545	2.8%
Saline lakes: permanent – Q	1 918	
Lake Fertő	1 918	1.3%
Saline lakes: seasonal intermittent – R	900	
Sodic pan Kelemen-szék at Fülöpszállás	430	
Sodic pan Zab-szék at Szabadszállás	370	
Fehér-tó at Kardoskút	100	17.4%
Saline marshes: permanent – Sp	11 870	
Hortobágy: Jusztus–Fekete-rét	690	
Hortobágy: Pente-zug, pusza and marshes	4 300	
Hortobágy: Zám, pusza and marshes	2 880	
Hortobágy: Kunkápolnás, marshes	4 000	
Saline marshes: seasonal intermittent – Ss	18 890	27.8%
Hortobágy: Borzas	1 600	
Hortobágy: Nagyivánpuszta and Kunmadaras puszta	1 350	
Hortobágy: Angyalháza and Szelencés	6 250	
Hortobágy: Borsós, Ökörföld, Görbe-hát	1 390	
Hortobágy: Nyírólapos, Nyári-járás, Magdolna	3 700	
Hortobágy: Álomzúg, Kösely-szeg	4 600	
Human-made wetlands	15 734	23.1%
Fishponds – I	13 934	20.5%
Fishponds at Biharugra	1 212	
Fishponds at Begécs	773	
Fishponds at Hortobágy	1 700	
Fishponds at Virágoskút	1 500	
Fényes Fishpond	258	
Fishponds at Csécs and Parajos	554	
Akadémia and Kun György fishponds	248	
Fishponds at Borsós and Malomház	2 230	
Fishponds at Elep	552	
Fishponds at Pellérd	116	
Fishponds at Rétszilás	840	
Fishponds at Soponya	520	
Fishponds at Sumony	207	
Fehér-tó at Szeged	1 506	
Szeged-Fertő	628	
Öreg-tó (Old Lake) at Tata	230	
Csaj-tó at Tömörkény	860	
Reservoirs – 6	1 630	2.4%
Kis-Balaton I.	1 630	
Gravel pits – 7	170	0.2%
Gravel pits at Gyékényes	170	
TOTAL	68 045	100%

Table 1. Classification of the Hungarian Waterfowl Monitoring sites according to the Ramsar classification of wetland types

1. tábla. A Magyar Vízivád Monitoring megfigyelési helyeinek osztályozása a Ramszari vizes élőhely-osztályozási rendszer szerint

Species	Late summer	Autumn	Winter	Spring	Total
<i>A. fabalis</i>	1 659	390 674	728 707	53 955	1 174 995
<i>A. anser</i>	113 591	316 359	300 067	54 686	784 703
<i>A. albifrons</i>	212	383 981	706 695	219 025	1 309 913
<i>A. erythropus</i>	0	1 081	143	6	1 230
<i>B. bernicla</i>	0	3	5	0	8
<i>B. leucopsis</i>	0	7	10	29	46
<i>B. ruficollis</i>	0	255	188	71	514
<i>C. olor</i>	3 792	2 687	6 079	3 389	15 947
<i>C. cygnus</i>	0	0	2	9	11
<i>T. tadorna</i>	8	53	146	69	276
<i>T. ferruginea</i>	0	2	5	1	8
<i>A. strepera</i>	9 953	19 830	3 120	7 658	40 561
<i>A. penelope</i>	2 174	35 632	18 237	42 163	98 206
<i>A. platyrhynchos</i>	503 964	1 276 154	1 325 620	154 748	3 260 486
<i>A. clypeata</i>	17 468	79 464	5 878	46 633	149 443
<i>A. acuta</i>	557	4 548	2 297	9 230	16 632
<i>A. querquedula</i>	7 572	352	124	28 853	36 901
<i>A. crecca</i>	86 318	254 709	94 210	70 571	505 808
<i>N. rufina</i>	1 188	503	320	977	2 988
<i>A. ferina</i>	29 264	37 023	43 275	62 312	171 874
<i>A. nyroca</i>	4 276	1 648	54	4 927	10 905
<i>A. fuligula</i>	620	10 239	34 867	11 458	57 184
<i>A. marila</i>	1	17	173	117	308
<i>S. mollissima</i>	4	7	3	0	14
<i>M. fusca</i>	0	14	94	9	117
<i>M. nigra</i>	0	7	5	0	12
<i>C. hyemalis</i>	0	6	30	23	59
<i>B. clangula</i>	2	5 025	67 212	9 019	81 258
<i>M. albellus</i>	1	302	8 854	3 823	12 980
<i>M. merganser</i>	3	43	2 429	110	2 585
<i>M. serrator</i>	0	21	48	9	78
<i>G. stellata</i>	0	28	10	1	39
<i>G. arctica</i>	0	29	21	1	51
<i>T. ruficollis</i>	6 719	3 594	1 130	2 192	13 635
<i>P. grisegena</i>	79	30	12	171	292
<i>P. cristatus</i>	14 400	8 747	884	8 839	32 870
<i>P. auritus</i>	0	6	1	4	11
<i>P. nigricollis</i>	293	140	7	2 318	2 758
<i>P. pygmeus</i>	907	1 222	461	284	2 874
<i>P. carbo</i>	42 573	81 053	46 668	31 824	202 118
<i>F. atra</i>	179 758	127 474	55 022	118 255	480 509
Total	1 027 510	3 043 066	3 453 120	948 014	8 471 710

Table 2. Number of individuals of observed species, in the different phenological periods and total (species with individuals over 1000 are in boldface)

2. táblázat. A megfigyelt fajok egyedszámai az egyes fenológiai periódusokban és összesítve (az 1000 feletti példányszámú fajok adatai félkövérrel szedve)

Rivers - M						Freshwater lakes: permanent - O					
	L.Su	A	W	Sp	Season		L.Su	A	W	Sp	Season
<i>A. fabalis</i>	0.5	-0.1	0.0	0.1	0.0	<i>A. fabalis</i>	0.6	0.3	-0.2	-0.1	0.0
<i>A. anser</i>	-0.7	-0.5	-0.3	-0.2	-0.4	<i>A. anser</i>	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2
<i>A. albifrons</i>	0.6	-0.7	-0.6	-0.8	-0.7	<i>A. albifrons</i>	0.3	0.1	-0.1	-0.5	-0.1
<i>A. erythropus</i>	-1.0	-1.0	-0.9	-1.0	-1.0	<i>A. erythropus</i>	-1.0	-0.9	-0.6	-1.0	-0.9
<i>B. bernicla</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>B. bernicla</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>B. leucopsis</i>	-1.0	-1.0	0.1	-1.0	-0.6	<i>B. leucopsis</i>	-1.0	0.8	0.3	-1.0	0.3
<i>B. ruficollis</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>B. ruficollis</i>	-1.0	0.3	0.1	-1.0	0.2
<i>C. olor</i>	-0.8	-0.4	0.3	-0.6	-0.1	<i>C. olor</i>	0.7	0.6	0.5	0.7	0.6
<i>C. columbianus</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>C. columbianus</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>C. cygnus</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>C. cygnus</i>	-1.0	-1.0	-1.0	0.3	0.2
<i>T. tadorna</i>	-1.0	-0.6	-0.9	-0.5	-0.7	<i>T. tadorna</i>	-1.0	-1.0	0.0	-0.6	-0.2
<i>T. ferruginea</i>	-1.0	0.5	-1.0	-1.0	-0.1	<i>T. ferruginea</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>A. strepera</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>A. strepera</i>	0.4	0.6	0.4	0.4	0.5
<i>A. penelope</i>	-0.8	-1.0	-0.6	-1.0	-0.9	<i>A. penelope</i>	0.0	0.5	0.2	0.0	0.3
<i>A. platyrhynchos</i>	-0.4	-0.3	0.2	-0.3	0.0	<i>A. platyrhynchos</i>	-0.1	-0.4	-0.5	-0.1	-0.3
<i>A. clypeata</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>A. clypeata</i>	-0.5	-0.7	-0.1	-0.1	-0.4
<i>A. acuta</i>	-1.0	-1.0	-0.9	-0.9	-0.9	<i>A. acuta</i>	-0.7	-0.5	-0.4	-0.6	-0.5
<i>A. querquedula</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-0.9	-0.9	<i>A. querquedula</i>	0.0	-0.6	-0.4	0.4	0.4
<i>A. crecca</i>	-1.0	-0.9	-0.5	-0.9	-0.8	<i>A. crecca</i>	-0.4	-0.5	-0.7	-0.5	-0.5
<i>N. rufina</i>	-1.0	-1.0	-0.5	-0.9	-0.9	<i>N. rufina</i>	0.3	0.6	-0.4	0.5	0.4
<i>A. ferina</i>	-1.0	-0.8	0.4	-0.8	-0.2	<i>A. ferina</i>	-0.7	0.3	0.0	-0.2	0.0
<i>A. nyroca</i>	-1.0	-0.8	-1.0	-1.0	-1.0	<i>A. nyroca</i>	-0.3	-0.9	-1.0	0.3	0.1
<i>A. fuligula</i>	-0.8	0.1	0.5	0.1	0.4	<i>A. fuligula</i>	0.7	0.7	0.6	0.5	0.6
<i>A. marila</i>	-1.0	0.2	0.7	0.7	0.7	<i>A. marila</i>	-1.0	0.4	-0.7	-0.5	-0.4
<i>S. mollissima</i>	0.7	0.7	0.6	-1.0	0.7	<i>S. mollissima</i>	-1.0	-1.0	0.5	-1.0	-0.2
<i>M. fusca</i>	-1.0	0.7	0.7	0.7	0.7	<i>M. fusca</i>	-1.0	-1.0	-0.8	-1.0	-0.9
<i>M. nigra</i>	-1.0	-0.1	0.4	-1.0	0.2	<i>M. nigra</i>	-1.0	-1.0	0.7	-1.0	0.4
<i>C. hyemalis</i>	-1.0	0.7	0.6	0.5	0.6	<i>C. hyemalis</i>	-1.0	-1.0	0.4	-1.0	0.1
<i>B. clangula</i>	0.7	0.2	0.6	0.2	0.6	<i>B. clangula</i>	-1.0	0.7	0.3	0.3	0.3
<i>M. albellus</i>	-1.0	0.1	0.4	-0.8	0.2	<i>M. albellus</i>	-1.0	0.0	0.2	0.3	0.2
<i>M. merganser</i>	0.7	0.6	0.7	0.3	0.7	<i>M. merganser</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>M. serrator</i>	-1.0	0.1	0.3	0.7	0.4	<i>M. serrator</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>G. stellata</i>	-1.0	0.4	0.6	-1.0	0.5	<i>G. stellata</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>G. arctica</i>	-1.0	0.4	0.5	0.7	0.4	<i>G. arctica</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>T. ruficollis</i>	-1.0	-0.2	0.7	-0.7	-0.2	<i>T. ruficollis</i>	0.3	-0.4	-0.4	0.5	0.2
<i>P. grisegena</i>	-1.0	-1.0	0.6	-1.0	-0.7	<i>P. grisegena</i>	-0.6	-0.6	-1.0	-0.5	-0.6
<i>P. cristatus</i>	-1.0	-0.9	0.5	-0.7	-0.8	<i>P. cristatus</i>	0.1	-0.2	-0.6	-0.1	-0.1
<i>P. auritus</i>	-1.0	-1.0	-1.0	0.5	0.1	<i>P. auritus</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>P. nigricollis</i>	-0.8	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>P. nigricollis</i>	0.3	-0.5	0.4	-0.6	-0.4
<i>P. pygmeus</i>	-1.0	-1.0	-0.4	-0.8	-0.9	<i>P. pygmeus</i>	-0.1	-0.4	0.7	-0.1	0.2
<i>P. carbo</i>	-0.2	0.4	0.6	0.1	0.3	<i>P. carbo</i>	0.5	0.1	-0.1	0.4	0.3
<i>F. atra</i>	-1.0	-1.0	-0.3	-0.9	-0.9	<i>F. atra</i>	0.2	0.5	0.5	0.5	0.4
No. of species	5	13	20	10	13	No. of species	11	15	16	12	18

Table 3. Species preference of the investigated habitat types based on the Ivlev-indices (positive preferences in boldface; LSu: late summer; A: autumn; W: winter; Sp: spring)

3. táblázat. A fajok preferenciája a vizsgált élőhelytípusok iránt az Ivlev-index alapján (pozitív preferencia félkövérén szedve; Lsu: késő nyár; A: ősz; W: tél; Sp: tavasz)

Saline marshes: permanent – Q						Saline marshes: seasonal intermittent – R					
	L.Su	A	W	Sp	Season		L.Su	A	W	Sp	Season
<i>A. fabalis</i>	-1.0	-1.0	-0.9	-0.7	-0.9	<i>A. fabalis</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-0.9	-1.0
<i>A. anser</i>	-0.3	-0.6	-0.9	-0.1	-0.6	<i>A. anser</i>	-0.3	-0.8	-0.9	-0.6	-0.7
<i>A. albifrons</i>	-1.0	-0.7	-0.4	-0.1	-0.4	<i>A. albifrons</i>	-0.8	-0.5	-0.3	0.0	-0.3
<i>A. erythropus</i>	-1.0	-0.8	0.6	0.3	-0.2	<i>A. erythropus</i>	-1.0	0.0	-0.1	-1.0	0.0
<i>B. bernicla</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>B. bernicla</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>B. leucopsis</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>B. leucopsis</i>	-1.0	-1.0	-1.0	0.3	0.1
<i>B. ruficollis</i>	-1.0	-0.9	-0.6	0.1	-0.6	<i>B. ruficollis</i>	-1.0	-0.9	-0.5	0.3	-0.4
<i>C. olor</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>C. olor</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>C. columbianus</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>C. columbianus</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>C. cygnus</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>C. cygnus</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>T. tadorna</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>T. tadorna</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-0.9	-1.0
<i>T. ferruginea</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>T. ferruginea</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>A. strepera</i>	-0.8	-1.0	-1.0	-0.9	-0.9	<i>A. strepera</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-0.8	-0.9
<i>A. penelope</i>	-0.9	-0.7	-0.9	-0.7	-0.7	<i>A. penelope</i>	-0.4	-0.7	-0.8	-0.6	-0.6
<i>A. platyrhynchos</i>	-0.5	-0.8	-0.9	-0.6	-0.8	<i>A. platyrhynchos</i>	-0.5	-0.9	-0.9	-0.7	-0.8
<i>A. clypeata</i>	-0.8	-1.0	-0.7	-0.7	-0.8	<i>A. clypeata</i>	-0.5	-0.9	-0.9	-0.7	-0.8
<i>A. acuta</i>	-0.9	-0.8	-0.9	-0.8	-0.8	<i>A. acuta</i>	-0.4	-0.9	-0.9	-0.5	-0.6
<i>A. querquedula</i>	-0.2	0.6	-0.8	-0.3	-0.2	<i>A. querquedula</i>	-0.5	-1.0	0.3	-0.5	-0.5
<i>A. crecca</i>	-0.4	-0.5	-0.9	-0.4	-0.5	<i>A. crecca</i>	-0.4	-0.7	-0.7	-0.4	-0.6
<i>N. rufina</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>N. rufina</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>A. ferina</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-0.9	-0.9	<i>A. ferina</i>	-1.0	-1.0	-0.9	-0.9	-0.9
<i>A. nyroca</i>	-0.7	-0.9	-1.0	-0.7	-0.7	<i>A. nyroca</i>	-0.9	-1.0	-0.3	-0.8	-0.9
<i>A. fuligula</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>A. fuligula</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-0.9	-1.0
<i>A. marila</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>A. marila</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>S. mollissima</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>S. mollissima</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>M. fusca</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>M. fusca</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>M. nigra</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>M. nigra</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>C. hyemalis</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>C. hyemalis</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>B. clangula</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-0.9	-1.0	<i>B. clangula</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>M. albellus</i>	-1.0	-0.9	-1.0	-0.9	-1.0	<i>M. albellus</i>	0.6	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>M. merganser</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>M. merganser</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>M. serrator</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>M. serrator</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>G. stellata</i>	-1.0	-1.0	-1.0	0.7	-0.7	<i>G. stellata</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>G. arctica</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>G. arctica</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>T. ruficollis</i>	-0.7	-0.8	-1.0	-0.4	-0.7	<i>T. ruficollis</i>	-0.3	-0.8	-1.0	-0.6	-0.5
<i>P. grisegena</i>	0.1	-0.7	-1.0	0.4	0.3	<i>P. grisegena</i>	-0.4	-1.0	-1.0	-0.1	-0.3
<i>P. cristatus</i>	-0.9	-0.9	-0.9	-0.8	-0.9	<i>P. cristatus</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-0.9	-1.0
<i>P. auritus</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>P. auritus</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>P. nigricollis</i>	-0.6	-0.6	-1.0	-0.7	-0.7	<i>P. nigricollis</i>	-0.2	-1.0	-1.0	-0.3	-0.3
<i>P. pygmeus</i>	-0.7	-0.5	-1.0	-0.1	-0.5	<i>P. pygmeus</i>	-0.8	-0.9	-1.0	-0.9	-0.9
<i>P. carbo</i>	-0.8	-0.9	-1.0	-0.9	-0.9	<i>P. carbo</i>	-0.7	-0.9	-1.0	-0.6	-0.8
<i>F. atra</i>	-0.8	-0.8	-1.0	-0.7	-0.8	<i>F. atra</i>	-0.9	-0.9	-0.9	-0.8	-0.9
No. of species	1	1	1	3	1	No. of species	1	0	1	2	1

Table 3. (continued)
3. táblázat (folytatás)

Fishponds – 1

Reservoirs – 6

	L.Su	A	W	Sp	Season		L.Su	A	W	Sp	Season
<i>A. fabalis</i>	-1.0	0.2	0.3	0.1	0.3	<i>A. fabalis</i>	-1.0	0.8	0.8	0.7	0.8
<i>A. anser</i>	0.1	0.0	-0.1	0.1	0.0	<i>A. anser</i>	0.8	0.8	0.9	0.6	0.8
<i>A. albifrons</i>	-0.9	0.4	0.3	0.2	0.4	<i>A. albifrons</i>	-1.0	0.5	0.5	-0.3	0.4
<i>A. erythropus</i>	-1.0	0.5	-1.0	0.4	0.5	<i>A. erythropus</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>B. bernicla</i>	-1.0	0.7	0.7	-1.0	0.7	<i>B. bernicla</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>B. leucopsis</i>	-1.0	-1.0	0.4	0.3	0.2	<i>B. leucopsis</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>B. ruficollis</i>	-1.0	0.4	0.5	-0.1	0.4	<i>B. ruficollis</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>C. olor</i>	-0.2	-0.3	-0.3	-0.2	-0.3	<i>C. olor</i>	0.7	0.8	0.8	0.8	0.8
<i>C. columbianus</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>C. columbianus</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>C. cygnus</i>	-1.0	-1.0	0.4	0.0	0.1	<i>C. cygnus</i>	-1.0	-1.0	0.9	0.9	0.9
<i>T. tadorna</i>	0.7	0.2	0.6	0.3	0.5	<i>T. tadorna</i>	-1.0	-1.0	-0.1	-0.2	-0.2
<i>T. ferruginea</i>	-1.0	0.4	0.7	0.7	0.6	<i>T. ferruginea</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>A. strepera</i>	0.4	0.3	0.5	0.4	0.4	<i>A. strepera</i>	0.7	0.8	-0.5	0.6	0.7
<i>A. penelope</i>	0.2	0.2	0.5	0.3	0.3	<i>A. penelope</i>	0.6	0.6	-0.3	-0.9	0.2
<i>A. platyrhynchos</i>	0.5	0.6	0.5	0.5	0.5	<i>A. platyrhynchos</i>	0.3	0.2	0.2	0.3	0.2
<i>A. clypeata</i>	0.3	0.3	0.5	0.4	0.3	<i>A. clypeata</i>	0.7	0.9	0.5	0.3	0.8
<i>A. acuta</i>	0.4	0.6	0.5	0.5	0.5	<i>A. acuta</i>	-1.0	0.4	0.4	-0.4	0.1
<i>A. querquedula</i>	0.4	0.0	0.3	0.3	0.3	<i>A. querquedula</i>	-0.1	-1.0	-1.0	0.1	0.0
<i>A. crecca</i>	0.3	0.4	0.5	0.4	0.4	<i>A. crecca</i>	0.2	0.2	-0.1	-0.5	0.1
<i>N. rufina</i>	-0.9	0.4	-0.6	-0.6	-0.3	<i>N. rufina</i>	-0.7	-0.6	-1.0	0.8	0.5
<i>A. ferina</i>	0.6	0.5	0.2	0.6	0.5	<i>A. ferina</i>	0.0	0.7	0.7	0.6	0.6
<i>A. nyroca</i>	0.6	0.6	0.6	0.5	0.6	<i>A. nyroca</i>	-0.6	-1.0	-1.0	0.5	0.1
<i>A. fuligula</i>	0.2	-0.5	-0.8	0.3	-0.4	<i>A. fuligula</i>	0.1	-0.8	-0.3	0.5	0.0
<i>A. marila</i>	-1.0	0.4	-0.7	-0.1	-0.3	<i>A. marila</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>S. mollissima</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>S. mollissima</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>M. fusca</i>	-1.0	-1.0	-0.9	-1.0	-0.9	<i>M. fusca</i>	-1.0	-1.0	0.4	-1.0	0.3
<i>M. nigra</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	<i>M. nigra</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>C. hyemalis</i>	-1.0	-0.1	-0.5	0.4	0.1	<i>C. hyemalis</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>B. clangula</i>	-1.0	-0.4	-0.6	0.3	-0.4	<i>B. clangula</i>	-1.0	-0.3	0.4	0.7	0.4
<i>M. albellus</i>	-1.0	0.5	0.3	0.5	0.4	<i>M. albellus</i>	-1.0	0.4	0.6	0.5	0.5
<i>M. merganser</i>	-1.0	0.3	-0.2	0.5	-0.1	<i>M. merganser</i>	-1.0	-1.0	-0.4	0.1	-0.3
<i>M. serrator</i>	-1.0	0.6	0.5	-1.0	0.5	<i>M. serrator</i>	-1.0	-1.0	0.6	-1.0	0.4
<i>G. stellata</i>	-1.0	0.4	0.0	-1.0	0.3	<i>G. stellata</i>	-1.0	0.5	-1.0	-1.0	0.4
<i>G. arctica</i>	-1.0	0.5	-0.2	-1.0	0.3	<i>G. arctica</i>	-1.0	-1.0	0.3	-1.0	-0.1
<i>T. ruficollis</i>	0.5	0.6	-0.8	0.4	0.5	<i>T. ruficollis</i>	0.1	-0.1	-0.4	0.1	0.0
<i>P. grisegena</i>	0.4	0.6	-1.0	0.1	0.3	<i>P. grisegena</i>	-1.0	0.2	-1.0	-1.0	-0.7
<i>P. cristatus</i>	0.6	0.6	0.0	0.6	0.6	<i>P. cristatus</i>	0.3	0.7	0.7	0.5	0.5
<i>P. auritus</i>	-1.0	0.5	0.7	0.4	0.5	<i>P. auritus</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>P. nigricollis</i>	0.4	0.6	0.5	0.6	0.6	<i>P. nigricollis</i>	-1.0	0.2	-1.0	-0.7	-0.6
<i>P. pygmeus</i>	0.6	0.6	0.1	0.5	0.6	<i>P. pygmeus</i>	-0.5	-0.8	0.4	0.2	-0.2
<i>P. carbo</i>	0.3	0.4	0.1	0.3	0.3	<i>P. carbo</i>	0.7	0.5	0.0	0.5	0.5
<i>F. atra</i>	0.5	0.4	0.0	0.5	0.5	<i>F. atra</i>	0.6	0.6	0.6	-0.1	0.5

No. of species

20

30

23

29

31

No. of species

12

18

17

19

22

Table 3. (continued)

3. táblázat (folytatás)

Gravel pits 7

	L.Su	A	W	Sp	Season
<i>A. fabalis</i>	-1.0	-1.0	-0.4	-1.0	-0.5
<i>A. anser</i>	-1.0	-1.0	-0.9	-1.0	-1.0
<i>A. albifrons</i>	-1.0	-1.0	-0.8	-1.0	-0.9
<i>A. erythropus</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>B. bernicla</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>B. leucopsis</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>B. ruficollis</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>C. olor</i>	0.4	0.8	0.9	0.7	0.8
<i>C. columbianus</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>C. cygnus</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>T. tadorna</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>T. ferruginea</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>A. strepera</i>	-1.0	-1.0	-0.3	-1.0	-0.9
<i>A. penelope</i>	-1.0	-0.9	0.0	-0.9	-0.6
<i>A. platyrhynchos</i>	-0.8	0.2	0.8	0.8	0.6
<i>A. clypeata</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-0.4	-0.8
<i>A. acuta</i>	-1.0	-1.0	-0.2	0.1	-0.2
<i>A. querquedula</i>	-1.0	-1.0	-1.0	0.2	0.0
<i>A. crecca</i>	-1.0	-1.0	-0.1	0.0	-0.5
<i>N. rufina</i>	-1.0	-1.0	0.4	-1.0	-0.6
<i>A. ferina</i>	-1.0	-0.7	0.7	0.0	0.3
<i>A. nyroca</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>A. fuligula</i>	-1.0	-0.9	-0.2	-1.0	-0.4
<i>A. marila</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>S. mollissima</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>M. fusca</i>	-1.0	-1.0	0.8	-1.0	0.7
<i>M. nigra</i>	-1.0	1.0	-1.0	-1.0	1.0
<i>C. hyemalis</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>B. clangula</i>	-1.0	-1.0	-0.4	-1.0	-0.5
<i>M. albellus</i>	-1.0	0.1	0.7	-1.0	0.6
<i>M. merganser</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>M. serrator</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>G. stellata</i>	-1.0	0.9	-1.0	-1.0	0.8
<i>G. arctica</i>	-1.0	0.9	1.0	-1.0	1.0
<i>T. ruficollis</i>	-1.0	-0.8	0.5	0.0	-0.4
<i>P. grisegena</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>P. cristatus</i>	-0.6	0.5	1.0	0.5	0.6
<i>P. auritus</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>P. nigricollis</i>	-1.0	-1.0	1.0	-1.0	-0.7
<i>P. pygmeus</i>	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0
<i>P. carbo</i>	-1.0	-0.3	0.6	-0.2	0.2
<i>F. atra</i>	-1.0	0.0	1.0	0.4	0.8
No. of species	1	7	12	6	11

Table 3 (final part)

3. táblázat (befejezés)

The data of 8 478 478 individuals of 42 species were evaluated based on mid-month observations from August to April of 8 periods including migration and wintering between

1996 and 2004 (Table 2). The distribution of observed individuals according to seasons was as follows: late summer (August–September): 1 027 510 birds; autumn (October–November): 3 043 066 birds; winter (December–February): 3 453 121 birds; spring (March–April): 948 017 birds. A total of 26 species had over 1000 individuals in total:

- 1000–10,000 individuals: 6 species
- 10,000–100,000 individuals: 11 species
- 100,000–1,000,000 individuals: 6 species
- 1,000,000 < individuals: 3 species.

Examinations for habitat selection

The area-data of the monitoring sites and their ranking according to habitat types provide the dominance relations of the habitat types, or the percentage values of habitat availability (Table 2). On the basis of the numbers of waterfowl at a certain area we can count the quantities related to the habitats used by them, as well as their dominance relations. The values of the same dimension (%) of habitat use and habitat availability can already be compared, which means that habitat selection may be measured and this can be given by the *Ivlev's* selectivity index (*Ivlev*, 1961):

$$Iv = \frac{\text{Habitat use} - \text{habitat availability}}{\text{Habitat use} + \text{habitat availability}}$$

The values range from –1 to +1. At a value of 0, the species uses the given habitat in proportion to the dominance of the species showing neither refusal nor preference.

If $Iv < 0$ (between 0 and –1) the species does not prefer the given habitat type and at an extreme case ($Iv = -1$) it is completely avoided. At values of $Iv > 0$ (between 0 and +1) the species prefers the given habitat type; in the extreme case of $Iv = +1$ the species occurs only there. Counts of species are shown in Table 3, detailed evaluations are only provided for those 26 species with more than 1000 individuals ($n < 1000$).

The *Ivlev's* index has been used in ornithological research in the case of several species, for example Great Bustard (*Alonso & Alonso, 1990; Faragó & Kalmár, 2006*) and Grey Partridge (*Faragó & Buday, 1998; Faragó, 1998b*). Its practical use for habitat management planning has been proven. It has not been used before in waterfowl research in Europe, however, probably because of the difficulties in defining area-size. This study may be regarded the first of such kind in waterfowl studies for Hungary or even internationally.

Results

Habitat preferences of the individual waterfowl species

Bean Goose (*Anser fabalis*)¹: In late summer this species chose permanent freshwater lakes (0.6), saline lakes (0.5) and rivers (0.5). During autumn, when the species arrives in large quantities, the role of reservoirs (0.8), permanent saline lakes (0.7), permanent fresh-

¹ Calculated *Ivlev* indices are indicated after the individual habitat types

water lakes (0.3) and fish ponds (0.2) were also important. The same was true for winter (0.3–0.8) and spring (0.1–0.8), too. Regarding the whole year the most preferred habitats of this species were reservoirs (0.8), permanent saline lakes (0.7) and fish ponds (0.3).

Greylag Goose (*Anser anser*): In late summer the Greylag Goose preferred reservoirs (0.8), permanent freshwater and saline lakes (0.1 and 0.6), seasonal intermittent saline lakes (0.4) and fish ponds (0.1). During autumn—when northern populations arrive—the role of fish ponds (0.0) dropped and the same was true for the winter (0.1). In autumn and winter the most preferred habitats were the reservoirs (0.8–0.9) as well as permanent and seasonal intermittent saline lakes (0.6–0.7). The only change in spring was that fish ponds became significant again (0.1). Regarding the whole observation period the most favourable habitats of this species were reservoirs (0.8), permanent and intermittent saline lakes (0.7 and 0.6) and permanent freshwater lakes (0.2).

Greater White-fronted Goose (*Anser albifrons*): The Greater White-fronted Goose only turns up in small numbers in the late summer, when it chooses rivers (0.6) and permanent freshwater lakes (0.3). By the time of their autumn arrival in large quantities in the autumn season the role of seasonal intermittent saline lakes (0.7) became important and the same situation remained for the winter season (0.7). In spring this species chose intermittent saline lakes (0.8) and fish ponds (0.2) and the same was true during winter (0.7 and 0.3), too. In terms of the whole annual observation period its most favoured habitats were permanent and seasonal intermittent saline lakes (0.7 and 0.4), fish ponds (0.4) and reservoirs (0.4).

Lesser White-fronted Goose (*Anser erythropus*): At the arrival of the first birds in autumn, Lesser White-fronted Geese showed the highest preference to fish ponds (0.5). During wintertime some of the individuals favoured permanent saline marshes (0.6). In spring it preferred permanent saline lakes (0.7), fish ponds (0.4) and permanent saline marshes (0.3). Regarding the whole observation period fish ponds (0.5) were the most preferred by this globally endangered species.

Mute Swan (*Cygnus olor*): Mute Swans preferred permanent freshwater lakes (0.7), reservoirs (0.7), gravel pits (0.4) and permanent saline lakes (0.4) in late summer. In autumn the role of the same habitats (with *Ivlev* indices of 0.6, 0.8, 0.8 and 0.5, respectively) and that of the seasonal intermittent saline lakes (0.1) were prominent. In the wintertime it showed higher preference to gravel pits (0.9), reservoirs (0.8), permanent freshwater lakes (0.5) and rivers (0.3). During spring and also when looking at the whole year reservoirs (0.8 and 0.8), gravel pits (0.7 and 0.8), permanent freshwater lakes (0.7 and 0.6) and permanent saline lakes (0.3 and 0.3) were preferred.

Gadwall (*Anas strepera*): In late summer Gadwalls chose reservoirs (0.7), permanent saline lakes (0.5), fish ponds (0.4) and permanent freshwater lakes (0.4). In autumn the reservoirs (0.8), the permanent freshwater lakes (0.6), and the fish ponds (0.3) were the preferred habitats with a similar situation in wintertime as well. In springtime it favoured more the reservoirs (0.6), permanent freshwater lakes (0.4), fish ponds (0.4) and permanent and intermittent saline lakes (0.6 and 0.2). When looking at the entire observation period it preferred reservoirs (0.7), permanent freshwater and permanent saline lakes (0.5 and 0.3) as well as fish ponds (0.4).

Eurasian Wigeon (*Anas penelope*): In late summer and autumn permanent freshwater

lakes (0.5), permanent and seasonal intermittent saline lakes (0.8–0.5 and 0.7–0.7), reservoirs (0.6–0.6) and fish ponds (0.2–0.2) were used by this species. During wintertime it occurred mostly on intermittent saline lakes (0.8), fish ponds (0.5) and permanent freshwater lakes (0.2). During spring it chose intermittent saline lakes (0.9) and fish ponds (0.3). In view of the whole observation period its preferred habitats were permanent freshwater lakes (0.3), permanent and intermittent saline lakes (0.3 and 0.9), fish ponds (0.3) and reservoirs (0.2).

Mallard (*Anas platyrhynchos*): Intermittent saline lakes (0.6), fish ponds (0.5) and reservoirs (0.3) attracted Mallards the most as late summer habitats. In the autumn, in addition to these habitat types (Iv values 0.2 and 0.6, respectively) gravel pits (0.2) also became eminent. This situation remained the same throughout the entire year. The role of rivers (0.2) became more important during wintertime. Regarding the entire observation period fish ponds (0.5), gravel pits (0.6) and intermittent saline lakes (0.4) were frequented the most by this species.

Northern Shoveler (*Anas clypeata*): In each season when Shovelers were present and also for the entire observation period fish ponds (0.3–0.5), reservoirs (0.3–0.9), permanent (0.3–0.8) and seasonal intermittent saline lakes (0.6–0.9) were the most preferred habitats.

Northern Pintail (*Anas acuta*): Northern Pintails selected permanent and intermittent saline lakes (0.8 and 0.8, respectively) and fish ponds (0.4) as their habitats in late summer. In addition to these habitats (0.6 and 0.6) the role of reservoirs (0.4) became also relevant during the autumn season, and habitat preference remained similar for the winter, too. In springtime gravel pits (0.1) were favoured instead of reservoirs. When looking at the entire observation period the permanent and intermittent saline lakes (0.6 and 0.8), fish ponds (0.5) and reservoirs (0.1) are to be pointed out as the most preferred habitats by this species.

Garganey (*Anas querquedula*): Garganeys occurred on permanent and seasonal intermittent saline lakes (0.6 and 0.7) and fish ponds (0.4) in late summer. In autumn selection of permanent saline lakes (0.6) and permanent saline marshes (0.6) prevailed. The few overwintering birds stayed in saline marshes (0.3) and fish ponds (0.3). In springtime the selected habitats ranged from permanent and intermittent saline lakes (0.5 and 0.3), permanent freshwater lakes (0.4), fish ponds (0.3), gravel pits (0.2) to reservoirs (0.1). In terms of the whole observation period the most preferred habitats were the permanent and intermittent saline lakes (0.5–0.5), permanent freshwater lakes (0.4) and fish ponds (0.3).

Eurasian Teal (*Anas crecca*): In late summer, Eurasian Teal chose permanent and intermittent saline lakes (0.7 and 0.8, respectively), fish ponds (0.3) and reservoirs (0.2) as habitats, which mostly prevailed throughout the entire year with only a slight change in winter and spring when reservoirs were not favoured. When looking at the entire observation period the most preferred habitats were permanent and seasonal intermittent saline lakes (0.7 and 0.8), fish ponds (0.4) and reservoirs (0.1) for the Eurasian Teal.

Red-crested Pochard (*Netta rufina*): This species was related to permanent freshwater (0.3–0.6) and permanent saline lakes (0.2–0.9) almost all year around. In autumn fish ponds (0.4) were also important. In winter it preferred gravel pits (0.4) over permanent freshwater lakes. During spring and for the whole observation period the most preferred habitats were permanent freshwater lakes (0.5 and 0.4), permanent saline lakes (0.9 and 0.9) as well as reservoirs (0.8 and 0.5).

Common Pochard (*Aythya ferina*): In late summer the Common Pochard preferred fish ponds exclusively (0.6). During autumn, besides fish ponds (0.5) reservoirs (0.7) and permanent freshwater lakes (0.3) were also chosen. Wintering birds preferred reservoirs (0.7), gravel pits (0.7), rivers (0.4) and fish ponds (0.2). In springtime the selected habitats were fish ponds (0.6) and reservoirs (0.6). In view of the whole observation period the most favourable habitats of this species were reservoirs (0.6), fish ponds (0.5) and gravel pits (0.3).

Ferruginous Duck (*Aythya nyroca*): It preferred only fish ponds in late summer, autumn and winter (0.6). This preference remained for springtime (0.5) as well, however in those parts of the seasons when waterfowl were present reservoirs (0.5) and permanent freshwater lakes (0.3) were also preferred by this bird. For the entire observation period the above mentioned three habitats were selected (0.5; 0.1 and 0.1).

Tufted Duck (*Aythya fuligula*): Almost in every period permanent freshwater lakes were the mostly preferred (0.5–0.7) by the species. In late summer it selected fish ponds (0.2) and reservoirs (0.1). In autumn and winter both rivers (0.1–0.5) and permanent freshwater lakes (0.6–0.7) were preferred habitats of Tufted Ducks. Besides rivers (0.1) and permanent freshwater lakes (0.5) it preferred reservoirs (0.5) and fish ponds (0.3) during spring. Regarding the whole observation period its most preferred habitats were rivers (0.4) and permanent freshwater lakes (0.6).

Common Goldeneye (*Bucephala clangula*): In late summer the Common Goldeneye selected rivers (0.7) exclusively as habitats. In autumn, the role of permanent freshwater lakes (0.7) was also important. The winter (0.6 and 0.3) and spring (0.2 and 0.3) distributions were similar. Reservoirs (0.4) were preferred in winter while reservoirs (0.7) and fish ponds (0.3) during spring. The most preferred habitats in the whole season were rivers (0.6), reservoirs (0.4) and permanent freshwater lakes (0.3).

Smew (*Mergus albellus*): The rare appearance of the Smew is related to intermittent appearance in saline marshes (0.6) in late summer. During autumn its favoured habitats were fish ponds (0.5), reservoirs (0.4), rivers (0.1) and gravel pits (0.1). When large numbers arrive in winter, they chose gravel pits (0.7), reservoirs (0.6), rivers (0.4), fish ponds (0.3), and permanent freshwater lakes (0.2). Similar values were found during spring (in spring they avoided rivers and gravel pits). The most preferred habitats for the whole season were gravel pits (0.6), reservoirs (0.5), fish ponds (0.4), rivers (0.2) and permanent freshwater lakes (0.2).

Common Merganser (*Mergus merganser*): This species prefers only rivers (0.7–0.7) during late summer and winter. In autumn the role of fish ponds (0.3) became significant besides rivers. In spring the role of fish ponds (0.5) and reservoirs (0.1) was relevant. Only the rivers (0.3–0.7) were preferred habitats for the whole season.

Little Grebe (*Tachybaptus ruficollis*): Fish ponds (0.5), permanent freshwater lakes (0.3), and to a small extent the reservoirs (0.1) had an important role for the Little Grebe in late summer. During autumn migration the choice of fish ponds prevailed (0.6). In winter Little Grebes prefer rivers (0.7) and gravel pits (0.5). In the springtime permanent freshwater lakes (0.5), fish ponds (0.4), and to a small extent reservoirs (0.1) were preferred the most. Regarding the whole year the most favourable habitats were fishponds (0.5) and permanent freshwater lakes (0.2).

Habitat types	Late summer	Autumn	Winter	Spring	Season
Rivers	<i>A. fabalis</i> , <i>A. albifrons</i> , <i>S. mollissima</i> , <i>B. clangula</i> , <i>M. merganser</i>	<i>T. ferruginea</i> , <i>A. fuligula</i> , <i>A. marila</i> , <i>S. mollissima</i> , <i>M. fusca</i> , <i>C. hyemalis</i> , <i>B. clangula</i> , <i>M. albellus</i> , <i>M. merganser</i> , <i>M. serrator</i> , <i>G. stellata</i> , <i>G. arctica</i> , <i>P. carbo</i>	<i>B. leucopsis</i> , <i>C. olor</i> , <i>A.</i> <i>platyrhynchos</i> , <i>A. ferina</i> , <i>A. fuligula</i> , <i>A. marila</i> , <i>S. mollissima</i> , <i>M. fusca</i> , <i>M. nigra</i> , <i>C. hyemalis</i> , <i>B.</i> <i>clangula</i> , <i>M. albellus</i> , <i>M.</i> <i>merganser</i> , <i>M. serrator</i> , <i>G. stellata</i> , <i>G. arctica</i> , <i>T.</i> <i>ruficollis</i> , <i>P. grisegena</i> , <i>P. cristatus</i> , <i>P. carbo</i>	<i>A. fabalis</i> , <i>A. fuligula</i> , <i>A. marila</i> , <i>M. fusca</i> , <i>C. hyemalis</i> , <i>B. clangula</i> , <i>M. merganser</i> , <i>M. serrator</i> , <i>G. arctica</i> , <i>P. auritus</i> , <i>P. carbo</i>	<i>A. fuligula</i> , <i>A. marila</i> , <i>S. mollissima</i> , <i>M. fusca</i> , <i>M. nigra</i> , <i>C. hyemalis</i> , <i>B. clangula</i> , <i>M. albellus</i> , <i>M. merganser</i> , <i>M. serrator</i> , <i>G. stellata</i> , <i>G. arctica</i> , <i>P. auritus</i> , <i>P. carbo</i>
Freshwater lakes: permanent	<i>A. fabalis</i> , <i>A. anser</i> , <i>A. albifrons</i> , <i>C. olor</i> , <i>A. strepera</i> , <i>N. rufina</i> , <i>A. fuligula</i> , <i>T. ruficollis</i> , <i>P. cristatus</i> , <i>P. nigricollis</i> , <i>P. carbo</i> , <i>F. atra</i>	<i>A. fabalis</i> , <i>A. anser</i> , <i>A. albifrons</i> , <i>B. leucopsis</i> , <i>A. fuligula</i> , <i>C. olor</i> , <i>A. strepera</i> , <i>A. penelope</i> , <i>N. rufina</i> , <i>A. ferina</i> , <i>A. fuligula</i> , <i>A. marila</i> , <i>B. clangula</i> , <i>P. carbo</i> , <i>F. atra</i>	<i>A. anser</i> , <i>B. leucopsis</i> , <i>B.</i> <i>ruficollis</i> , <i>C. olor</i> , <i>A.</i> <i>strepera</i> , <i>A. penelope</i> , <i>A.</i> <i>fuligula</i> , <i>S. mollissima</i> , <i>M. nigra</i> , <i>C. hyemalis</i> , <i>B.</i> <i>clangula</i> , <i>M. albellus</i> , <i>P.</i> <i>auritus</i> , <i>P. nigricollis</i> , <i>P.</i> <i>pygmeus</i> , <i>F. atra</i>	<i>A. anser</i> , <i>C. olor</i> , <i>C. cygnus</i> , <i>A. strepera</i> , <i>A. querquedula</i> , <i>N. rufina</i> , <i>A. nyroca</i> , <i>A. fuligula</i> , <i>B. clangula</i> , <i>M. albellus</i> , <i>T. ruficollis</i> , <i>P. carbo</i> , <i>F. atra</i>	<i>A. anser</i> , <i>B. leucopsis</i> , <i>B. ruficollis</i> , <i>C. olor</i> , <i>C. cygnus</i> , <i>A. strepera</i> , <i>A.</i> <i>penelope</i> , <i>A. querquedula</i> , <i>N. rufina</i> , <i>A. nyroca</i> , <i>C. hyemalis</i> , <i>B. clangula</i> , <i>M. albellus</i> , <i>T. ruficollis</i> , <i>P. carbo</i> , <i>F. atra</i>
Saline lakes: permanent	<i>A. fabalis</i> , <i>A. anser</i> , <i>C. olor</i> , <i>A. strepera</i> , <i>A. penelope</i> , <i>A. clypeata</i> , <i>A. acuta</i> , <i>A. querquedula</i> , <i>A. crecca</i> , <i>N. rufina</i> , <i>A. marila</i> , <i>P. grisegena</i>	<i>A. fabalis</i> , <i>A. anser</i> , <i>A. albifrons</i> , <i>C. olor</i> , <i>T. tadorna</i> , <i>A. penelope</i> , <i>A. clypeata</i> , <i>A. acuta</i> , <i>A. querquedula</i> , <i>A. crecca</i> , <i>N. rufina</i> , <i>G. stellata</i> , <i>P. grisegena</i> , <i>P. auritus</i>	<i>A. fabalis</i> , <i>A. anser</i> , <i>A. albifrons</i> , <i>A. clypeata</i> , <i>A. acuta</i> , <i>A. crecca</i> , <i>N. rufina</i> , <i>G. stellata</i> , <i>G. arctica</i> , <i>P. grisegena</i>	<i>A. fabalis</i> , <i>A. anser</i> , <i>A.</i> <i>albifrons</i> , <i>A. erythropus</i> , <i>B. leucopsis</i> , <i>C. olor</i> , <i>T.</i> <i>tadorna</i> , <i>A. strepera</i> , <i>A.</i> <i>clypeata</i> , <i>A. acuta</i> , <i>A.</i> <i>querquedula</i> , <i>A. crecca</i> , <i>N. rufina</i>	<i>A. fabalis</i> , <i>A. anser</i> , <i>A. albifrons</i> , <i>C. olor</i> , <i>T. tadorna</i> , <i>A. strepera</i> , <i>A. penelope</i> , <i>A. clypeata</i> , <i>A. acuta</i> , <i>A. querquedula</i> , <i>A. crecca</i> , <i>N. rufina</i> , <i>G. stellata</i> , <i>G. arctica</i> , <i>P. grisegena</i> , <i>P. auritus</i>
Saline lakes: seasonal intermittent	<i>A. anser</i> , <i>A. penelope</i> , <i>A. platyrhynchos</i> , <i>A. clypeata</i> , <i>A. acuta</i> , <i>A. querquedula</i> , <i>A. crecca</i> , <i>P. nigricollis</i>	<i>A. anser</i> , <i>A. albifrons</i> , <i>B. ruficollis</i> , <i>C. olor</i> , <i>T. tadorna</i> , <i>A. penelope</i> , <i>A. platyrhynchos</i> , <i>A. clypeata</i> , <i>A. acuta</i> , <i>A. crecca</i>	<i>A. anser</i> , <i>A. albifrons</i> , <i>B. leucopsis</i> , <i>B.</i> <i>ruficollis</i> , <i>T. tadorna</i> , <i>A. penelope</i> , <i>A. platyrhynchos</i> , <i>A. clypeata</i> , <i>A. acuta</i> , <i>A. crecca</i>	<i>A. anser</i> , <i>A. albifrons</i> , <i>B.</i> <i>leucopsis</i> , <i>B. ruficollis</i> , <i>T. tadorna</i> , <i>A. strepera</i> , <i>A. penelope</i> , <i>A.</i> <i>platyrhynchos</i> , <i>A.</i> <i>clypeata</i> , <i>A. acuta</i> , <i>A.</i> <i>querquedula</i> , <i>A. crecca</i> , <i>P. nigricollis</i>	<i>A. anser</i> , <i>A. albifrons</i> , <i>B. leucopsis</i> , <i>B. ruficollis</i> , <i>T. tadorna</i> , <i>A. penelope</i> , <i>A. platyrhynchos</i> , <i>A. clypeata</i> , <i>A. acuta</i> , <i>A. querquedula</i> , <i>A. crecca</i> , <i>P. nigricollis</i>
Saline marshes: permanent	<i>P. grisegena</i>	<i>A. querquedula</i>	<i>A. erythropus</i>	<i>A. erythropus</i> , <i>B. ruficollis</i> , <i>G. stellata</i> , <i>P. grisegena</i>	<i>P. grisegena</i>
Saline marshes: seasonal intermittent	<i>M. albellus</i>		<i>A. querquedula</i>	<i>B. leucopsis</i> , <i>B. ruficollis</i>	<i>B. leucopsis</i>
Fishponds	<i>A. anser</i> , <i>T. tadorna</i> , <i>A. strepera</i> , <i>A. penelope</i> , <i>A. platyrhynchos</i> , <i>A. clypeata</i> , <i>A. acuta</i> , <i>A. querquedula</i> , <i>A. crecca</i> , <i>A. ferina</i> , <i>A. nyroca</i> , <i>A. fuligula</i> , <i>T. ruficollis</i> , <i>P. grisegena</i> , <i>P. cristatus</i> , <i>P. nigricollis</i> , <i>P. pygmeus</i> , <i>P. carbo</i> , <i>F. atra</i>	<i>A. fabalis</i> , <i>A. albifrons</i> , <i>A. erythropus</i> , <i>B.</i> <i>bernicla</i> , <i>B. leucopsis</i> , <i>T. tadorna</i> , <i>T. ferruginea</i> , <i>A. strepera</i> , <i>A. penelope</i> , <i>A. platyrhynchos</i> , <i>A. clypeata</i> , <i>A. acuta</i> , <i>A. crecca</i> , <i>N. rufina</i> , <i>A. ferina</i> , <i>A. nyroca</i> , <i>A. marila</i> , <i>M. albellus</i> , <i>M. merganser</i> , <i>M. serrator</i> , <i>G. stellata</i> , <i>G. arctica</i> , <i>T. ruficollis</i> , <i>P.</i> <i>grisegena</i> , <i>P. cristatus</i> , <i>P. auritus</i> , <i>P. nigricollis</i> , <i>P. pygmeus</i> , <i>P. carbo</i> , <i>F. atra</i>	<i>A. fabalis</i> , <i>A. albifrons</i> , <i>B. bernicla</i> , <i>B. leucopsis</i> , <i>B. ruficollis</i> , <i>C. cygnus</i> , <i>T. tadorna</i> , <i>T. ferruginea</i> , <i>A.</i> <i>strepera</i> , <i>A. penelope</i> , <i>A. platyrhynchos</i> , <i>A. clypeata</i> , <i>A. acuta</i> , <i>A. querquedula</i> , <i>A.</i> <i>crecca</i> , <i>A. ferina</i> , <i>A. nyroca</i> , <i>M. albellus</i> , <i>M. serrator</i> , <i>P. auritus</i> , <i>P. nigricollis</i> , <i>P. pygmeus</i> , <i>P. carbo</i>	<i>A. fabalis</i> , <i>A. anser</i> , <i>A.</i> <i>albifrons</i> , <i>A. erythropus</i> , <i>B. leucopsis</i> , <i>T. tadorna</i> , <i>T. ferruginea</i> , <i>A. strepera</i> , <i>A. penelope</i> , <i>A. platyrhynchos</i> , <i>A. clypeata</i> , <i>A. acuta</i> , <i>A. querquedula</i> , <i>A. crecca</i> , <i>A. ferina</i> , <i>A. nyroca</i> , <i>A. fuligula</i> , <i>C. hyemalis</i> , <i>B. clangula</i> , <i>M. albellus</i> , <i>M. merganser</i> , <i>T. ruficollis</i> , <i>P.</i> <i>grisegena</i> , <i>P. cristatus</i> , <i>P. auritus</i> , <i>P. nigricollis</i> , <i>P. pygmeus</i> , <i>P. carbo</i> , <i>F. atra</i>	<i>A. fabalis</i> , <i>A. albifrons</i> , <i>A. erythropus</i> , <i>B. bernicla</i> , <i>B. leucopsis</i> , <i>B. ruficollis</i> , <i>C. cygnus</i> , <i>T. tadorna</i> , <i>T. ferruginea</i> , <i>A. strepera</i> , <i>A. penelope</i> , <i>A. platyrhynchos</i> , <i>A.</i> <i>clypeata</i> , <i>A. acuta</i> , <i>A. querquedula</i> , <i>A. crecca</i> , <i>A. ferina</i> , <i>A. nyroca</i> , <i>C. hyemalis</i> , <i>M. albellus</i> , <i>M. serrator</i> , <i>G. stellata</i> , <i>G. arctica</i> , <i>T. ruficollis</i> , <i>P. grisegena</i> , <i>P. cristatus</i> , <i>P. auritus</i> , <i>P. nigricollis</i> , <i>P. pygmeus</i> , <i>P. carbo</i> , <i>F. atra</i>
Reservoirs	<i>A. anser</i> , <i>C. olor</i> , <i>A. strepera</i> , <i>A. penelope</i> , <i>A. platyrhynchos</i> , <i>A. clypeata</i> , <i>A. crecca</i> , <i>A. fuligula</i> , <i>T. ruficollis</i> , <i>P. cristatus</i> , <i>P. carbo</i> , <i>F. atra</i>	<i>A. fabalis</i> , <i>A. albifrons</i> , <i>A. anser</i> , <i>C. olor</i> , <i>A. strepera</i> , <i>A. penelope</i> , <i>A. platyrhynchos</i> , <i>A. clypeata</i> , <i>A. acuta</i> , <i>A. crecca</i> , <i>A. ferina</i> , <i>M.</i> <i>albellus</i> , <i>G. stellata</i> , <i>P.</i> <i>grisegena</i> , <i>P. cristatus</i> , <i>P. nigricollis</i> , <i>P. carbo</i> , <i>F. atra</i>	<i>A. fabalis</i> , <i>A. anser</i> , <i>A. albifrons</i> , <i>C. olor</i> , <i>C. cygnus</i> , <i>A. platyrhynchos</i> , <i>A. clypeata</i> , <i>A. acuta</i> , <i>A. ferina</i> , <i>M. fusca</i> , <i>B. clangula</i> , <i>M. albellus</i> , <i>M. serrator</i> , <i>G. arctica</i> , <i>P. cristatus</i> , <i>P. pygmeus</i> , <i>F. atra</i>	<i>A. fabalis</i> , <i>A. anser</i> , <i>C. olor</i> , <i>C. cygnus</i> , <i>A. strepera</i> , <i>A. platyrhynchos</i> , <i>A. clypeata</i> , <i>A.</i> <i>querquedula</i> , <i>N. rufina</i> , <i>A. ferina</i> , <i>A. nyroca</i> , <i>A.</i> <i>fuligula</i> , <i>B. clangula</i> , <i>M.</i> <i>albellus</i> , <i>M. merganser</i> , <i>T. ruficollis</i> , <i>P. cristatus</i> , <i>P. pygmeus</i> , <i>P. carbo</i>	<i>A. fabalis</i> , <i>A. anser</i> , <i>A. albifrons</i> , <i>C. olor</i> , <i>C. cygnus</i> , <i>A. strepera</i> , <i>A.</i> <i>penelope</i> , <i>A. platyrhynchos</i> , <i>A. clypeata</i> , <i>A. acuta</i> , <i>A.</i> <i>crecca</i> , <i>N. rufina</i> , <i>A. ferina</i> , <i>A. nyroca</i> , <i>M. fusca</i> , <i>B. clangula</i> , <i>M. albellus</i> , <i>M. serrator</i> , <i>G. stellata</i> , <i>P.</i> <i>cristatus</i> , <i>P. carbo</i> , <i>F. atra</i>
Habitat types	Late summer	Autumn	Winter	Spring	Season

Gravel pits	<i>C. olor</i>	<i>C. olor</i> , <i>A. platyrhynchos</i> , <i>M. nigra</i> , <i>M. albellus</i> , <i>G. stellata</i> , <i>G. arctica</i> , <i>P. cristatus</i>	<i>C. olor</i> , <i>A. platyrhynchos</i> , <i>N. rufina</i> , <i>A. ferina</i> , <i>M.</i> <i>fusca</i> , <i>M. albellus</i> , <i>G.</i> <i>arctica</i> , <i>T. ruficollis</i> , <i>P.</i> <i>cristatus</i> , <i>P. nigricollis</i> , <i>P. carbo</i> , <i>F. atra</i>	<i>C. olor</i> , <i>A. platyrhynchos</i> , <i>A. acuta</i> , <i>A. querquedula</i> , <i>P. cristatus</i> , <i>F. atra</i>	<i>C. olor</i> , <i>A. platyrhynchos</i> , <i>A. ferina</i> , <i>M. fusca</i> , <i>M. nigra</i> , <i>M. albellus</i> , <i>G. stellata</i> , <i>G. arctica</i> , <i>P. cristatus</i> , <i>P. carbo</i> , <i>F. atra</i>
-------------	----------------	--	--	---	---

Table 4. List of species with positive preference of the investigated habitat types

4. táblázat. A vizsgált élőhelytípusok iránt preferenciát mutató fajok listája

Great Crested Grebe (*Podiceps cristatus*): Fish ponds (0.6) and reservoirs (0.3) played an important role for the Great Crested Grebe at the end of summer. During autumn migration, reservoirs (0.7), fish ponds (0.6) and gravel pits (0.5) were important. In winter the gravel pits (1.0), reservoirs (0.7), and rivers (0.5) were preferred. In the springtime the species showed a preference towards fish ponds (0.6), reservoirs (0.5) and gravel pits (0.5). Regarding the whole year fish ponds (0.6), gravel pits (0.6) and reservoirs (0.5) were the most favourable habitats of this species.

Horned Grebe (*Podiceps auritus*): Horned Grebes considering the whole period (0.5) and in autumn, winter and spring when waterfowl were present preferred fish ponds (0.4-0.7) the most, a couple of remaining individuals during autumn were also related to permanent saline lakes (0.8), and in spring it preferred rivers (0.5).

Black-necked Grebe (*Podiceps nigricollis*): In late summer Black-necked Grebes were attracted to fish ponds (0.4), seasonal intermittent saline lakes (0.4) and permanent freshwater lakes (0.3). During autumn migration the role of fish ponds (0.6) and reservoirs (0.2) were important. During winter it preferred gravel pits (1.0), fish ponds (0.5), and freshwater lakes of permanent water (0.4). In the springtime it showed preference towards fish ponds (0.6) and seasonal intermittent saline lakes (0.2). Regarding the whole year the most favourable habitats of this grebe species were the fish ponds (0.6) and the seasonal intermittent saline lakes (0.2).

Pygmy Cormorant (*Phalacrocorax pygmeus*): Both at the end of summer and in autumn the Pygmy Cormorant preferred fish ponds (0.6). During wintertime it favoured permanent freshwater lakes (0.7), reservoirs (0.4) and fish ponds (0.1). In spring it also showed preference towards fish ponds (0.5) and reservoirs (0.2). Regarding the whole year its most preferred habitats were fish ponds (0.6) and permanent freshwater lakes (0.2).

Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*): In late summer it preferred reservoirs (0.7), permanent freshwater lakes (0.5) and fish ponds (0.3). In autumn the role of reservoirs (0.5), fish ponds (0.4), rivers (0.4) and permanent freshwater lakes (0.1) were significant. In the course of the winter it generally preferred rivers (0.6), and in mild seasons it preferred gravel pits (0.6) and fish ponds (0.1). In spring it showed preference towards reservoirs (0.5), permanent freshwater lakes (0.4), fish ponds (0.3) and rivers (0.1). Regarding the whole year its favourite habitats were reservoirs (0.5), fish ponds (0.3), rivers (0.3), permanent freshwater lakes (0.3) and gravel pits (0.2).

Eurasian Coot (*Fulica atra*): The Eurasian Coot preferred permanent freshwater lakes (0.2 and 0.5), reservoirs (0.6-0.6) and fish ponds (0.5 and 0.4) in late summer and autumn. The role of reservoirs (0.6), permanent freshwater lakes (0.5) and gravel pits (1.0) was important during winter. In springtime it preferred fish ponds (0.5), permanent freshwater

lakes (0.5) and gravel pits (0.4). The most preferred habitats were gravel pits (0.8), fish ponds (0.5), reservoirs (0.5) and permanent freshwater lakes (0.4) for the whole season.

Species preferences of habitat types

It is easy to create the habitat preference matrices (Table 3) on the basis of preferences of the species. The positive preference species groups (Table 4) that were related to the nine different habitat types give us the order of most preferred habitat types on the basis of the phenological aspects and the total seasons (Table 5). The species richness which is the basis of the ranking is very important because we regard it as a measurement of biodiversity.

During late summer (August–September) (Table 5) the ranking was the following: fish ponds (20 species), reservoirs (12), permanent saline lakes (12) and permanent freshwater lakes (11). Their common characteristic was the shallow water and stability which is very important in this period. We should also mention the species which prefer intermittent saline lakes (8) and rivers (5). The rest of the habitat types were preferred by only one species each.

In the autumn period (October–November) (Table 5) most species preferred fish ponds (30), reservoirs (18) and permanent freshwater lakes (15). There was a high number of species on permanent saline lakes (13) and rivers (13) because the migration of northern species has already started by that time. It can be seen from this list that besides shallow waters and permanent habitats deeper (but similarly stable) wetland habitat types are the ones to meet the different demands of winter visitors. Intermittent saline lakes (10) and gravel pits (7) should also be noted: saline lakes still and gravel pits already meet the demands of locally breeding species and visitors. The permanent saline marshes (1) were not very preferred by waterfowl and the intermittent saline lakes (0) were not attractive at all.

In winter (December–February) (Table 5) most species preferred fish ponds (24) but rivers, which were almost never frozen (20) came in second. However both species richness and the numbers of individuals drop in winter. These preferences in winter are almost unchanged in terms of reservoirs (17) and permanent freshwater lakes (16). Gravel pits (12), permanent and intermittent saline lakes (10) equally lose importance, especially in a harsh winter. Deep water habitats have the advantage of stability and are free of ice. This is especially true for winter visitor and resident species.

In spring (March–April) (Table 5) species returning from their wintering sites show an increase both in terms of species richness and numbers of individuals, and the leading preference remains fish ponds (29 species). Many species prefer reservoirs (19) permanent freshwater lakes (14) permanent (13) and intermittent saline lakes (13). In the meantime gravel pits lost from their popularity since habitat choice is related to nest site preference and the shores of gravel pits are not optimal for waterfowl. Marshes (4+2) also became significant for those species nesting in marshes.

Preferences for the whole period (Table 5) strengthen the relations of the above seasons, especially for those habitats which were strongly preferred in every season. Not surprisingly, the preferences of waterfowl for fish ponds (32 species) stands out from the rest. The number of species preferring reservoirs (22) and permanent freshwater lakes (20) points to important new habitat categories. The importance of marshes was negligible.

Habitat	Late summer	Autumn	Winter	Spring	Entire period	Cumulative number	Ranking
Rivers	5	13	20	11	14	63	5th
Freshwater lakes: permanent	12	15	16	14	20	77	3th
Saline lakes: permanent	12	14	10	13	16	65	4th
Saline lake: seasonal intermittent	8	10	10	13	12	53	6th
Saline marshes: permanent	1	1	1	4	1	8	8th
Saline marshes: seasonal intermittent	1	0	1	2	1	5	9th
Fishponds	19	30	24	29	32	134	1st
Reservoirs	12	18	17	19	22	88	2nd
Gravel pits	1	7	12	6	11	37	7th

Table 5. Species preferences for the different habitat types according to the number and variety of species

5. táblázat. Az élőhelytípusok értékelése a fajpreferencia szempontjából a fajok száma és változékonysága szerint

Fish ponds were the most favourable habitat type of all the possible habitats for waterfowl. This is underpinned by the number of species that show a positive preference for fish ponds. Their stability, variable water depth, high nutrient content and vegetation structure as well as their human maintenance prove that they can replace the functions once provided by natural wetlands.

Discussion

It is well-known that the different habitat types and habitat structures form divergent migrating or wintering waterfowl communities. However, only a few relating studies have been published especially for Hungary (Faragó, 1996; Selmeczi-Kovács, 2003). The habitat structure is defined by bed formation, riverside formation, water depth and vegetation. The large variety of wetlands is caused by the diversity of vegetation stands, which can be perceived even on the simplified Ramsar list. The habitats evolved this way make it possible for diverse animal communities—including wildfowl—to be born. This general consequence allows for defining the relevance of the diversity of wetlands.

Our results help to set the tasks of nature and waterfowl protection. Habitat management is the primary option for management (Faragó, 1997b), which means that we should protect, maintain and create wetlands that sustain the largest number of species. The results of habitat selection of this current study accurately define the habitat types which best meet our objectives. The most preferred wetlands were manmade habitats, which habitats are explicitly suitable to maintain waterfowl populations.

When considering the various climate change scenarios for Hungary experts almost exclusively forecast a temperature increase and decrease of precipitation out of the possible scenarios for Hungary (the so-called 2b version). This “hot and dry version” says that the aerial and soil humidity will both decrease with the rising temperatures. Extremely high temperatures will be more frequent and the length and intensity of dry periods will also

increase (Varga-Haszonits, 2003). These changes will be reflected in the population dynamics and dynamics of species distributions. This affects the future of Hungarian waterfowl protection and management. The habitats, especially nesting habitats of waterfowl species will shrink. The decrease of nesting sites will cause a decline in breeding populations. If we assume that the size of the nesting populations is determined by habitats, we face a decline for most species. From the point of view of nature protection the decrease of the breeding population of Ferruginous Duck, Garganey and Common Pochard is extremely critical. The generalist Mallard and Eurasian Coot will possibly be reduced in the future from the point of view of game management (Faragó, 2005).

The most serious threat for migrating and over-wintering species are their instability and their unreliable water levels rather than the areal decline of wetlands but. This unpredictability may force those migrating and overwintering species currently frequenting the Pannonic region to change their migration routes and wintering sites. This study indicates that the most preferred artificial wetlands in the Carpathian Basin can serve as refuges with their controllable water levels (Faragó, 2006). In the course of our research of habitat preference we advocated the restoration of the preferred wetland types and we also note that the creation of similar, new wetlands, for the purposes of nature and game conservation might considerably attenuate the predicted negative effects of climate change in the Pannonic region.

Acknowledgements

The Hungarian Waterfowl Monitoring Programme (HWM) has been organized by the Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology of the University of West Hungary in Sopron, and sponsored by both the Department of Game Management and Fishery of the Ministry of Agriculture and Regional Policy and the Authority for Nature Conservation of the Ministry of Environment and Water, Budapest.

We are particularly indebted to each fellow worker of the Hungarian Waterfowl Research Group for the accurate supply of data, to *Livia Gosztonyi* for her help in the course of managing the database, to *Gyula Kovács* for his help in the course of data-processing, and also to *Ákos Vörös* and *András Schmidt* for the English translation of the study.

KIVONAT: Bizonyos fajok élőhelyválasztása meghatározható a vizes élőhelyek és azok vízvadvédelemének és -egyedszámának az ismerete alapján. E ténynek a vadon élő állatok védelme szempontjából elméleti és gyakorlati jelentősége van. Közép-európai viszonylatban az Ivlev-index segítségével első alkalommal azonosítottunk 42 víziszárnymasfaj élőhelypreferenciáját és az egyes élőhelyrangsorokat a víziszárnymasok szempontjából való jelentőségük alapján. Számadatokkal szolgáltunk a vízvadvédelem élőhelyválasztás kapcsán és megállapítottuk az élőhelyek fontossági sorrendjét a fajok változatossága szempontjából az egyes évszakokra, illetve a megfigyelési periódus egészére. A nagyobb fajok száma száma (biodiverzitás szempont) a következő: halastavak (összesen 135 faj), víztározók (88), állandó édesvízi tavak (76), állandó szikes tavak (63), folyók (60), időszakos szikes tavak (53), bányatavak (37), állandó szikes mocsarak (8), időszakos szikes mocsarak (5). Az összes vizes élőhely közül a preferenciát mutató fajok száma alapján a halastavak voltak a leginkább kedvezőek. Azok állandó volta, változó mélysége, magas tápanyagtartalma és vegetációs szerkezete

alapján kiemelkedő fontosságúnak tekintendők a természetes élőhelyek helyettesítése szempontjából a legtöbb faj esetében. A sekény víztározókat és a természetes tavakat találtam a második legkedvezőbb élőhelytípusnak. Az élőhelyválasztással kapcsolatos vizsgálatok eredményei pontosan meghatározzák, mely élőhelytípusok felelnek meg a legjobban az élőhelyvédelem és -kezelés céljainak. A természetvédelmi tevékenységet megkönnyíti az a tény, hogy a leginkább preferált vizes területek mesterséges élőhelyek voltak. A globális klímaváltozás (felmelegedés) jelentős veszélyt jelent a vizes élőhelyekre. Vizsgálatok rámutattak, hogy a Kárpát-medencében a leginkább preferált vizes élőhelyek, szabályozható vízviszonyokkal menedékül szolgálhatnak. A kifejezett előnyben részesített vizes élőhelyek helyreállítása és hasonló vizes élőhelyek létesítése, valamint azok természetvédelmi, illetve vadgazdálkodási szempontú kezelése csökkenthetik az éghajlatváltozás negatív hatásait.

References

- Alonso, J. C. & Alonso, J. A. (eds.) (1990): Parametros demograficos, selection de habitat y distribution de la avutarda (*Otis tarda*) en tres regiones Españolas. ICONA – F.E.P.M.A. Collection tecnica.
- Bauer, K. M. & Glutz von Blotzheim, U. N. (1990): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 2. Anseriformes. (1. Teil), 2., durchgesehene Auflage. Aula-Verlag, Wiesbaden, 534 p.
- Bauer, K. M. & Glutz von Blotzheim, U. N. (1992): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 3. Anseriformes (2. Teil), 2., durchgesehene Auflage. Aula-Verlag, Wiesbaden, 503 p.
- Bezzel, E. (1969): Die Bedeutung der Gewässer Bayerns als Durchzugs- und Rastbiotope für Schwimmvögel. Anzeiger der *Ornithologischen Gesellschaft in Bayern* **8**, p. 556–577.
- Cramp, S. & Simmons, K. E. L. (eds.) (1977): Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic. Volume I. Ostrich to ducks. Oxford University Press, Oxford.
- Eber, G. (1969): Zum „Vorläufigen Schema der Typologie und Klassifikation von Wasservogelbiotopen“. *Ornithologische Mitteilungen* **21**, p. 69–78.
- Faragó, S. (1985): Javaslat a vízivad- (vízimadár-) biotópok tipológiájának és osztályozásának kialakításához és továbbfejlesztéséhez Magyarországon. *Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények* 1984, 91–112.
- Faragó, S. (1995): Geese in Hungary 1986–1991. Numbers, migration and hunting bags. IWRB Publication 36. Slimbridge, UK, 97 + IX p.
- Faragó, S. (1996): A Duna Gönyű-Szob közti szakasza (1791-1708 fkm) vízimadár állományának 10 éves (1982–1992) vizsgálata. *Magyar Vízivad Közlemények* **1**, p. 1–461.
- Faragó, S. (1997a): Az élőhelyszerkezet változása a mezőgazdasági termelés függvényében Magyarországon és hatása az elmúlt 100 évben az apróvad állományra. *Magyar Apróvad Közlemények* **1**, p. 89–106.
- Faragó, S. (1997b): Élőhelyfejlesztés az apróvad-gazdálkodásban. A fenntartható apróvad-gazdálkodás környezeti alapjai. Mezőgazda, Budapest, 356 p.
- Faragó, S. (1998a): A Magyar Vízivad Információs Rendszer. *Magyar Vízivad Közlemények* **4**, p. 3–16.
- Faragó, S. (1998b): Habitat selection by Grey Partridge (*Perdix perdix*) in the area of the Lajta Project (Western Hungary). *Gibier Faune Sauvage – Game and Wildlife* **15**, p. 481–490.
- Faragó, S. (2005): A klímaváltozás valószínűsíthető hatásai a hazai vadgazdálkodásra „Agro-21” Füzetek. *Klimaváltozás – Hatások – Válaszok* **43**, p. 87–104.
- Faragó, S. (2006): A vonuló vízivad populációk fenntartásának alapjai Magyarországon. MTA doktora értekezés, Budapest, 500+305 p.
- Faragó, S. (2008): A vonuló vízivadfajok állományainak tér-idő mintázata Magyarországon. Az 1996–2004 közötti időszak elemzése. *Magyar Vízivad Közlemények* **16**, p. 49–200. (in Hung.)

- Faragó, S. & Buday, P. (1998): A Lajta-Project fogoly (*Perdix perdix*) populációjának és környezetének vizsgálata, 1989–1997. *Magyar Ápróvad Közlemények* **2**, p. 1–250.
- Faragó, S. & Kalmár, S. (2006): "A túzok védelme Magyarországon" Life-Nature Project 2005. évi monitoring jelentése. *Magyar Ápróvad Közlemények (Supplement, 2006)*, p. 1–142.
- Hagemeijer, W. J. M. & Blair, M. J. (eds.) (1997): The EBCC atlas of European breeding birds. Their distribution and abundance. Poyser, London.
- Haraszthy, L. (szerk.) (2000): Magyarország madarai. Második, javított kiadás, Mezőgazda Kiadó, Budapest, 441 p.
- del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. (eds.) (1992): Handbook of the birds of the world. Volume 1. Ostrich to ducks. Lynx Edicions, Barcelona.
- Isakov, Y. A. (1966): Problems concerning the typology and evaluation survey of waterfowl habitats. Publication of IWRB Proceedings of the Meeting on International Cooperations in Wildfowl Research, Jablona, 67–72.
- Ivlev, V. (1961): Experimental ecology of the feeding of fishes. Yale University Press, New Haven.
- Madge, S. & Burn, H. (1988): Wildfowl. An identification guide to the ducks, geese and swans of the world. Christopher Helm, London.
- Scott, D. A. & Rose, P. M. (1996): Atlas of Anatidae populations in Africa and Western Eurasia. Wetlands International Publication 41. Wetlands International, Wageningen.
- Selmeczi Kovács, Á. (2003): A Dunakanyar vízimadárállományának változásai az ökológiai viszonyok függvényében az elmúlt évtizedben. *Magyar Vízivad Közlemények* **10**, p. 1–140.
- Tucker, G. M. & Evans, M. I. (1997): Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment. Cambridge, U.K.: BirdLife International (BirdLife Conservation Series no. 6.)
- Varga-Haszonits Z. (2003): Az éghajlatváltozás mezőgazdasági hatásának elemzése, éghajlati scenáriók. „Agro-21” Füzetek **31**, p. 9–28.

A halászsas (*Pandion haliaetus*) vonulása és fészkelési kísérlete a Dél-Alföldön

Kotymán László, Bod Péter & Bakacsi Gábor

ABSTRACT — Kotymán, L., Bod, P. & Bakacsi, G.: Migration and breeding attempts of Ospreys (*Pandion haliaetus*) on the southern Great Plain of Hungary. Migration dynamics, breeding attempts, habitat choice and feeding of Ospreys (*Pandion haliaetus*) was studied by field observations in Csongrád county of Hungary between 1990 and 2010. Altogether, data referring to 801 individuals were evaluated. The number of birds on passage increased during the twenty-year-long study period similarly to the length of the autumn migration period. As a rule, spring migration involved more individuals when compared to the autumn one. Most important habitats were large fish ponds, such as the Fehér-tó and Fertő near Szeged, despite the human disturbance. The main food source was Carp on the fish ponds. Two—unsuccessful—breeding attempts were observed: one on a tree in the puszta in atypical habitat, the second time on a high-voltage electric pylon close to a fish pond system.

Key words: *Pandion haliaetus*, migration, nesting, Southeast Hungary.

Correspondence: Kotymán László, H-6800 Hódmezővásárhely, Rákóczi út 80., Hungary;
E-mail: kotymanlaci@citromail.hu

Bevezetés

A faj észak-amerikai és európai állománya az 1920-as években tapasztalt mélypont után kezdett növekedni, de az 1950-es és 1960-as években ismét meredeken csökkent, elsősorban már nem a vadászatnak, a zavarásnak és az élőhelyek tönkretételének köszönhetően, hanem a DDT és más szerves klórvegyületeknek a táplálékláncba jutása miatt (Tomialojc, 1994; Ewins, 1997; Saurola, 1997; Kjellén & Roos, 2000). A 1970-es évektől Európa északi részén, mindenekelőtt Skandináviában erőteljesen nőtt a költőpárok száma. Jelenleg Svédországban, Finnországban és az Oroszországban költ az európai kontinens állományának 90%-a, de a német, lengyel, fehérorosz, lett fészkelők száma is több százra tehető (Tomialojc, 1994; Burfield & van Bommel, 2004; Saurola, 2005; Dombrovski & Ivanovski, 2005; Männik & Sellis, 2007; Saurola, 2007).

Svédországban, Finnországban és Németországban szinte minden fiókat meggyűrűznek, sőt néhány madár műholdas adót is kapott, így az Európában költők vonulása jól ismert. Széles sávban vonulnak át, akár nagyobb víztesteken, vagy sivatagon is keresztül (Hake et al., 2001; Bildstein, 2006; Stout et al., 2009). Ezért a ragadozómadár-vonulást figyelő centrumoknál, Dél-Svédországban, Falsterbonál (Kjellén & Roos, 2000), illetve a Mediterráneumban, Gibraltárnál, Messinánál, a Boszporusznál, vagy Eilatnál meglepően kis számban mutatkozik (Shirihai & Christie 1992; Zalles & Bildstein, 2000; Yosef et al., 2000; Panuccio et al., 2004). A svéd madarak nagyobb része Dél-Svédországon, Dánián, Észak-Németországon, Franciaországon és Spanyolországon keresztül jut Afrikába (Hake et al., 2001). A legfontosabb észlelési helyei ezen az útvonalon találhatóak, ahol az egy szezonban átvonulók száma eléri a néhány százat (Zalles & Bildstein, 2000). Néhányuk nem hagyja el a kontinenst és Spanyolországban tölti a telet (Casado & Ferrer, 2005).

Létezik egy kisebb jelentőségű vonulási útvonal, amely Közép-Európán, így Magyaror-

szágon, Szlovénián, majd déli irányban Olaszországon, Máltán, illetve Bulgárián vezet keresztül (Zalles & Bildstein, 2000; Lokki & Saurola, 2004). Itt a finn és kisebb részben a svéd állomány vonul át (Saurola, 2005; Raine, 2007; Haraszthy & Bagyura, 2009).

Afrikában széles sávban teled, a legtöbb a kontinens nyugati és középső részén, Szene-gáltól Csádig (Österlöf 1977; Thiollay, 1989; Hake et al., 2001; Saurola, 2005). A finn halászsasok a svédekhez képest messzebb, egészen a Kongó-medencéig jutnak el (Alerstam & Christie, 1993).

Magyarországon 1935–1972 között gyűjtött előfordulási adatait Beretz & Keve (1973) dolgozta fel. Gyakoribbá válását az 1930-as évektől a halastavak kiépítéséhez kötik. A szegedi Fehér-tavon 1935 és 1972 között végzett megfigyelések szerint a halászsasok évről évre egyre több időt töltöttek a halastavon. A tavaszi vonulás intenzívebb volt, több madár volt észlelhető ekkor, mint ősszel, a csúcspont áprilisban és szeptemberben volt. Az élő vizeken kevesebbszer, inkább a folyók kiöntésein és mindenek előtt a halastavakon figyelték meg.

Bod (1990) a Csaj-tavon 1973 és 1989 között 80 alkalommal összesen 100 példányt figyelt meg. A tavaszi példányszám itt is meghaladta az őszi. A legkorábbi tavaszi adata március 14-éről, a legkésőbbi május 16-áról származott; míg legelső őszi előfordulása augusztus 16-án, a legutolsó pedig október 27-én volt. Egy esetben 6 példányt, tizenöt alkalommal két példányt, a többi esetben magányos egyedeket látott. A megfigyelt példányok havi eloszlását az 1. táblázat mutatja. Az évente megfigyelt példányok mennyisége az 1974–76. és 1982–84. években volt a legmagasabb, ugyanakkor a 17 évet tekintve határozott irányú trendet nem mutatott (1. ábra).

A halászsas hazánkban több alkalommal kísérlete meg a költést, de ezek különböző fázisban meghiúsultak. A Csongrád megyei adatokat nem számítva az elmúlt 40 évet tekintve az alábbi helyeken bizonyították a faj költési kísérletét:

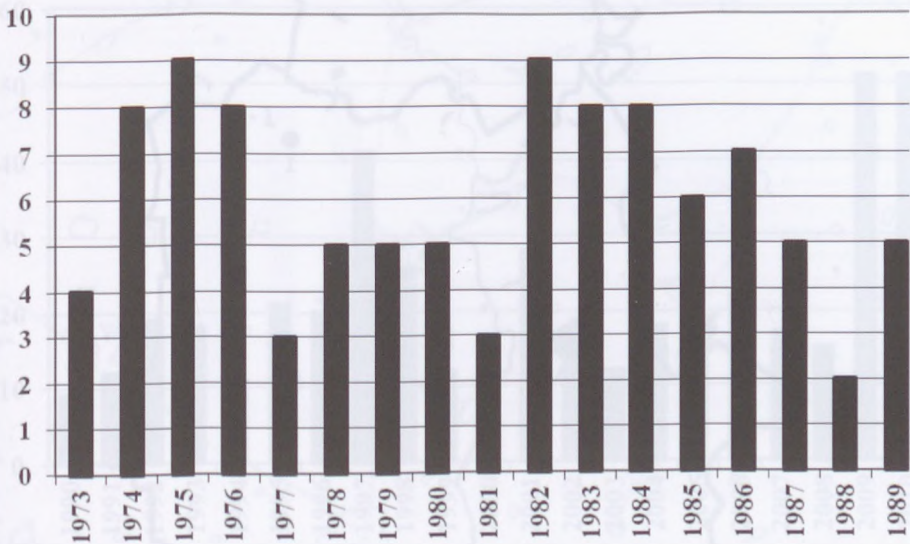
- 1990-ben a Hajdúháton, Hajdúböszörmény határában (Molnár et al. 1990; Konyhás & ifj. Oláh, 2004)
- 1995–1996 között Karcag határában (Konyhás & ifj. Oláh, 2004)
- 1992–1995 között a Tisza-tó déli részénél, a Rebence Szilasfoknál, majd az Óhalászi-morotvánál, utóbb a Csapói Holt-Tisza felett; a Tisza-tó északi részén a hordódi morotvánál (Dudás & Bod, 1999)
- 1996-ban Kenderes, Bánhalmán (magányos példány traverzen; Kapocsi I. pers. comm.)
- 1998-ban Nagykanizsa határában, a mórchelyi halastónál (Dudás & Bod, 1999).

Dolgozatunkban a halászsas Csongrád megyei vonulását, viselkedését elemezzük. Megemlítjük a táplálkozásával kapcsolatos megfigyeléseket, összefoglaljuk a Dél-Alföldön kézre került gyűrűs, valamint a sérült és elhullott madarak adatait, részletesen beszámolunk a fészkelési viselkedéséről, végezetül javaslatot teszünk a természetvédelmi intézkedésekre.

Hónap	jan.	feb.	márc.	ápr.	máj.	jún.	júl.	aug.	szept.	okt.	nov.	dec.
Példány	-	-	11	40	2	-	1	8	32	6	-	-

1. táblázat. A halászsas (*Pandion haliaetus*) havonkénti előfordulásai a tömörkényi Csaj-tavon 1973 és 1989 között Bod (1990) szerint

Table 1. Distribution of Osprey (*Pandion haliaetus*) observations by month on the Csaj-tó at Tömörkény between 1973 and 1989 (according to Bod, 1990)



1. ábra. A halászsas (*Pandion haliaetus*) évenként megfigyelt egyedszámának alakulása a Csaj-tón 1973 és 1989 között (Bod, 1990 alapján)

Figure 1. Changes in the annual numbers observed of Osprey (*Pandion haliaetus*) on Csaj-tó between 1973 and 1989 (after Bod, 1990)

Terület és módszer

Magyarország délkeleti részén, Csongrád megyében és a szomszédos megyék határos területein vizsgáltuk a halászsas előfordulását. Az adatokat 25 munkatársból álló megfigyelőhálózat szolgáltatta, több más ragadozómadár adataival együtt (Kotymán, 2004; Kotymán et al., 2008). A megfigyelők a nagyobb halastavakat és a pusztákat azonos intenzitással, heti 1-4 alkalommal, a kisebb halastavakat és a folyók mentét alkalmilag járták be, általában gyalogosan. A felmérés rendszerint az egyes élőhelyek teljes területét érintette. A megfigyeléseket a halastavakon a gátakról, a pusztákon a dűlőutak mentén vagy a magas kilátókból, a folyókon csónakból vagy a védgátról végezték. A vonulásra vonatkozó megfigyeléseket az 1990–2010 közötti időszakból, a fészkelésekről 1989-től gyűjtöttünk és dolgoztunk fel adatokat. Az előfordulási adatokon kívül a megfigyelőktől bekértük a viselkedésre, táplálkozásra, elhullásra vonatkozó információkat is.

A Dél-Alföld Magyarország legfelszántottabb része. A halászsas szempontjából értékelhető vizes élőhelyek négy csoportját különböztetjük meg:

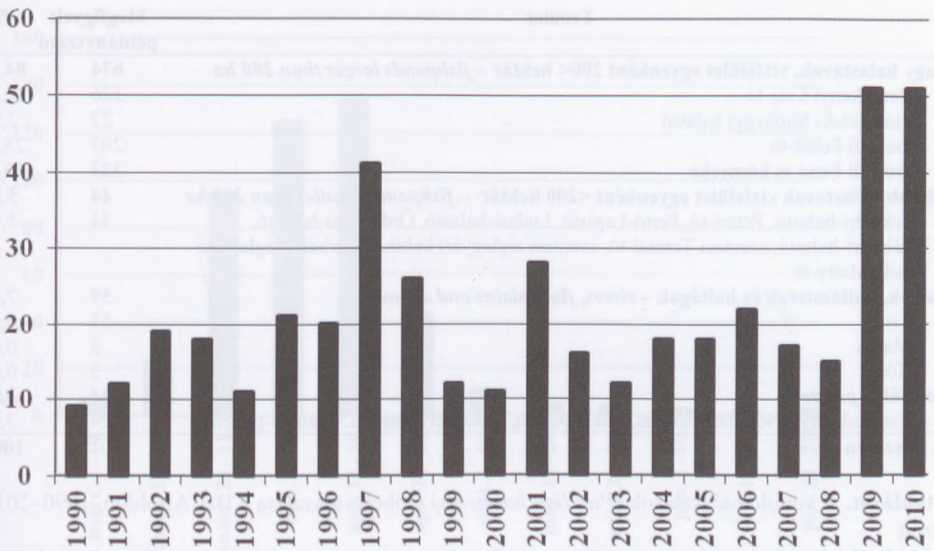
- a Tiszának és mellékfolyóinak, a Marosnak és a Körösnek a völgye, az élővízzel és a hullámtérrel;
- két intenzív működtetésű, egyenként 1000 hektárnál nagyobb vízfelületű halastórendszer a Tisza közelében;
- kisebb, maximum 200 hektár vízfelületű halastavak;
- szikes puszták és pusztafoltok.



1. térkép. A halászsas (*Pandion haliaetus*) fészkelőhelyei (1, 2) és legfontosabb vonulási élőhelyei (A, B) a Dél-Alföldön. 1: Szentés–Cserebökény; 2: Algyő–Fertő; A: Csaj-tó és Síróhegyi-halastó; B: Szegedi Fehér-tó és Fertő

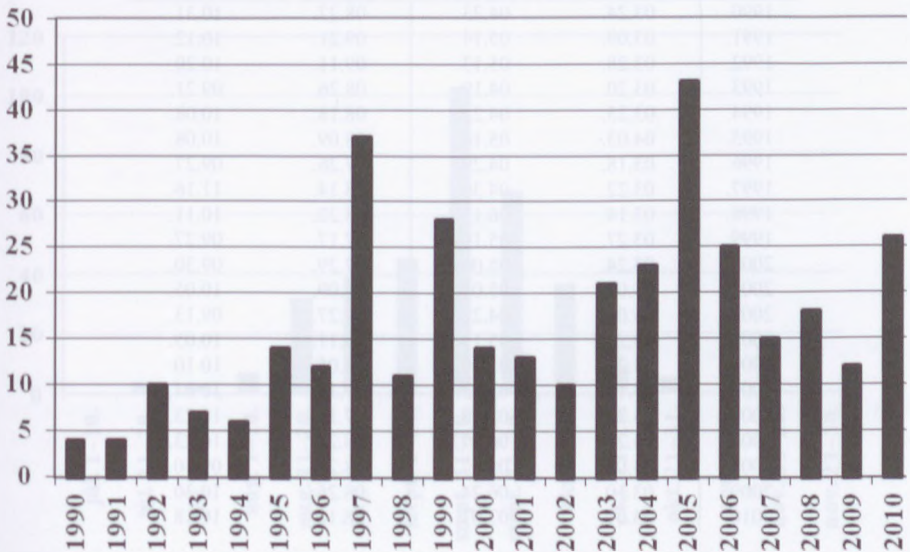
Map 1. Sites of nesting attempts (1, 2) and most important habitats (A and B) of Osprey (*Pandion haliaetus*) on the southern Great Plain: 1: Szentés–Cserebökény; 2: Algyő–Fertő; A: Csaj-tó and Síróhegyi-halastó; B: Szegedi Fehér-tó and Fertő

A Tisza 105 kilométer, a Maros 46 kilométer, a Körös 12 kilométer hosszan folyik keresztül a vizsgálati területen. Mindhárom folyót 200–3000 méter széles, erdőkkel, rétekkel és a folyó holtágaival tagolt hullámtér határolja. A tavaszi áradásos időszak március–áprilisban éppen egybeesik a halászsas vonulásával. Ilyenkor a hullámterek kaphatnak akár több ezer hektár kiterjedésű és változó, 0,5-6,0 méter mélységű vizet.



2. ábra. A halászsas (*Pandion haliaetus*) tavaszi vonuló egyedszámának alakulása évente a Dél-Alföldön, 1990–2010 között

Figure 2. Annual numbers of Ospreys (*Pandion haliaetus*) observed during spring on the southern Great Plain between 1990–2010



3. ábra. A halászsas (*Pandion haliaetus*) őszi vonuló egyedszámának alakulása évente, a Dél-Alföldön, 1990–2010 között

Figure 3. Annual numbers of Ospreys (*Pandion haliaetus*) observed during autumn on the southern Great Plain between 1990–2010

Terület	Megfigyelt példányszám	%
Nagy halastavak, vízfelület egyenként 200< hektár – fishponds larger than 200 ha	674	84,1
– tömörkényi Csaj-tó	126	15,7
– csanyteleki Síróhegyi halastó	22	2,8
– szegedi Fehér-tó	203	25,3
– szegedi Fertő és környéke	323	40,3
Kiseb halastavak vízfelület egyenként <200 hektár – fishponds smaller than 200 ha	44	5,5
–Vekeréri-halastó, Péteri-tó, Fertő-Lapistó, Ludasi-halastó, Ördöngösi-halastó, Nyálaséri-halastó, szentesi Termál-tó, szentesi téglagyári kubik, vásárhelyi téglagyári kubik, Matty-ér	44	5,5
Folyókák, hullámterek és holtágak – rivers, floodplains and oxbows	59	7,4
– Tisza	53	6,6
– Maros	3	0,4
– Körös	3	0,4
Puszták – pusztas	24	3,0
– Cserebökény, Csongrád-Bokros, Baksi-pusztas, Vásárhelyi-pusztas, Csanádi-puszták	24	3,0
Összesen	801	100%

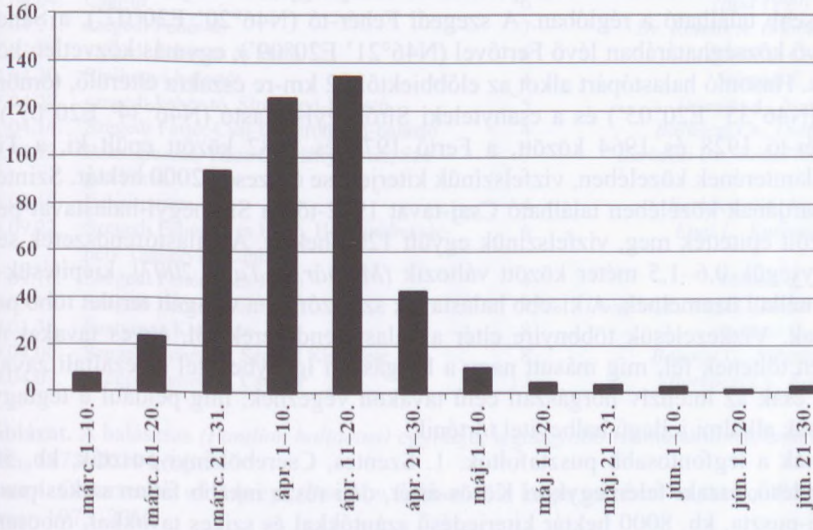
2. táblázat. A vonuló halászsasok (*Pandion haliaetus*) élőhelyválasztása a Dél-Alföldön, 1990–2010 között

Table 2. Habitat choice of migrating Ospreys (*Pandion haliaetus*) on the southern Great Plain between 1990–2010 as based on the observed numbers in the different habitats

év	tavaszi első	tavaszi utolsó	ősz első	ősz utolsó
1990.	03.24.	04.23.	08.27.	10.31.
1991.	03.09.	05.14.	09.21.	10.12.
1992.	03.28.	05.13.	09.11.	10.20.
1993.	03.20.	04.19.	08.26.	09.21.
1994.	03.25.	04.25.	08.18.	10.08.
1995.	04.03.	05.14.	08.09.	10.08.
1996.	03.18.	04.29.	07.26.	09.27.
1997.	03.22.	04.30.	08.14.	11.16.
1998.	03.14.	06.15.	08.22.	10.11.
1999.	03.27.	05.10.	07.17.	09.27.
2000.	03.24.	05.06.	07.29.	09.30.
2001.	03.09.	05.03.	08.09.	10.05.
2002.	03.06.	04.22.	07.27.	09.13.
2003.	03.23.	05.11.	07.11.	10.05.
2004.	03.21.	05.10.	08.05.	10.10.
2005.	03.14.	05.03.	07.18.	10.04.
2006.	03.20.	05.28.	07.15.	10.23.
2007.	03.26.	06.07.	08.20.	10.23.
2008.	03.04.	05.27.	08.29.	09.30.
2009.	03.10.	06.24.	08.26.	10.30.
2010.	03.09.	07.01.	08.18.	10.18.

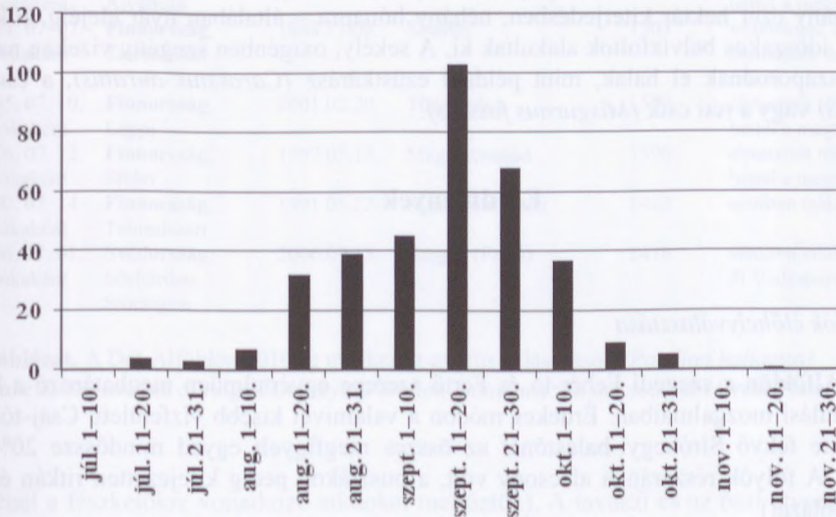
3. táblázat. A halászsas (*Pandion haliaetus*) legkorábbi és legkésőbbi előfordulásai a Dél-Alföldön 1990–2010 között vonulási időszakonként

3. táblázat. Earliest and latest dates of occurrences during spring and autumn migration of Ospreys (*Pandion haliaetus*) on the southern Great Plain between 1990–2010



4. ábra. A halászsas (*Pandion haliaetus*) tavaszi vonuló egyedszámának dekádonkénti alakulása a Dél-Alföldön 1990–2010 között

Figure 4. Numbers of migrating Ospreys (*Pandion haliaetus*) during spring by decades on the southern Great Plain between 1990–2010



5. ábra. A halászsas (*Pandion haliaetus*) őszi vonuló egyedszámának dekádonkénti alakulása a Dél-Alföldön 1990–2010 között

Figure 5. Numbers of migrating Ospreys (*Pandion haliaetus*) during autumn by decades on the southern Great Plain between 1990–2010

A halastavakat az elmúlt 80 évben építették ki. A legnagyobb kiterjedésű halastavakból négy jelentősebb található a régióban. A szegedi Fehér-tó (N46°20' E20°07'), a Sándorfalva és Algyő községhatárában lévő Fertővel (N46°21' E20°09'), egymás közvetlen közelében fekszik. Hasonló halastópárt alkot az előbbiektől 22 km-re északra elterülő, tömörkényi Csaj-tó (N46°35' E20°05') és a csanyteleki Síróhegyi-halastó (N46°34' E20°07'). A szegedi Fehér-tó 1928 és 1964 között, a Fertő 1979 és 1982 között épült ki, a Tisza jobbparti hullámterének közelében, vízfelszínük kiterjedése összesen 2000 hektár. Szintén a Tisza jobb partjának közelében található Csaj-tavat 1962-től, a Síróhegyi-halastavat pedig 1979–80 között építették meg, vízfelszínük együtt 1200 hektár. A halastórendszerek sekélyek, vízmélységük 0,6–1,5 méter között változik (Molnár & Tajti, 2007), kiépítésük óta megszakítás nélkül üzemelnek. A kisebb halastavak szétszórta a vizsgált terület több pontján találhatóak. Vízkezelésük többnyire eltér a halastórendszerekétől, egyes tavakat nem minden évben töltenek fel, míg másutt nagy a horgászati igénybevétel és ezáltal zavarás. Haltelepítést csak az intenzív horgászati célú tavakon végeznek, míg például a téglagyári kubikokon csak alkalmi jellegű halbevétel történik.

Az alábbiak a legfontosabb pusztafoltok: 1. Szentes, Cserebökényi-puszták, kb. 5000 hektár kiterjedésű, északi felén egykori Körös-ártér, déli része inkább fátlan szikes puszta. 2. Vásárhelyi-puszta, kb. 8000 hektár kiterjedésű szántókkal és szikes tavakkal, mocsarakkal mozaikolt szikes gyepek, Orosháza–Székkutas–Békéssámson háromszögében. 3. A Csánádi-puszták, Tótkomlós és Királyhegyes közötti, 5000 hektár kiterjedésű, három szikes-mocsaras pusztafolt, hasonló felépítésű, mint a Vásárhelyi-puszta. 4. Csongrád-Bokros, az előzőeknél kisebb, kb. 1500 hektáros szikes gyepek. 5. A pusztaszeri Baksi-puszta 3000 hektáros szikes gyepek szikes tóval, szikes mocsarakkal a Csaj-tó közvetlen közelében, a Tisza szomszédságában terül el. Valamennyi pusztára, pusztafoltra jellemző, hogy belvizes tavaszokon néhány ezer hektár kiterjedésben, néhány hónapra – általában nyár elejéig, ritkán tovább is – időszakos belvízfoltok alakultak ki. A sekély, oxigénben szegény vizeken nagy tömegben szaporodnak el halak, mint például ezüstkárász (*Carassius auratus*), a csuka (*Esox lucius*) vagy a réti csík (*Misgurnus fossilis*).

Eredmények

Vonulás

A vonulók élőhelyválasztása

A Dél-Alföldön a szegedi Fehér-tó és Fertő szerepe egyértelműen meghatározó a halászas vonulási mozgalmaiban. Érdekes módon a valamivel kisebb vízfelületű Csaj-tónál és a mellette fekvő Síróhegyi-halastónál az összes megfigyelt egyed mindössze 20%-a fordult elő. A folyók részaránya alacsony volt, a pusztákon pedig kifejezetten ritkán észleltük (2. táblázat).

A vonulás dinamikája

A vizsgált 21 évből összesen 801 példány vonulási adatát gyűjtöttünk össze (az értéke-

Dátum	Hely	Példány	Megfigyelő
1975.04.04.	Csaj-tó	6	(Bod 1990)
1978.04.21.	szegedi Fehér-tó	7	Dr. Randik A. (Molnár 1978)
1992.03.29.	szegedi Fehér-tó és Fertő	6	Barkóczy Cs.
1997.04.20.	Síróhegyi-halastó	4	Schmidt E.
1997.04.27.	szegedi Fehér-tó, Síróhegyi-halastó	5	Domján A., Nagy T.
2001.04.14.	Szegedi Fertő, Csj-tó, Síróhegyi-halastó	4	Barkóczy Cs., Domján A.
2002.04.13.	Baksi-pusztá, Tisza Levelényi-ártér, Szeged Fertő	7	Barkóczy Cs., Kókai K., Torma N.
2005.04.19.	Baksi-pusztá	4	Barkóczy Cs., Nagy T.
2005.09.22.	Szegedi Fehér-tó és Fertő, Hódmezővásárhely Téglagyári-kubik	6	Engi L., Kotymán L.
2007.09.16.	Szegedi Fehér-tó és Fertő	4	Molnár Á.
2008.09.14.	Szegedi Fehér-tó és Fertő	4	Domján A., Engi L., Kókai K., Molnár Á.
2009.03.30.	Szatymaz Kisfekete	8	Bakacsi G.
2009.04.06.	Szegedi Fehér-tó, Szeged Kisfekete	8	Bakacsi G., Mészáros Cs.
2010.04.07.	Szegedi Fehér-tó, Csj-tó	12	Barkóczy Cs., Rácz A.

4. táblázat. A halászsas (*Pandion haliaetus*) egyidejű, legnagyobb számú előfordulásai a Dél-Alföldön, 1973–2010 között

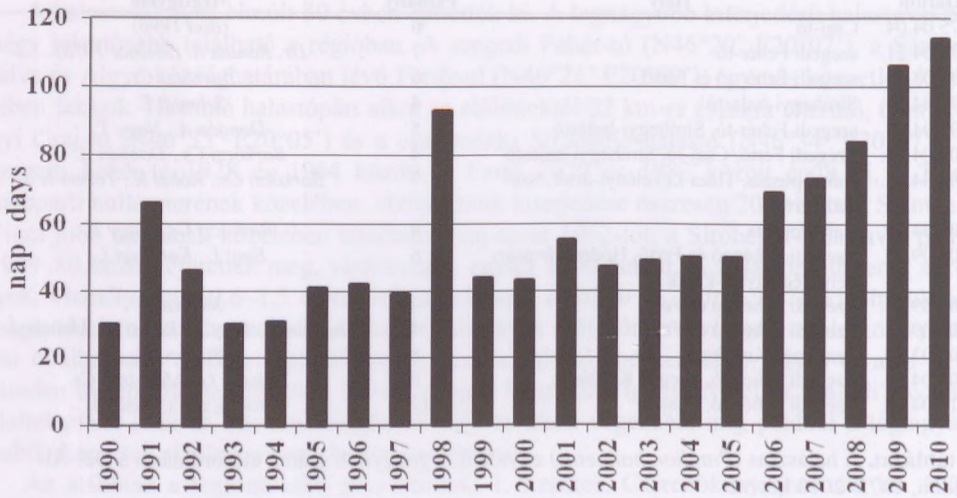
Figure 4. Occurrences of Ospreys (*Pandion haliaetus*) in larger numbers on the southern Great Plain between 1973–2010

Gyűrűzés időpontja	Gyűrűzés helye	Megkerülés időpontja	Megkerülés helye	Elmozdulás (km)	Megtalálás körülményei
1965. 06. 24. fiókaként	Svédország, Båven	1987.11.11.	Hódmezővásárhely	1420	csak a gyűrűt találták meg
1969. 07. 17. fiókaként	Finnország, Alvettula	1971.09.15.	Csanytelek	1649	elpusztult több mint egy héttel a megtalálás előtt
1984. 07. 07. fiókaként	Finnország, Tammisaari	1988.11.08.	Szentes	1503	vezetéknek ütközött, elpusztult, de nem ismert mikor
1985. 07. 10. fiókaként	Finnország, Loppi	2001.02.20.	Tömörkény	1597	elpusztult több mint egy héttel a megtalálás előtt
1986. 07. 12. fiókaként	Finnország, Sibbo	1997.05.15.	Magyarcsanád	1596	elpusztult több mint egy héttel a megtalálás előtt
1990. 07. 14. fiókaként	Finnország, Tammisaari	1991.05.22.	Kunszentmárton	1462	sérülten találva
2006. 07. 01. fiókaként	Svédország, Sörfjärden, Storängen	2006.09.15.	Szeged (Fertő)	1476	sérülten találva, a Szegedi Vadasparkba került

5. táblázat. A Dél-Alföldön 2010-ig megkerült gyűrűs halászsasok (*Pandion haliaetus*)

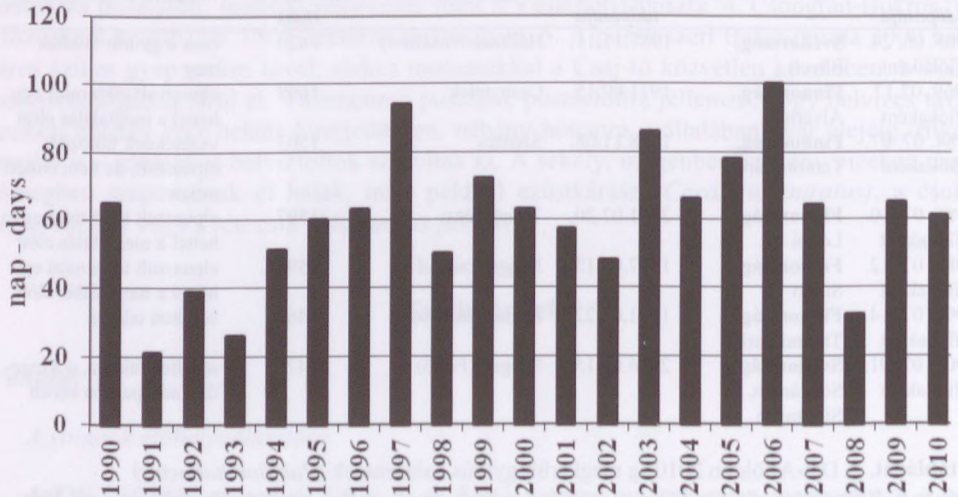
Figure 5. Recoveries of ringed Ospreys (*Pandion haliaetus*) on the southern Great Plain until 2010

lésénél a fészkelőkre vonatkozó adatokat mellőztük). A tavaszi és az őszi átvonulók száma az elmúlt 21 évben erősen hullámzott, némileg emelkedett. Az előfordulási minimumokat és maximumokat élőhelyi viszonyokhoz nem minden esetben tudtuk kötni. Mindössze egy évben, 1997-ben volt a tavaszi és őszi vonulás egyaránt kiemelkedően nagy egyedszámú (2–3. ábra). A nagyobb halastavak vízkormányzása évről évre kiegyenlített volt, a vonulók



6. ábra. A halászsas (*Pandion haliaetus*) tavaszi átvonulásának a hossza a Dél-Alföldön 1990–2010 között

Figure 6. Length of the migration period of Ospreys (*Pandion haliaetus*) during spring on the southern Great Plain between 1990–2010



7. ábra. A halászsas (*Pandion haliaetus*) őszi átvonulásának hossza a Dél-Alföldön 1990–2010 között

Figure 7. Length of the migration period of Ospreys (*Pandion haliaetus*) during autumn on the southern Great Plain between 1990–2010

számában tapasztalt évenkénti változás nem függött tőle; hasonlóan ahhoz, hogy áradásos, belvizes, majd aszályos években sem volt kiugróan magas vagy szokatlanul alacsony a megfigyelt vonulók egyedszáma.

Tavasszal a vonulás március közepétől indult, a megfigyelt halászsasok száma fokozatosan emelkedve április közepén érte el a maximumot, utána viszont gyors csökkenés következett be. A vonulás május első dekádjában végződött, bár egyes években május végi, júniusi kóborlók megjelenése miatt nehéz volt megállapítani pontosan a végét (4. ábra). Őszi vonuláskor az első egyedek július elején megjelenhettek, de igazából csak augusztus elejétől indult a faj vonulása. Szeptember elejéig gyengén emelkedett, utána viszont meredeken nőtt az átvonulók száma. Az őszi vonulása szeptember közepén tetőzött és október közepéig megszakítás nélküli csökkenést mutatott, a hónap végére pedig az utolsó egyedek is elmentek (5. ábra). A 21 vizsgált évből mindössze 7 szezonban volt nagyobb az őszi egyedszámuk, mint a tavaszi, bár ez a 7 eset az utóbbi 12 évben fordult elő (2–3. ábra). Átnyaralásra vonatkozóan nincs adatunk. Az őszi vonulás 14 szezonban hosszabb ideig tartott, mint a tavaszi vonulás. Egy időpontban ritka a 4, vagy annál több példány észlelése (4. táblázat). Egy példányt 530 alkalommal, 2 példányt 85-ször, 3 példányt 21-szer, 4-et 3 alkalommal és egy-egy esetben 7, 8, illetve 11 példányt láttak a megfigyelők.

A vonulók származása

A Csongrád megyében megkerült, gyűrűzött halászsasok listáját az 5. táblázat mutatja. A hét megkerült madárból 5 származott Finnországból és 2 Svédországból. Ez hasonló a nemzetközi és hazai vonulási elemzésekben kimutatott arányokhoz (*Alerstam & Christie 1993; Hake et al., 2001; Saurola, 2005; Haraszthy & Bagyura, 2009*).

Fészkelések

Lakatos (1882) konkrét adatok nélkül makói, *Schenk (1929)*, ezen felül kiszombori fészkelését említi. További fészkelését feltételezték, de bizonyítani nem tudták 1948-ban, illetve 1952-ben a szegedi Fehér-tó közelében lévő Tisza-hullámtéren (*Berezsk, 1950; Sterbetz, 1957*). Az elmúlt húsz évben két fészkelési kísérlete volt Csongrád megyében. Az alábbiakban e két esetet mutatjuk be részletesen, különös tekintettel a szentes-cserebökényire.

A szentes-cserebökényi fészkelési kísérlet (Dr. Bod Péter megfigyelése alapján)

A fészkelés előzményeként megemlítendő, hogy 1988 októberében gulyások – kutyák által szétépett – áramütést szenvedett, finn gyűrűs halászsast találtak (*ld. 5. táblázatban a 3. megkerülést*), közel a későbbi fészkes fához. 1989. március 24-én és április 1-én szokatlan helyen, a cserebökényi Belsőecser-pusztán a lőtér mellett mutatkozott egy halászsas. Itt korábban nem látták ezt a fajt.

1989. április 21-én *Dr. Molnár Gyula (in litt.)* és *Kármán Balázs* a Cserebökényi-pusztá eperjesi bekötőúttól északra eső részén, az ott található akácfasor legöregebb fájának csúcsára egy nagy méretű fészket építő halászsast figyelt meg. Az egymagában lévő példány a közeli jegenyenyár erdősáv csúcsháradt fáinak hegyéről röptében tördelte az ágakat, ezeket hordta a fészkekre, ami egy V-alakú villába épült. Április 25-én már nem látták a sast a pusztán. A fészek közelében lévő fák alatt sok ürüléket és halmaradványt találtak.

1990. április 6-án az 1989. évvel megegyező helyen a fészeknél két halászsas mozgott.



8. ábra. A halászsas (*Pandion haliaetus*) fészke Szentés-Cserebökényben a költőpárral (1991. április 24.; fotó: Bod Péter).

Figure 8. The nest of Osprey (*Pandion haliaetus*) near Szentés-Cserebökény with the nesting pair (April 24, 1991; photo: Péter Bod).

A hím repülve törte le és hordta a fészekbe a kb. 600-700 méterre lévő jegenyessorról a száraz gallyakat. A gallyak között 4 cm átmérőjű is volt. A tojó eközben eltűnt a készülő fészkek közeléből, feltételezzük, hogy a közeli halastavon halászott. A fészkekhez legközelebbi halastavak közül a kunszentmárton-vekeréri 3,5-4 km-re, a cserebökényi 1,5 km-re volt. A fészket tartó fa egy felhagyott rizsföld csatornapartján kétsoros akácfasor csúcshártyájára épült. A 80-90 cm átmérőjű, 12-13 méter magasan rakott fészkek már messziről látszottak. A sas igen masszív, erős ágakból rakta, a fészkekészítést a legelőgyep puhább részéről kitépett fűvel és földdel bélelte ki. Április 13-án mindkét madár száraz ágon halat evett, sűrűn ürítettek. Hosszan csipegették a karmuk közül a halat, hosszabb pihenőt is tartottak, majd elfogyasztva a halat az ujjait, karmaikat tisztogatták. A hím most innen az akácfasorból tört gallyakat és rakta a fészekbe, azt hosszabban rendezgette, forgott a fészken, kipróbálta. A gallyak elhelyezése után a hím madár a tojó hátára állt párásszerűen, de ez nagyon rövid ideig tartott. A fészkek rakás közben a tojó a fészkes fa vagy a szomszéd fa

száraz ágán állt. A fészek társbérlője egy mezeiveréb (*Passer montanus*)-pár volt. A fészekbe többször szállt vörös vércse (*Falco tinnunculus*). Április 16-án délelőtt csak a tojó volt a fészeknél, táplálkozott. A fa alatt 4 szarka (*Pica pica*) leste a halmaradványokat. Vörös vércsek és csókák (*Corvus monedula*) is meglátogatták, kipróbálták a fészket. Április 20-án délelőtt 9 óra körül és délután 16 órakor csak egy madár tartózkodott a fészeknél. Időközben a fészek környéke zavartrá vált, ugyanis attól kb. 400 méterre gulyaállás telepítésébe kezdett egy gazdálkodó. Április 23-án délelőtt mindkét madár a fészeknél volt. Esett az eső. A hím gyökerestül kitépett fűvet, földet hozott a fészekre, mellyel a csészét bélelte. Közben a gazdálkodó tovább rendezgette a karámot. Április 24-én ismét párban tartózkodtak a fészeknél. A hím többször a karám mellől hordott fűvet földdel, melyet repülve két karmával tépett ki. A tojó eközben evett a fa száraz ágán. A madarak minden repüléskor a fa körül alacsonyan kört írtak le. A hím majdnem minden fészekanyag elhelyezése után rászállt a tojóra, de csak egyszer pázrottak hosszabban, a többi eset csak sikertelen próbálkozásnak tűnt. 9 óra 45 perckor mindkét madár a puszta felett magasan felkörösözött, ekkor voltak utoljára láthatók. A fészket később egy kékvércse (*Falco vespertinus*)-pár foglalta.

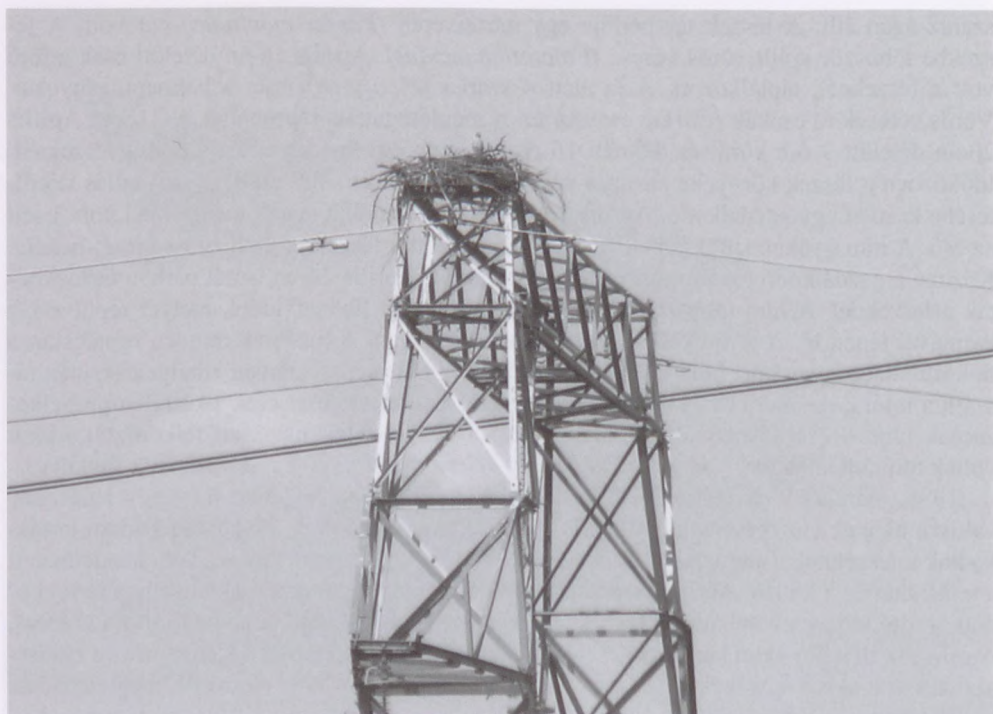
1991. március 9-én, majd 21-én a Cserebökényi-halastónál jelent meg egy halászsas, valószínűleg az előző évben megfigyelt hím volt. Április 3-án és 12-én már párban tartózkodtak a fészeknél. Tatarozták a fészket, pázrottak, táplálkoztak. Április 15-én kezdődhetett a tojásrakás és a kotlás. Április 18., 19., 22. és 24. napján a hím a fészek közelben tartózkodott, a tojó teljesen belelapult a fészekbe, időnként látszott a feje, amikor fordult (8. ábra). Április 30-án a hím nem került elő, a tojó fészken ült. Május 7-én és 15-én nem volt halászsas a fészken, azt egy kékvércse-pár foglalta el. A három évre elhúzódó megtelepedési kísérlet ezzel véget ért. 1992-ben halászsas már nem jelentkezett a fészeknél, benne kék vércse költött. A fészek még négy évig maradt fenn.

Az algyő-fertői fészkelési kísérlet (Pataki Zsolt és társai megfigyelése alapján)

A területen dolgozó hivatásos vadász találta meg a fészket egy 120 kV-os vezeték oszlopán, 2009 márciusának közepén. A halászsas-pár ekkor folyamatosan építette fészket a traverz tetejére. Egyik alkalommal száraz nyárfagallyat vittek rá, végül az kb. 100 cm átmérőjű és 30 cm vastag lett. Április elején már ülte a madár jól megépített fészket. Egy hónapon keresztül lehetett látni mindkét sást, majd április közepén hirtelen eltűntek. A hím pár nappal tovább maradt. 2009-ben vörös vércse költött a fészekben. 2010 áprilisában egy magányos halászsas mutatkozott a fészek közelében, majd ismét vörös vércse költött benne (9. ábra).

A halászsas viszonya más ragadozó madarakhoz és egyéb madarakhoz való viszonya

Bakacsi G. megfigyelései szerint egyszer immatur rétisas (*Haliaeetus albicilla*) támadta alulról röptében, de nem tudott olyan ütemben emelkedni, mint a halászsas. Egy oszlopon ülő halászsast egy egerészölyv (*Buteo buteo*) elzavart és beült a helyére. Barna rétihéjával (*Circus aeruginosus*) egymás iránt teljesen közömbösek voltak, néha a talajon is elüldögéltek egymástól 80-100 méterre. A dankasirályok (*Larus ridibundus*) fészektelepük környékén támadták, rárepültek, de a halászsas nem nagyon zavartatta magát. A sárgalábú



9. ábra. A halászsas (*Pandion haliaetus*) fészke Algyő-Fertőn, rajta vörös vércsével (*Falco tinnunculus*) (2009. április 30.; fotó: Bakacsi Gábor)

Figure 8. The nest of Osprey (*Pandion haliaetus*) near Algyő-Fertőn with a Kestrel (*Falco tinnunculus*) (April 30, 2009; photo: Gábor Bakacsi)

sirály (*Larus michahellis*) a halászsas vízbezuhanásakor sietett a sas elé és akkor is üldözte, ha az nem fogott semmit. Néha hosszabban követte, ami láthatóan már zavarta a sast, mert megpróbált kitérni előle. A búbicek a közójük ereszkedő halászsassal szemben nem mutatnak félelmet, sőt támadták azt.

Bod P. megfigyelése szerint a cserebökényi fészkelő pár hímjét fészekanyagszerzés közben búbicek (*Vanellus vanellus*), vércsék (*Falco* sp.) és nagy godák (*Limosa limosa*) támadták.

Táplálkozás

Bakacsi G. megfigyelései szerint napi kétszeri, délelőtti és délutáni aktív vadászati és táplálkozási időszaka van. Reggel egy kb. 800 grammos ponty felét elfogyasztva 3-5 órát mozdulatlanul emészt a halászsas, majd délután folytatja az evést. Ha elriasztják és nem viszi magával a zsákmányt, akkor másikat fog. A halak belső részeit és a kopoltyúkat rendszerint nem eszi meg. Előfordult, hogy az útmenti oszlopon halat tépő példány felzavarva a szokásos szántóra ereszkedés helyett, több száz méter magasra termikelt a közel egy kilogrammosra becsült ponttyal (*Cyprinus carpio*). A vadászat során a lecsapásoknál gyakori az

üres, hal nélküli kiemelkedés, a sikeres zsákmányolás becsült aránya 10-30%.

A Fehér-tó tőegységei közül a két legnagyobb, ezért legkevésbé zavart 240, illetve 180 hektáros kiterjedésű vadásztak legszívesebben. Innen jártak ki pihenni és enni a közeli mezőgazdasági földeken áthúzó 120 kV-os vezetékek acél oszlopaira. A Fehér-tavon és Fertőn zömében telepített pontyot fogtak, e faj teszi ki az összes telepített hal 90%-át. A ponty súlya tavaszi kihelyezéskor 0,7–0,9 kg, ezek öszre 1–1,5 kg-ra nőnek. Haldög fogyasztását két alkalommal észlelték. Egyik alkalommal fehérbusa (*Hypophthalmichthys molitrix*)-dögöt evett. Emlős vagy madár zsákmányolására nincs adat, utóbbiak nem is mutatnak félelmet iránta.

Bod P. megfigyelése szerint a cserebökényi fészkelő pár naponta kétszer táplálkozott. A halat egy vízszintes száraz ágon fogyasztották el. A vonulók a Csaj-tavon a 6-os és 7-es tőegység déli oldalán álló óriás nyárfákon zavartalanul ették meg zsákmányukat. *Molnár Gy.* (in litt.) az itteni fészkek alatt 1989-ben kb. 25 cm-es pontyok maradványait találta.

Védelmi problémák

Élőhelyek zavarása

Bakacsi G., illetve *Szell (1981)* megfigyelése szerint a Fehér-tónál és a Fertőnél a halászsasok zsákmányukkal többnyire kirepülnek a tavakról a környező mezőgazdasági területekre, illetve az ott álló nagyfeszültségű vezetékek traverzeire. E jelenség három okkal is magyarázható. Az egyik, hogy a Fehér-tó és Fertő tőegységei zavartak és zajosak. A halgazdaság halőrei a töltéseket járva és a sebzett példányokat csónakból üldözve évente 600-700 kárókatónát (*Phalacrocorax carbo*) és 600-800 sárgalábú sirályt lönek. Ezen felül 5-6 gázágyút használnak a halevő madarak riasztása céljából, melyek bekapcsolásakor 100 dB ismétlődő zajhatás éri a területet. A másik ok az lehet, hogy kevés a beülésre alkalmas fa a területen. A terület őrzését segítő áttekinthetőség biztosítása, valamint a töltés rendszeres karbantartása miatt a keresztgátakon alig van méretesebb, beülésre alkalmas fa. *Zsibók András* szerint (pers. comm.) 1982-ig a 12. tőegység etetőkaróin 5-6 halászsast is lehetett látni. A kárókatónák létszámának emelkedésével azonban a karókat kihegyezték, hogy madarak ne tudjanak ráülni. A harmadik ok lehet a rétisasok és a nagy termetű sirályok természetes zavaró hatása, táplálékparazita zsákmányszerző viselkedése e területen.

Sérült madarak és elhullások

A Cserebökényben 1988-ban talált áramütött példányról fentebb már említést tettünk. A cserebökényi fészkeléskor, 1991 májusában szélviharral kísért felhőszakadás volt a térségben. A vihart követően a közeli kunszentmártoni halastavaknál egy törött szárnyú, rossz egészségi állapotban lévő halászsast találtak. Finn gyűrű volt rajta (ld. 5. táblázat, 6. megkerülés). Sörétlövéstől szárnyesült halászsas került elő Sándorfalva határából, 1992-ben. Áramütéses példányt találtak Algyőtől északra, az ún. Irmái-kövesút közeléből, 20 kV-os oszlop alatt 1995-ben. Szárnyán mechanikai sérüléssel vittek a szegedi Vadasparkba egy fiatal, svéd gyűrűs példányt szintén Algyő közeléből, 120 kV-os vezeték alól, 2006-ban (ld. 5. táblázat 7. megkerülés).

Megbeszélés

A németországi vizsgálatokhoz hasonlóan (Bai et al., 2008) a nagy kiterjedésű eutróf halastavak szerepe elsődleges a halászsas élőhelyválasztásában a Dél-Alföldön is (2. táblázat). Sterbetz az ötvenes években folyó menti kiöntéseken találta a halászsast és nem az élővizeken (Beretzk & Keve, 1973). Hangsúlyoznunk kell, hogy bár saját vizsgálataink is a folyók alacsony részarányát mutatják, azonban figyelembe kell venni, hogy kevés folyóvízről tett felmérést tudunk végezni vonulási időszakban. Ekkor viszont szinte minden esetben megtaláltuk a halászsast a Tiszán az élővízparton. Ezzel egybecsengenek Paulovics (2003) Maroson tett megfigyelései, melyek szerint 1999 és 2002 között csaknem minden áprilisban és októberben talált egy-egy hosszabban elidőző példányt.

A területválasztást tekintve a Fehér-tó–Fertő halastórendszerén négyszer annyi halászsast figyeltünk meg, mint a Csaj-tó–Síróhegyi-halastó tóparján. Mi lehet ennek a jelentős különbségnek az oka? Mindkét halastópár haltermelésben, vízkormányzásban hasonló; a Tisza-hullámtér közelében fekszenek, ami megfelelő pihenőhelyet nyújt a halászsasnak. A szakirodalom gyakran hangsúlyozza, hogy a különböző rétisasfajok zsákmányt rabolnak a halászsastól és közöttük gyakori az interakció (Prévost, 1979; Simić, 2002), emiatt a halászsas igyekszik elkerülni a rétisasfajok által látogatott élőhelyeket (Ogden, 1975; Thiollay, 1989; Ewins, 1997; Bakka et al., 2010). Flemming & Bancroft (1990), valamint MacDonald & Seymour (1994) egy-egy esetről számol be, amikor fehérfejű rétisas (*Haliaeetus leucocephalus*) halászsast zsákmányolt. Az afrikai telelőterület megválasztását is befolyásolja, hogy a lármás rétisassal (*Haliaeetus vocifer*) sűrűbben települt Kelet-Afrikában kevés halászsas fordul elő (Hake et al., 2001). A Csaj-tó és a Síróhegyi-halastó, valamint a környező Tisza-hullámterek, azaz a Pusztaszeri Tájvédelmi Körzet északi része a legjobb rétisaselőhelyek a Dél-Alföldön, viszont a tájvédelmi körzet déli részén, a szegedi Fehér-tónál és Fertőn viszonylag kevés rétisas fordul elő (Kotymán, 2004). Mindezek alapján alaposan feltételezhető, hogy hasonló okból a halászsas Csongrád megyében a rétisas által kevésbé preferált szegedi Fehér-tavat és Fertőt látogatja a vonulása alatt és kerüli a Csaj-tót. Szintén ezt támasztja alá Dr. Bod Péter megfigyelése, aki a Csaj-tavon mindössze két esetben látott egy napon halászsast és rétisast.

Az 1935 óta rendszeres megfigyelés alatt álló Fehér-tavon és környékén évről évre folyamatosan nőtt az átvonuló halászsasok mennyisége. Míg az 1935 és 1972 közötti 38 évből 283 példány (Beretzk & Keve, 1973), addig 1990 és 2010 közötti 21 évből már 526 példány előfordulását jegyezték fel a megfigyelők. Igaz, a halastó jelenlegi méretét eközben érte el és megépült mellette a szegedi Fertő halastó is. Feltételezhetően a vízfelület növekedése is előnyösen hatott a vonulók számára. A Csaj-tón és környékén – két, időben közelebbi időszakot összehasonlítva – kisebb ütemben emelkedett az egyedszámuk.

Beretzk 169 fehér-tavi megfigyelése 283 példányra vonatkozott (Beretzk & Keve 1973), ami átlagosan megfigyelésenként 1,67 példányt jelent. Ehhez képest saját vizsgálatunk szerint a magányos előfordulások aránya megnőtt, így átlagosan 1,24 példány jutott egy megfigyelésre. Hasonló értéket – 1,28 példány/megfigyelés – adnak Bod (1990) csaj-tavi észlelései. Az irodalmi adatokat áttekintve tavaszi egyidejű nagyobb számú előfordulása országosan is kimagasló (Kovács, 1995; Tóth 1995; Haraszthy, 1998; Konyhás & ifj. Oláh, 2004; Tögye, 2004).

Figyelemre méltó, hogy a Fehér-tavon (Beretzk & Keve 1973) és a Csaj-tavon (Bod, 1990) tett korábbi megfigyelésekhez hasonlóan 1990 és 1999 között saját vizsgálataink szerint is a tavaszi vonulás nagyobb egyedszámú, egyben rövidebb is volt az őszinél, eltekintve a hortobágyi előfordulásokkal, ahol az őszi vonulás az erőteljesebb (Konyhás & ifj. Oláh, 2004). Az utóbbi tizenkét évben azonban megfordulni látszik ez a hosszú ideje tartó arány és egyre többször figyelhető meg nagyobb őszi egyedszám. Felvetődik a kérdés, hogy ugyanazok a halászsasok vonulnak-e át az észak-alföldi Hortobágyon, illetve a Dél-Alföldön. Feltehetően a tavaszi és őszi vonulási útvonal némileg eltér a Dél-Alföldön. Minden jel szerint a vizsgált területre hurokvonulás jellemző, de egyértelmű eredményeket csak műholdas adóval felszerelt halászsasok vonulási képe nyújthatna. A rövidebb tavaszi vonulást magyarázhatja, hogy a vonulási stratégia más tavasszal, mint ősszel. Utóbbi esetben tovább elidőznek a sasok egy-egy kedvező élőhelyen, svédországi megfigyelések szerint (Stranberg & Alerstam, 2007) tavasszal gyakran csak a zsákmányolásig maradnak és vonulnak is tovább. A tavaszi, vagy az őszi átvonulók számában a különböző években tapasztalható eltéréseket az élőhelyek állapota nem magyarázza. Feltételezhetően sokkal inkább populációingadozások, vagy vonulási anomáliák határozzák meg.

Az 1935 és 1972 közötti időszak elején még májusban, utóbb áprilisban, az időszak végén márciusban érkeztek az első tavaszi vonulók (Beretzk & Keve 1973). Ez az állapot stabilizálódott mostanra és az általunk vizsgált 21 évben mindössze egy alkalommal fordult elő késői, áprilisi érkezés.

Az európai állomány nagysága és kiterjedése erőteljesen növekszik. Franciaországban egy Németország felől betelepült populáció alakult ki (Wahl & Barbrau, 2007), Skóciában Skandináviából származó állomány jött létre a XX. század közepétől (Cramp & Simmons, 1980; Alerstam & Christie 1993). Hollandiában, a magyarországihoz hasonló fészkelési kísérleteket a tartózkodási idő hosszabbodása, majd az átnyalások előzték meg (Bijlsma & Roder, 2002). A tartózkodási idő hosszabbodását már Beretzk & Keve (1973) is kimutatta. Az elmúlt 21 év megfigyelései alapján, a tavaszi vonulás időtartamának egyértelmű növekedését mutattuk ki (6. ábra). Egy esetleges megtelepedésnek ugyanakkor további feltétele is van. A legtöbb szerző hangsúlyozza a fiatal madarak, különösen a hímek kirepülési helyhez kötődő nagyfokú hűségét (Hake et al., 2001; Martell et al., 2002; Wahl & Barbrau, 2007). Az egyes populációk között azonban jelentős különbség lehet. Németországi felmérések szerint az összefüggő populáció évi terjedése mindössze 10 kilométer (Krummenacher et al., 2009), ezzel ellentétben a francia és a skót populáció sokkal távolabbról származott. Észak-Amerikában a keleti parton kelt fiatalok mindössze 6%-a települt a kirepülési helytől 125 km-nél messzebb, míg a nyugatiak átlagosan 441, maximum 903 km-re telepedtek meg (Johnson & Melquist, 1991). Svéd vizsgálatok szerint majdnem 60%-uk 100 km-en belül maradt, és csak 19%-uk fészkel 1000 km-nél messzebb (Österlöf, 1977). Mindezek alapján nem zárható ki egy magyarországi megtelepedés sem, bár a néhány magyarországi fészkelési kísérletből (Molnár, 1990; Dudás & Bod, 1999; Konyhás & ifj. Oláh, 2004) nehéz következtetni az északi, vagy a közép-európai populáció esetleges terjedésére. A cserebökényi fészkelés időszakában, a fészkelőhely közelében talált sérült, illetve elhullott halászsasok finn eredetűek voltak. Az egyik madár, amelyet a fészkelést megelőző évben találtak, 4 éves, adult madár volt. Egy másik egyed a fészkelés utolsó évében, közvetlenül a költőpár eltűnése után került elő sérülten. Ez utóbbi ivaréretlen fiatal

volt, azaz nem lehetett a költőpár tagja. Mindkettő a dél-finnországból Tammisaariból, 1500 km-ről érkezett. A cserebökényi költőpár származási helyét nem ismerjük. Nem zárható ki az sem, hogy közelebbi – 700-800 km-re lévő – német, vagy lengyel populációkból származtak.

Henny & van Velzen (1972) szerint egy egészséges állomány 5-10%-ban olyan nem költő párokat is tartalmaz, melyek a fészük közelében élnek. Fészük szegényes szerkezetű és nem mutatnak költési viselkedést. *Jamieson et al. (1982)* viszont arról számol be, hogy egy két éves korú egyedekből álló pár fészke nagyon nagy és jól megépített volt, a tojó pedig ülte a fészket. A cserebökényi pár jól megépített fészket ülte, sőt költésbe kezdett. A fészket nem ellenőrizték, így csak feltételezhetjük, hogy tojásuk is volt. Érdekes módon nem a halászsasok által sűrűn látogatott, inkább alkalminak mondható élőhelyre települtek, viszonylag távol a halastavaktól, annak ellenére, hogy azok közelében is volt fészkelésre alkalmas fa.

Németországban általánosan elterjedt a nagyfeszültségű oszlopokon való fészkelés (*Hauff 1996*), ellenben Lengyelországban ez teljesen ismeretlen (*Meyburg et al., 1994; Mizera & Szymkiewicz, 1996*). A magyarországi eseteket tekintve nagyfeszültségű oszlopra épült a fészek Kenderes-Bánhalmán (*Kapocsi I. pers. comm.*) és Algyő-Fertőn. Másrészt a német felmérések szerint az állomány egyre inkább mezőgazdasági területeken költ (*Bai et al., 2008*), mint ahogy a legutóbbi Csongrád megyei fészkelés esetében is történt. Egyelőre megválaszolatlan kérdés, hogy a fészkelőhely-választás egyben utal-e a madarak származására és korára, tapasztaltságára. Cserebökényben a fészekanyagot a csúcsháradt fák hegyéről rárepülve tördelte a madár. Ehhez teljesen hasonló viselkedést figyelt meg *Kapocsi I. (pers. comm.)* a kenderes-bánhalmi fészkelésnél.

A szákmányolásra vonatkozó megfigyelések szerint szinte kizárólag pontyot fogtak, amelynek mérete általában nem érte el az egy kilogrammot. A nyugalmasabb helyeken a táplálkozóterületen álló fákon, zavart helyeken elektromos vezeték oszlopain, vagy a közeli szántóföldekre kiülve fogyasztották el prédájukat. Összevetve a szakirodalmi adatokkal (*Ueoka & Koplín, 1973; Szaro, 1978; Harmata et al. 2007*), a halastavakon feltűnően alacsony a sikeres szákmányolás aránya a sekély és jól halasított vizek ellenére.

A legfontosabb előfordulási helyén, a Fehér-tavon és a Fertőn a haleyő madarak elleni riasztás kihatással van a halászsasra is, bár annak nem a célfaja. Az alkalmas beülőhelyek hiánya szintén kedvezőtlen hatásként értékelhető. Így a tavakról kiszoruló sasokat középfeszültségű villanyoszlopokon áramütés érheti, mint ahogy egy példánnyal elő is fordult. Nyilvánvalóan igyekeznek ember által kevésbé zavart pihenő- és táplálkozóhelyet választani (vö: *Galarza & Dennis, 2009*). A vizsgált területen az eddig kézre került példányok közül egyet lelőttek, egy vezetéknek repült, egy viharban szárnyát törte, kettőt ért áramütés. Ugyanakkor a közeli nagyfeszültségű oszlopokat tápláléktépő-helynek használják a sasok és itt volt az egyik fészkelés is. Kétségtelenül kedvező körülmény a halászsas számára a táplálékrabló rétisas viszonylag kisszámú jelenléte a Fehér-tavon és a Fertőn.

A csekély beülési lehetőséggel bíró halastavak mellett az áramütés fokozott veszélyt jelent szinte minden ragadozómadárra. Figyelemre méltó, hogy a 7 gyűrűs madár közül legalább 5 egyed halastó közeléből került elő, közülük 4 egyed áramütést szenvedett vagy vezetéknek repült. A középfeszültségű villanyoszlopok szigetelése több madárvédelmi programnak (Kerecsen-Life, Kékvérse-Life) is hangsúlyos eleme. Ezekben a műveletek

ben szerepel a halastavak környékén lévő villanyoszloposorok szigetelése is. Így remélhető, hogy a probléma belátható időn belül megoldódik a szegedi Fehér-tónál és a Csaj-tónál. További védelmi intézkedésre van szükség a zavarás megszüntetésére a halászsas legfontosabb vonulóhelyén, a szegedi Fehér-tavon és Fertőn, ahol a karbidagyúzás beszüntetése, a nem védett tórészekeken pedig véget a vízivadvadászatok beszüntetése a faj nyugalalmát szolgálja.

Köszönetnyilvánítás

Hálás köszönetünk *Albert Andrásnak, Ampovics Zsoltnak, Barkóczi Csabának, Bánfi Péternek, Bártol Istvánnak, Bede Ádámnak, Domján Andrásnak, Engi Lászlónak, dr. Kasza Ferencnek, Kerényi Zoltánnak, dr. Kókai Károlynak, Lencse Ferencnek, Mészáros Csabának, Molnár Ádámnak, Molnár Lászlónak, Nagy Tamásnak, Őze Péternek, Pataki Zsoltnak, Pigniczki Csabának, Puskás Józsefnek, Szabó Ferencnek, Szűcs Péternek, dr. Tokody Bélának, Torma Norbertnek* és mindazoknak, aki megfigyeléseik átadásával önzetlenül hozzájárultak egy mostanra már jelentősnek mondható ragadozómadár-adatbázis létrejöttéhez. Külön köszönetünk *Bártol Istvánnak*, a szerb nyelvű szakirodalom fordításáért. Megköszönjük *Karcza Zsoltnak*, gyűrűzőközpont-vezetőnek a megkerülési adatok kigyűjtését és rendelkezésünkre bocsátását, *Széll Antalnak* és *Kapocsi Istvánnak*, hogy további információkkal segítették a dolgozat teljesebbé tételét, *Szelényi Balázsnak* és *iff. Kotymán Lászlónak* az archív képek felújítását és a térkép elkészítését. Hálás köszönetünk *dr. Kalotás Zsoltnak, Dr. Magyar Gábornak* és *Kovács Andrásnak* a kézirat lektorálásért. Végül, de nem utolsó sorban köszönjük a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságnak és a Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóságnak a védett területekre való belépés engedélyezését.

KIVONAT: Magyarország délkeleti részén, Csongrád megyében és környékén 1990 és 2010 közötti megfigyelések alapján vizsgáltuk a halászsas (*Pandion haliaetus*) vonulásdinamikáját, fészkelését, élőhelyválasztását, táplálkozását. Összesen 801 egyedre vonatkozó adatot dolgoztunk fel. Megállapítható volt, hogy a vonulók száma kis mértékben növekedett, hasonlóan növekedett az őszi vonulás időtartama is. A tavaszi vonulás általában nagyobb egyedszámú volt, mint az őszi. Legfontosabb előfordulási helye a nagy halastavak, mindenekelőtt a szegedi Fehér-tó és Fertő az ottani jelentős emberi zavarás ellenére. A halastavakon ponttyal (*Cyprinus carpio*) táplálkoztak. Két esetben fészkelési kísérletét rögzítettük: egyik alkalommal, nem tipikus élőhelyen, pusztán, fán fészkelte és költött sikertelenül. A második esetben nagyfeszültségű villanyoszlopon fészkelte eredménytelenül egy halastórendszer közelében.

Irodalom

- Alerstam, T. & Christie, D. A. (1993):* Bird migration. Cambridge University Press, Cambridge 420 p.
Bai, M., Schmidt, D., Gottschalk, E. & Mühlhennberg, M. (2008): Distribution pattern of an expanding Osprey (*Pandion haliaetus*) population in changing environment. *Journal of Ornithology*. <http://www.springerlink.com/content/t07x8l24x6026203/fulltext.html>
Bakka, S. V., Karyakin, I. V., Kiseleva, N. Yu., Denisov, D. A., Karpeev, V. E., Levashkin, A. P. &

- Nekrasov, M. S. (2010): Results of the monitoring status of breeding groups of rare raptor species and their conservation in the N. Novgorod District in 1998-2009, Russia. *Raptor Conservation* **18**, p. 46-67.
- Beretzk P. (1950): The avifauna of the Fehértó near the town Szeged. *Aquila* **51-54**, p. 51-78.
- Beretzk P. & Keve A. (1973): A halászsas Magyarországon. *Állattani Közlemények* **60**, p. 67-78.
- Bijlsma, R. G. & Roder, F. E. (2002): Nest-building Ospreys *Pandion haliaetus* in the Oostvaardersplassen in late summer 2002: start of the colonisation of The Netherlands? *De Takkeling* **10**, p. 238-250.
- Bildstein, K. (2006): Migrating raptors of the world: their ecology and conservation. Cornell University Press, Ithaca, 320 p.
- Bod P. (1990): Halászsas a Csaj-tavon 1973-89. Kézirat, 2 p.
- Burfield, I. & van Bommel, F. (2004): Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series No. 12. Cambridge, UK, p. 85.
- Casado, E. & Ferrer, M. (2005): Analysis of reservoir selection by wintering Osprey (*Pandion haliaetus haliaetus*) in Andalusian, Spain: a potential tool for reintroduction. *Journal of Raptor Research* **39**, p. 168-173.
- Cramp, S. & Simmons, K. E. L. eds. (1980): Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa. Vol. II. Oxford University Press, Oxford, 695 p.
- Dombrowski, V. & Ivanovski, V. (2005): New data on numbers and distribution of birds of prey breeding in Belarus. *Acta Zoologica Lituanica* **15**(3), p. 218-227.
- Dudás M. & Bod P. (1999): Mind gyakoribb vendégünk a halászsas. *TermészetBúvár* **54**(6), p. 38-39.
- Ewins, P. J. (1997): Osprey (*Pandion haliaetus*) populations in forested areas of North America: changes, their causes and management recommendations. *Journal of Raptor Research* **31**, p. 138-150.
- Flemming, S. & Bancroft, R. P. (1990): Bald Eagle Attacks Osprey Nestling. *Journal of Raptor Research* **24**, p. 26-27.
- Galarza, A. & Dennis, R. H. (2009): A spring stopover of a migratory Osprey (*Pandion haliaetus*) in northern Spain as revealed by satellite tracking: implications for conservation. *Animal Biodiversity and Conservation* **32**(2), p. 117-122.
- Hake, M., Kjellén, N. & Alerstam, T. (2001): Satellite tracking of Swedish Osprey *Pandion haliaetus*: autumn migration routes and orientation. *Journal of Avian Biology* **32**, p. 47-56.
- Haraszthy L. (szerk.) (1998): Magyarország madarai. Mezőgazda, Budapest, 441 p.
- Haraszthy L. & Bagyura J. (2009): Halászsas. In: Csörgő T., Karcza Zs., Halmos G., Magyar G., Gyurácz J., Szép T., Bankovics A., Schmidt A. & Schmidt E. (szerk.): Magyar madárvonulási atlasz. Budapest, Kossuth, p. 236-237.
- Harmata, P. J., Restani, M. & Harmata, A. (2007): Settlement patterns, foraging behavior, and reproductive success of Ospreys along a heterogeneous riverine corridor. *Canadian Journal of Zoology* **85**, p. 56-62.
- Hauß, P. (1996): Der Fischadler *Pandion haliaetus* in Mecklenburg-Vorpommern. In: Meyburg B.-U. & Chancellor R. D. (eds.): Eagle studies. World Working Group on Birds of Prey and Owls. Lentz Druck, Berlin, p. 17-21.
- Henny, C. J. & van Velzer, W. T. (1972): Migration patterns and wintering localities of American Ospreys. *Journal of Wildlife Management* **36**, p. 1133-1141.
- Jamieson, I., Seymour, N. & Bancroft, R. (1982): Time and activity budgets of Osprey nesting in northeastern Nova Scotia. *Condor* **84**, p. 439-441.
- Johnson, D. R. & Melquist, W. E. (1991): Wintering distribution and dispersal of northern Idaho and eastern Washington Ospreys. *Journal of Field Ornithology* **62**, 517-520.
- Kjellén, N. & Roos, G. (2000): Population trend in Swedish raptors demonstrated by migration counts at Falsterbo, Sweden 1942-97. *Bird Study* **47**, p. 195-211.

- Konyhás S. & ifj. Oláh J. (2004): Halászsas *Pandion haliaetus* (Linnaeus, 1758). In Ecsedi Z. (szerk.): A Hortobágy madárvilága. Hortobágy Természetvédelmi Egyesület, Balmazújváros, p. 225–226.
- Kotymán L. (2004): A rétisas (*Haliaeetus albicilla*) állománymozgalma és védelme Csongrád megyében 1990–2003 között. *Aquila* **111**, p. 43–57.
- Kotymán L., Bod P., Mészáros Cs. & Széll A. (2008): A pusztai ölyv (*Buteo rufinus*) helyzete a Dél-Alföldön. *Aquila* **114–115**, p. 57–70.
- Kovács G. (1995): A Hortobágy-Halastó madárvilága (1974–1994). In: Major I. (szerk.): Alföldi mozaik. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, p. 8–63.
- Krummenacher, B., Weggler, M., Schmidt, D., Bollmann, K., Köchli, D. & Robin, K. (2009): Wie gross sind die Chancen für eine Wiederansiedlung des Fischadlers *Pandion haliaetus* in der Schweiz? *Der Ornithologische Beobachter* **106**, p. 165–180.
- Lakatos K. (1882): Magyarország nappali orvmadarai. Burger Gusztáv, Szeged. 136 p.
- Lokki, H. & Saurola, P. (2004): Comparing timing and routes of migration based on ring encounters and randomization methods. *Animal Biodiversity and Conservation* **27.1**, p. 357–368.
- MacDonald, J. & Seymour, N. R. (1994): Bald Eagle attacks adult Osprey. *J. Raptor Res.* **28**, p. 122.
- Martell, M. S., Englund, J. V. & Tordoff, H. B. (2002): An urban Osprey population established by translocation. *J. Raptor Res.* **36**, p. 91–96.
- Männik, R. & Sellis, U. (2007): Population status of the osprey and action plan for its conservation in Estonia. In: International Meeting on Western-palaearctic Osprey Populations. Abstracts. Maremma Regional Park Alberese – Grosseto – Italy.
- Meyburg, B. U., Manowsky, O. & Meyburg, C. (1994): On the breeding success of the Osprey in Germany: comparison between tree nesters and nesters on power lines. Abstracts of presentations made at the Annual Meeting of the Raptor Research Foundation, Inc., held at Charlotte, North Carolina, on 3–7 November 1993. *J. Raptor Research* **28**, p. 48.
- Mizera, T. & Szymkiewicz, M. (1996): The present status of the Osprey *Pandion haliaetus* in Poland. In: Meyburg B.-U. & Chancellor R. D. (eds.): Eagle studies. World Working Group on Birds of Prey and Owls. Lentz Druck, Berlin, p. 23–33.
- Molnár A., Sándor I. & Dudás M. (1990): Halászsas (*Pandion haliaetus*) fészekrakása. *Calandrella* **4(2)**, p. 43.
- Molnár Gy. & Tajti L. (2007): Pusztaszeri Tájvédelmi Körzet. In: Tardy J. (szerk.): A magyarországi vadvízek világa. Alexandra Kiadó, Pécs, p. 186–207.
- Molnár L. (1978): Faunisztika néhány sorban. *Madártani Tájékoztató* 1978. május–június, p. 20–27.
- Ogden, J. C. (1975): Effect of Bald Eagle territoriality on nesting osprey. *The Wilson Bulletin* **87**, 4. p. 496–505.
- Österlöf, S. (1977): Migration, wintering areas, and site tenacity of the European Osprey *Pandion h. haliaetus* (L.). *Ornis Scandinavica* **8**, p. 61–78.
- Panuccio, M., Agostini, N. & Massa, B. (2004): Spring raptor migration at Ustica, southern Italy. *British Birds* **97**, p. 400–403.
- Paulovics P. (2003): Érdekes faunisztikai adatok a Marosról és hullámtéréből. *A Pusztá* **18**, p. 87–109.
- Prévost Y. (1979): Osprey–Bald Eagle interactions at a common foraging site. *Auk* **96**, p. 413–414.
- Raine, A. F. (2007): The international impact of hunting and trapping in the Maltese island. *BirdLife Malta*, 57/28 Triq Abate Rigord, Ta'Xbiex XBX 1120, Malta, 29 p.
- Saurola, P. (1997): The Osprey (*Pandion haliaetus*) and modern forestry: a review of population trends and their causes in Europe. *J. Raptor Res.* **31**, p. 129–137.
- Saurola, P. (2005): Monitoring and conservation of Finnish Ospreys *Pandion halietus* in 1971–2005. In: Status of Raptor Populations in Eastern Fennoscandia. Proceedings of the Workshop, Kostomuksha, Karelia, Russia, November 8–10, p. 125–132.
- Saurola, P. (2007): Finnish Osprey *Pandion haliaetus* 1971–2006: conservation and research. In:

- International Meeting on Western-palaearctic Osprey Populations, Maremma Regional Park Alberese – Grosseto – Italy
- Schenk J. (szerk.) (1929): Madarak III. In: Brehm A.: Az állatok világa. Gutenberg, Budapest. 418 p.
- Shirihai, H. & Christie, D. A. (1992): Raptor migration at Eilat. *British Birds* **85**, p. 141–186.
- Simić, D. V. (2002): Posmatranja orla ribara *Pandion haliaetus* na Dunavu u Srbiji u Boki Kotorskoj tokom 1998. *Ciconia* **11**, p. 160.
- Sterbetz I. (1957): A hódmezővásárhelyi Sasér természetvédelmi terület madárvilága (1948–54. évi megfigyelések alapján). *Aquila* **63–64**, p. 177–193.
- Stout, W. E., Greene, V. L. & Postupalsky, S. (2009): Migration routes, reproduction, and lifespan of a translocated Osprey. *The Wilson Journal of Ornithology* **121**, p. 203–206.
- Stranberg, R. & Alerstam, T. (2007): The strategy of fly-and-forage migration, illustrated for the Osprey (*Pandion haliaetus*). *Behav. Ecol. Sociobiol.* **61**, p. 1865–1875.
- Szaro, R. C. (1978): Reproductive success and foraging behavior of the Osprey at Seahorse Key, Florida. *The Wilson Bulletin* **90**, p. 112–118.
- Szell A. (1981): A Szegedi Fehér-tó őszi madármozgalmából, 1980. *Madártani Tájékoztató* 1981. április–május–június, p. 86–88.
- Thiollay, J.-M. (1989): Distribution and ecology of Palearctic birds of prey wintering in West and Central Africa. In: Meyburg, B.-U. & Chancellor, R. D. (eds.): *Raptors in the modern world*. WWGBP: Berlin, p. 95–107.
- Tomialojc, L. (1994): Osprey *Pandion haliaetus*. In: Tucker, G. & Heath, M. (eds.): *Birds in Europe: Their conservation Status*. BirdLife International. BirdLife Conservation Series No. 3. Cambridge, UK, p. 186–187.
- Tóth I. (1995): A Békés megyei ragadozómadár-állomány helyzete és változása 1990–1995. MME kiadvány, 53 p.
- Tőgye J. (2004): A Biharugrai-halastavak madárállománya 2002-ben. *A Puszta* **19**, p. 91–178.
- Ueoka, M. & Koplin, J. R. (1973): Foraging behavior of Ospreys in northwestern California. *J. Raptor Res.* **7**, p. 32–38.
- Yosef, R., Fornasari, L. & Giordano, A. (2000): Soaring migrants and the 1% principle. *The Ring* **22**, p. 79–84.
- Wahl, R. & Barbrau, Ch. (2007): Population dynamics and conservation of the Osprey in mainland France. In: International Meeting on Western-palaearctic Osprey Populations, Abstracts. Maremma Regional Park Alberese–Grosseto–Italy.
- Zalles, J. I. & Bildstein, K. L. (eds.) (2000): *Raptor Watch: A global directory of raptor migration sites*. BirdLife International; and Kempton, PA, USA: Hawk Mountain Sanctuary (BirdLife Conservation Series No. 9.) Cambridge UK. 419 p.

Breeding of Eurasian Sparrowhawks (*Accipiter nisus*) in two Hungarian towns

Sándor Papp

Department of Limnology, University of Pannonia

ABSTRACT — Raptors are becoming increasingly urbanized worldwide. My study summarizes the data on breeding Eurasian Sparrowhawks (*Accipiter nisus*) in a seven-year period (2003–2009) in two medium-sized Hungarian towns, Dunaújváros and Gödöllő. Four territories were found in city outskirts in urban parks and a narrow forest belt along the road, while a further territory was found in the downtown area of Dunaújváros. Altogether 19 nests were found in the vicinity of streets or lanes. Nests were built mostly on coniferous trees, 12–23 m above the ground. Breeding success was high: out of 4–6 eggs, 82.8% hatched, and 4 chicks fledged per nest on average, with no nest failing to fledge young. Both adults and nestlings were tolerant and more tolerant to human disturbance than those in natural habitats. These observations support the findings on other urbanized populations of the species, demonstrating that the Sparrowhawk became a successful city-dwelling bird.

Key words: *Accipiter nisus*, breeding biology, human disturbance, nesting behaviour, urbanization.

Correspondence: Department of Limnology, University of Pannonia, H-8201 Veszprém, Pf. 158; E-mail: shiversanyi@gmail.com

Introduction

Several raptor species are becoming increasingly urbanized recently throughout the world (Sorace & Gustin, 2008). One of these species is the Sparrowhawk (*Accipiter nisus*), although traditionally it has avoided human settlements for breeding, and its breeding populations extensively decreased around the middle of the 20th Century in Europe, mainly due to the use of organochlorine pesticides in agriculture (Newton, 1986; Perrins, 1998). This decline was also perceptible in Hungary (Tapfer, 1983; Perrins, 1998). After the use of organochlorines has been banned, the population of the species started to increase again (Perrins, 1998; Biadun, 2006), and in the early 1980s it has begun to colonize urban habitats (Newton, 1986). Nowadays, the species breeds successfully in a variety of urbanized environments such as the city of Edinburgh (McGrady, 1991), Hamburg (Risch et al., 1996) and Lublin (Biadun, 2006). In Hungary, the first urban nests of Sparrowhawks were reported in 1985 (Bagyura, 1985) in the capital city of Budapest, where the species now has a well-established breeding population of ca. 200 pairs (Bérces, 2007). However, very little information has been published about the urbanization of the Sparrowhawk elsewhere in the country (e.g. Prommer, 2006). Here I describe observations on the breeding biology of Sparrowhawks in two Hungarian towns.

Materials and methods

I monitored the breeding of Sparrowhawks between 2003–2009 in the urban zone in two medium sized towns, Dunaújváros and Gödöllő. Dunaújváros (location: 46°58'25.72"N

18°55'40.52"E; area: 53 km², population: ca. 50 000) was built in the 1950s during the industrialization of the country. Although the town is still a major host of industrial activity in Hungary, its built-up areas are interspersed with parks and greenery (Fig. 1), typically with coniferous trees. Gödöllő (location: 47°36'0.00"N 19°22'0.12"E; area: 62 km², population: ca. 34 000) is about 30 km from the outskirts of Budapest. Similarly to Dunaújváros, its parks mainly consist of coniferous trees.

In the breeding seasons of 2003–2009, from early March to late August, I screened every possible area of the two towns for the presence of Sparrowhawk nests and any other sign of the birds' activity, such as plucking sites and display vocalizations. Every year from the beginning of March I searched all wooded areas such as parks, cemeteries and playgrounds in both towns. The nests which had been found were checked every week visually from the ground in order to determine breeding performance. Such ground controls did not cause significant disturbance as incubating females never left the nests. Once during incubation and every week during the chick-rearing period (from May to mid August) I also checked each nest by climbing up the nest tree. For each nest, I have recorded GPS coordinates, nest height, tree species, the number of eggs or the number and sex of chicks. Sparrowhawks usually build a new nest each year on a different tree within a 100 m radius of the old nest (*Newton, 1986*), therefore I assigned such nests found in consecutive years to the same breeding territory.

In the study period 19 nests were found in total, comprising four territories in Dunaújváros and one in Gödöllő (Table 1, Fig. 1). One territory was in the inner city and four in outskirts (Fig. 1), all located in small (<35 ha) timbered areas in the vicinity of streets with medium-hard traffic and buildings. Territory A was situated between the bus station and the steelwork factory, in a small forest reserve with predominantly deciduous trees and some coniferous trees. Many people used this area for jogging and walking from the downtown to the factory. Territory B was located in the middle part of the town, in a narrow timbered area of coniferous trees, surrounded by the inner city. Territory C was situated at the edge of the town, in a long but narrow wood patch of mostly pine trees, next to a highway with heavy traffic. Territory D was located in a floodplain with only deciduous trees, close to the malt factory. People used this area for recreation, camping and fishing. Territory E was situated in the heart of Gödöllő, at the edge of a park of mainly deciduous trees, next to a residential area.

Most nests were situated on coniferous trees; however, nests in territory D were consistently built on deciduous trees (Table 1). Nest height was on average 16.3 m (SD=2.8; Table 1). Nests were not re-occupied in subsequent years; the birds built new nests always within 80 m from the old nest in each territory (average=39.92; SD=19.11). Nest sites of the neighbouring territories of Dunaújváros were located at average 1938 m (SD=413.1 m) from each other in the same year.

Results

Sparrowhawks usually started to build their nest at the beginning of April, than they continued until the end of the month. The timing of breeding varied both within and among territories (Table 1). The earliest breeding was in Dunaújváros (2007), when nest building

Territory	Town	Year	Tree type	Nest height (m)	Start of nest building	First egg date	Hatching date	Number of eggs	Number of hatched chicks	Chick sex ratio (male / female)
C	Dunaújváros	2003	Pine	15	10 Apr	8 May	6 June	4	4	4/0
A	Dunaújváros	2004	Pine	18	3 Apr	27 Apr	1 June	6	5	3/2
B	Dunaújváros	2004	Pine	12	9 Apr	30 Apr	3 June	4	4	3/1
A	Dunaújváros	2005	Pine	15	5 Apr	27 Apr	30 May	6	4	3/1
C	Dunaújváros	2005	Pine	16	17 Apr	17 May	19 June	6	3	1/2
D	Dunaújváros	2005	Poplar	12	12 Apr	14 May	16 June	4	4	4/0
A	Dunaújváros	2006	Pine	17	11 Apr	7 May	9 June	6	3	0/3
C	Dunaújváros	2006	Pine	17	6 Apr	24 Apr	27 May	4	4	1/3
D	Dunaújváros	2006	Poplar	18	5 Apr	30 Apr	1 June	6	4	4/0
E	Gödöllő	2006	Pine	16	16 Apr	5 May	6 June	4	4	3/1
A	Dunaújváros	2007	Pine	18	18 Mar	6 Apr	9 May	6	6	6/0
B	Dunaújváros	2007	Pine	13	28 Mar	20 Apr	20 May	4	4	2/2
E	Gödöllő	2007	Pine	18	14 Apr	2 May	4 June	4	4	2/2
A	Dunaújváros	2008	Pine	19	1 Apr	2 May	3 June	6	3	3/0
D	Dunaújváros	2008	Poplar	23	8 Apr	2 May	5 June	4	4	3/1
E	Gödöllő	2008	Pine	15	2 Apr	18 Apr	20 May	4	4	3/1
A	Dunaújváros	2009	Pine	17	28 Mar	18 Apr	20 May	6	4	2/2
D	Dunaújváros	2009	Ash	12	23 Mar	20 Apr	22 May	4	4	2/2
E	Gödöllő	2009	Pine	19	4 Apr	23 Apr	26 May	5	5	3/2

Table 1. Nest records of urban-breeding Sparrowhawks

1. táblázat. A két vizsgálati területen költő karvalyok fészkelési adatai

started on the 18th of March and the first young hatched on the 9th of May. The fledglings left their nests usually between June and July.

Breeding was successful in all of the 19 nests monitored. Average clutch size was 4.9 eggs ($SD=1.0$), out of which 4.1 ± 0.7 chicks hatched (Table 1). In 7 nests in Dunaújváros, 1 to 3 of the eggs did not hatch (Table 1); 5 of these nests were in territory A. These unhatched eggs had abnormal shape and/or pigmentation, suggesting infertility (Bérces, 2007). Fledging success was 100% in all nests, thus overall breeding success was 82.8%. Although I have no comprehensive data on post-fledging survival, I have witnessed that one of the fledglings was hit by a car and died (territory C, 2003). Brood sex ratio was generally male-biased, with males comprising on average 66% ($SD=28\%$) of the chicks (Table 1). No breeding took place in territory B and C in the same year. Since the birds were not marked it can neither be confirmed or ruled out that the same pair was breeding alternately in these territories. Population fluctuations between years may have been caused by loss through infectious agents (West Nile virus e.g.) or accidental death (bird crash to glass windows, wires, buildings during hunting, etc.).

The birds were usually tolerant towards humans. Females were especially aggressive and fearless in areas with many pedestrians (territories A and D). Upon nest checks, when I kicked the nest tree and climbed it, females stood up shouting, then left the nest but stayed nearby (ca. 30 m); they often attacked me from the air when I was close to the nest. In one case in 2005 in territory A, the female stayed in the nest while I climbed up to it, and

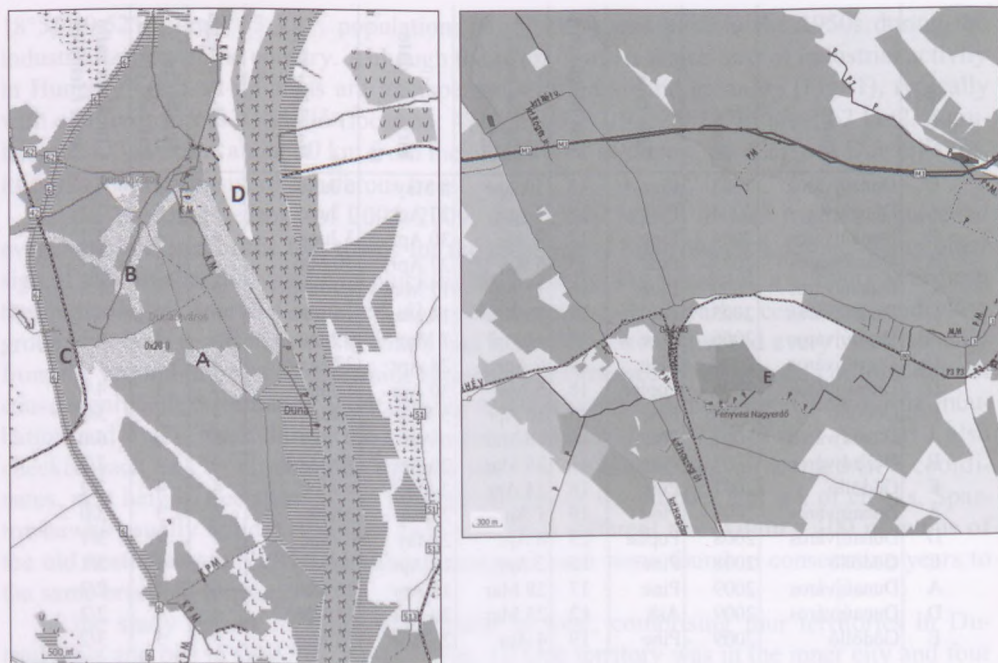


Figure 1. Breeding territories of Eurasian Sparrowhawks in Dunaújváros (left) and Gödöllő (right).
1. ábra. A Dunaújvárosban (bal oldali ábra), illetve Gödöllőn (jobb oldali ábra) költő karvalyok fészkeinek elhelyezkedése

guarded her ca. 5 days old chicks even when I was about 1 m away. For the young birds in the nest, the run-away distance was as short as a few meters. Males never attacked me, but they were more active and vocalized more than females at the end of the breeding season.

Discussion

My observations show that Sparrowhawks breed successfully in urbanized habitats that are smaller and thus have less timbered areas than the capital city. In both towns that I studied, the birds chose relatively small wood patches for nesting, similarly to what was noted for the species' natural environment (*Biadun, 2006*) and the Budapest population (*Bérces, 2007*). The preference for conifers as nest trees is consistent with that observed in natural habitats (*Tapfer, 1983; Newton, 1986*). Although Sparrowhawks in Budapest usually nest on deciduous trees, this is probably due to the limited availability of suitable coniferous trees (*Bérces, 2007*). Nevertheless, the repeated nesting on deciduous trees in territory D is in accordance with the finding that Sparrowhawks exhibit „tree fidelity” (*Bérces, 2007*). Utilizing the same nest in consecutive years was also observed in Budapest (*Bérces, 2007*), which is rare in natural habitats (*Newton, 1986; Perrins, 1998*). Nest height in both Du-

naújváros and Gödöllő was higher than in natural habitats (5–15 m; *Newton, 1986*) and in Budapest (8–15 m; *Bérces, 2007*) but similar to the urban nests of Lublin (*Biadun, 2006*), despite that the trees in both towns in my study seem to provide suitable nesting sites at lower heights as well.

Similarly to what has been reported for other urbanized populations (*Biadun, 2006; Bérces, 2007*), I have found relatively high breeding success compared to natural conditions. For example, only 57% of nests fledged at least one young and mean brood size was 3.3 chicks in *Newton's* studies (*Perrins, 1998*), contrasting with the 100% nest success and average brood size of four chicks in my study. Although the average clutch size of five in my study site was similar to both natural (*Perrins, 1998*) and urban populations (*Bérces, 2007*), the 81.7% overall breeding success is the highest one published in this geographic region (76% in both Lublin and Budapest: *Biadun, 2006; Bérces, 2007*). I have also found earlier fledging dates than those in natural environments (*Newton, 1986*), which is also consistent with the findings on another urban population (*Biadun, 2006*).

My results support that the Sparrowhawk has well adapted to breed in urbanized environments (*McGrady, 1991; Risch et al., 1996; Biadun, 2006; Bérces, 2007*). This adaptation seems to include behavioural adjustments to human disturbance, which has been observed in several avian species but rarely reported for raptors (*Blumstein et al., 2005*). Sparrowhawks breeding in natural environments have been described as wary of humans and rarely attacking upon nest checks (*Perrins, 1998*), contrasting with the boldness of urban birds found in both Lublin (*Biadun, 2006*) and my study. Additionally, utilizing the urban avifauna as a rich prey source and „innovating” novel hunting techniques (*Bagyura, 1985*) make the Sparrowhawk a successful city-dweller. Conserving and managing urban parks in accordance with the nesting requirements of the species should aid its long-term protection in our rapidly urbanizing world.

KIVONAT: A ragadozó madarak világszerte egyre jobban urbanizálódnak. Tanulmányom két közepes méretű magyar város, Dunaújváros és Gödöllő fészkelő karvaly (*Accipiter nisus*)-állományán egy hétéves időszak (2003–2009) adatait összesíti. Négy territórium külvárosi parkjában és egy keskeny útszéli erdősávban, míg egy további Dunaújváros belterületen volt megtalálható. Összesen 19 fészkek volt utcák vagy sétányok közelében található. A fészkek túlnyomórészt örökzöld fákra épültek, 12–23 méterrel a talajszint felett. A költési siker jó volt: a 4–6 tojás 82,8%-a kikelt, és átlagosan 4 fióka kirepült fészkenként; egyetlen fészekben sem maradt el a fiókaröpités. A felnőttek és a fiókák egyaránt szelídek voltak, és jobban tűrték az emberi zavarást, mint természetes élőhelyen élő társaik. Ezek a megfigyelések alátámasztják a faj egyéb urbanizált állományain végzett megfigyeléseket, melyek szerint a karvaly sikeres városlakó fajjá vált.

References

- Bagyura J. (1985):* Karvalyok (*Accipiter nisus*) alkalmazkodása a városi környezethez. *Madártani Tájékoztató* 1985 (július–december), p. 68–70.
- Bérces J. (2007):* A fővárosi karvalyok (*Accipiter nisus*) fészkelési szokásairól. *Heliaca* 2007 (1), p. 99–108.
- Biadun, W. (2006):* Sparrowhawk – A new breeding species in the Polish towns? *Berkut* 15, p. 120–124.

- Blumstein, D. T., Fernández-Juricic, E., Zollner, P. A. & Garity, S. C. (2005): Inter-specific variation in avian responses to human disturbance. *Journal of Applied Ecology* **42**, p. 943–953.
- McGrady, M. J. (1991): The ecology and breeding behaviours of urban Sparrowhawks (*Accipiter nisus*) in Edinburgh, Scotland. PhD thesis, University of Edinburgh, Edinburgh, UK.
- Newton, I. (1986): The Sparrowhawk. Poyser, Calton, 396 p.
- Perrins, C. (1998): The complete birds of the Western Palearctic on CD-ROM, version 1. Oxford University Press, Oxford.
- Prommer M. (2006): Az esztergomi bazilika ragadozó madarai. *Heliaca* 2006 (1), p. 82–85.
- Risch, M., Dwenger, A. & Wirth, H. (1996): Der Sperber (*Accipiter nisus*) als Brutvogel in Hamburg: Bestandentwicklung und Bruterfolg 1982–1996. *Hamburger Avifaunistische Beiträge* **28**, p. 43–57.
- Sorace, A. & Gustin, M. (2009): Distribution of generalist and specialist predators along urban gradients. *Landscape and Urban Planning* **90**, p. 111–118.
- Tapfer D. (1983): A héja (*Accipiter gentilis gallinarum* Brehm) és a karvaly (*Accipiter nisus nisus* L.) a Keleti-Bakonyban (1944–1980). *Folia Musei Historico-Naturalis Bakonyiensis* (1983) **2**, p. 211–216.

A túzok (*Otis tarda*) állományváltozása Magyarországon – a LIFE túzokvédelmi program monitoringeredményei alapján

Faragó Sándor¹ & Kalmár Sándor Flóris²

¹Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar;

²Földrajz- és Környezettudományi Intézet, Nyugat-magyarországi Egyetem, Természettudományi Kar

ABSTRACT — Faragó, S. & Kalmár, S.: Population dynamics of Great Bustard (*Otis tarda*) in Hungary based on the results of the monitoring of the LIFE Great Bustard conservation programme. The population of Great Bustards has declined from 3000 individuals of the late 1970s and early 1980s to 1200 birds due to two consecutive severe winters as well as the spread of intensive agricultural production. A LIFE-Nature programme launched in 2004 targeted the increase of the national population of Great Bustards by 10% within the four-year-long running period of the project. As a result of the habitat conservation work concentrating to nine priority bustard habitats, the sum of the calculated maximum individual numbers of the individual Bustard populations showed an increase of 16% within four year. The programme also had a positive effect to the bustard populations outside the project areas. The national population grew by 22% from 1300 to 1582 individuals by the final year of the project. The largest populations occurred (in decreasing order) on Duna-völgyi-síkság, Dévaványai-sík, Hortobágy region with Nagykunság, Bihar, as well as Mosoni-sík. Highest densities were found on Mosoni-sík, Kiskunság, Hortobágy and Dévaványai-sík. Long-term conservation measures introduced within the framework of the LIFE programme (land purchase, replacement of aerial electricity wires to underground cables, rehabilitations of grasslands, etc.) serve the basis of an effective protection regime but the positive trends may only be maintained in the long run by introduction of further incentives (agro-environmental schemes e.g.).

Key words: *Otis tarda*, change of population, LIFE Project, Hungary

Correspondence: Faragó Sándor, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, H-9400 Sopron, Ady Endre u. 5.;
E-mail: farago@emk.nyme.hu

Bevezetés

A globálisan veszélyeztetett, Magyarországon fokozottan védett, sérülékeny túzok (*Otis tarda*), amely szerepel az Európai Unió 79/409/EGK számú madárvédelmi irányelvének I. sz. mellékletében, a berni egyezmény II., valamint a CITES (washingtoni egyezmény) és a bonni egyezmény I. függelékeiben. Utóbbi egyezmény memorandumot fogadott el a túzok közép-európai állományainak megőrzésére (*Memorandum of Understanding on the Conservation and Management of the Middle-European population of Great Bustard*). A memorandum aláírásával Magyarország vállalta a túzok élőhelyének védelmét célzó programok végrehajtását, különös tekintettel az agrár-környezetgazdálkodási eszközök bevezetésére, az Érzékeny Természeti Területek program alkalmazására. Vállalta továbbá a túzok élőhelyeinek szükség szerinti állami vagy civil természetvédelmi tulajdonba vételét, külö-

LIFE tűzokvédelmi terület	Teljes terület (km ²)	Monitoringterület mérete (km ²)
Mosoni-sík (a Hansággal)	112	112
Kiskunság	380	57
Solti-sík	179	44
Hevesi-sík	341	54
Borsodi-Mezőség	240	35
Hortobágy (a Nagykunsággal)	283	51
Bihari-sík	730	68
Dévványai-sík	123	48
Kis-Sárrét	25	25
Összesen	2413	494

1. táblázat. A LIFE Tűzokvédelmi Program kijelölt mintaterületei

Table 1. The individual project sites of the LIFE Great Bustard protection programme

nős tekintettel a fészkelő- és a telelőterületekre, illetve a korábbi évtizedekben kezdődött kutatások folytatását a szaporodásbiológia, a visszavádítás (repatriáció) és a predátor fajok hatásának vizsgálata terén. Elengedhetetlen továbbá a határokon átnyúló populációk kezelésével kapcsolatban a szoros együttműködés a szomszédos országokkal (Bankovics, 2005).

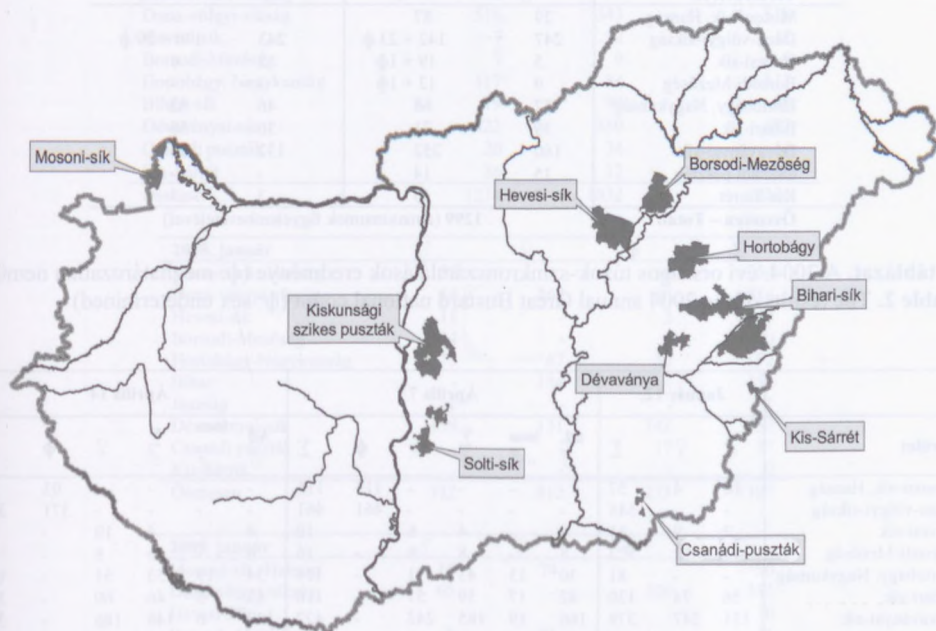
Nyilvánvaló volt, hogy a fenti vállalások teljesítésére egy olyan átfogó tűzokvédelmi stratégiára van szükség, amely nyomon kíséri a faj hazai állományának alakulását, valamint az azt befolyásoló tényezőket. Alternatívát dolgoz ki a kedvezőtlen folyamatok csökkentésére, közömbösítésére, valamint meghatározza a fent említett tevékenységek szervezeti, szellemi és anyagi hátterét. Ezt a célt szolgálta a 2003-ban elkészített „Program a tűzok (*Otis tarda*) védelmére Magyarországon” című munka (Faragó, 2003).

Magyarország tűzokállománya az elmúlt évtizedekben jelentősen megfogyatkozott. Az 1970-es és 1980-as évek fordulóján még 3000 példányból álló népesség 1200 példányra csökkent. A csökkenésért – két kemény tél 1000 példányos vesztesége mellett (Faragó, 1990) – és az alacsony állománysűrűség fennmaradásáért legfőképpen az intenzív, nagytáblás mezőgazdasági termelés tehető felelőssé. A tűzok ökológiai igényeivel nem harmonizáló gazdálkodási módszerek, a helyenkénti téli táplálékhiány, valamint a jelentős mértékű élőhelyvesztés az állományok csökkenéséhez vezettek (Faragó, 1996; 2003).

Anyag és módszer

Projekt- és területbemutató

Napjaink magyar tűzokállománya még olyan nagyságú, populációinak belső szerkezeti paraméterei (sűrűség, ivararány, korösszetétel) még olyanok, hogy esély van a faj megőrzésére. Ennek a lehetőségnek a kihasználására készült el a konzorciumi pályázat a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság gesztorságával, amely a legszélesebb területi és szakmai alapon, a fenti program célkitűzéseit az EU által finanszírozott LIFE-Nature Program elnyert forrásainak hadrendbe állításával (természetesen hazai önrész biztosítása mellett) tartotta megvalósíthatónak. A tűzok védelmét szolgáló program 4 349 471 € költségvetésből gazdálkodhatott.



1. ábra. A tűzok (*Otis tarda*) jelenlegi legfontosabb előfordulási területei Magyarországon
Figure 1. The main current distribution range of Great Bustard (*Otis tarda*) in Hungary

A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság és 9 partnerszervezete (Bükki, Fertő–Hanság, Hortobágyi, valamint Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Tiszatáj Közalapítvány, Bihar Közalapítvány, Nyugat-magyarországi Egyetem, ÉMÁSZ Hálózati Kft.) által 2004-ben közösen elnyert „Conservation of *Otis tarda* in Hungary” című LIFE-Nature pályázat, a tűzok „in situ” védelmének kiterjesztését tűzte ki célul, s a hazai tűzokállomány 10%-os növekedését irányozta elő a projekt négyéves időszaka alatt.

A LIFE Tűzokvédelmi Program működésének 4 éve során az ország 9 kiemelten fontos tűzok-élőhelyére összpontosítva végezte munkáját (a Kiskunság és a Solti-sík állományát Duna-völgyi-síkság név alatt együttesen szerepeltetjük a dolgozatban). A programterületek lefedték a faj legfontosabb hazai előfordulási régióit (1. térkép). A programterületek kiterjedése egyenként 25–730 km² között változott, összesen 2413 km² volt. Valamennyi terület különleges madárvédelmi területként a magyarországi Natura 2000 hálózathoz tartozik. Az egyes programterületeken belül úgynevezett monitoringterületeket jelöltünk ki, amelyeken a tűzokállomány megfigyelésére, fészkelésére, predátorfajok előfordulás-dinamikájára és szaporodására, élőhely-térképezésre, tér-idő mintázatra és a veszélyeztető tényezőkre kiterjedő átfogó vizsgálatok folytak (1. táblázat). A monitoringterületek nagysága egyenként 25–112 km² között változott, összesen 494 km²-t tett ki.

2004 Terület/Area	április 9(-10).		április 16.	
	♂	♀	♂	♀
Mosoni-sík, Hanság	29	87	-	-
Duna-völgyi-síkság	247	142 + 23 φ	243	170 + 29 φ
Hevesi-sík	5	19 + 1φ	2	6
Borsodi-Mezőség	9	12 + 1φ	-	-
Hortobágy, Nagykunság	52	68	46	62
Bihari-sík	39	71	36	56
Dévaványai-sík	160	252	132	26
Csanádi puszták	15	14	-	-
Kis-Sárrét	7	15	3	3
Összesen – Total:	1299 (a maximumok figyelembevételével)			

2. táblázat. A 2004. évi országos tűzok-szinkronszámlálások eredménye (φ: meghatározatlan nemű)
Table 2. The results of the 2004 annual Great Bustard national count (φ: sex undetermined)

Terület	Január 12.			Április 7					Április 14						
	♂	♀	Σ	ad. ♂	imm. ♂	Σ ♂	♀	φ	Σ	Ad ♂	imm. ♂	Σ ♂	♀	φ	Σ
Mosoni-sík, Hanság	10	4	57	-	-	-	-	115	115	-	-	-	-	93	93
Duna-völgyi-síkság	-	-	545	-	-	-	-	461	461	-	-	-	-	371	371
Hevesi-sík	2	9	11	4	-	4	6	-	10	4	-	4	10	-	14
Borsodi-Mezőség	11	12	23	8	-	8	8	-	16	6	-	6	8	-	14
Hortobágy, Nagykunság	-	-	81	30	13	43	71	-	114	34	19	53	51	-	104
Bihari-sík	56	74	130	42	17	59	57	-	116	43	3	46	60	-	106
Dévaványai-sík	131	247	378	166	19	185	242	-	427	142	6	148	186	-	334
Csanádi puszták	6	21	27	7	-	7	3	-	10	17	-	17	9	-	26
Kis-Sárrét	-	-	0	1	2	3	-	-	3	3	-	3	7	-	10
Összesen	216	367	1252	258	51	309	387	576	1272	249	28	277	331	464	1072

3. táblázat. A 2005. évi országos tűzok-szinkronszámlálások eredménye
Table 3. The results of the 2005 annual Great Bustard national count (φ: sex undetermined)

Terület	♂	♀	φ	Σ
Mosoni-sík, Hanság	2	40	-	42
Duna-völgyi-síkság	-	-	565	565
Hevesi-sík	-	7	-	7
Borsodi-Mezőség	8	16	-	24
Hortobágy, Nagykunság	86	29	-	115
Bihari-sík	71	29	10	110
Dévaványai-sík	166	292	-	458
Csanádi puszták	32	-	-	32
Kis-Sárrét	-	-	-	-
Összesen	365	413	575	1353

4. táblázat. A 2006. februári országos tűzok szinkron számlálások eredményei
Table 4. The results of the national count of Great Bustard in February 2006 (φ: sex undetermined)

Jelen munka a vizsgált tényezők közül a tűzokállomány nagyságának és területi eloszlásának változását mutatja be és elemzi mint olyan populációjellemzőket, amelyeknek ismerete a projekt megvalósulása szempontjából a legfontosabb információ volt, illetve amelyeknek növelése egyúttal annak legfontosabb célfeladatát jelentette.

2007. február	Április 5.	Április 11.	Maximumérték
Mosoni-sík, Hanság	68	98	98
Duna-völgyi-síkság	518	343	518
Hevesi-sík	7	12	12
Borsodi-Mezőség	7	9	9
Hortobágy, Nagykunság	117	84	117
Bihari-sík	79	90	90
Déaványai-sík	422	350	422
Csanádi puszták	20	34	34
Kis-Sárrét	36	12	36
Összesen	1274	1032	1336

2008. január	♂	♀	Φ	Σ
Mosoni-sík, Hanság	38	-	16	54
Duna-völgyi-síkság	14	460	40	514
Hevesi-sík	11	-	2	13
Borsodi-Mezőség	14	-	6	20
Hortobágy-Nagykunság	75	67	50	192
Bihar	-	154	-	154
Jászság	1	-	-	1
Déaványai-sík	159	131	142	432
Csanádi puszták	-	-	17	17
Kis-Sárrét	-	-	-	0
Összesen	312	812	273	1397

2009. január	♂	♀	Φ	Σ
Mosoni-sík, Hanság	16	74	-	90
Duna-völgyi-síkság	65	-	520	585
Hevesi-sík	-	-	-	0
Borsodi-Mezőség	5	21	-	26
Hortobágy-Nagykunság	67	73	19	159
Bihari-sík	93	82	-	175
Déaványai-sík	159	332	-	491
Csanádi puszták	20	-	-	20
Kis-Sárrét	6	30	-	36
Összesen	431	612	539	1582

5–7. táblázat. A 2007. februári, 2008. januári és a 2009. januári országos túzok-szinkronszámlálások eredményei

Tables 5–7. The results of the national counts of Great Bustard in February 2007, February 2008 and January 2009

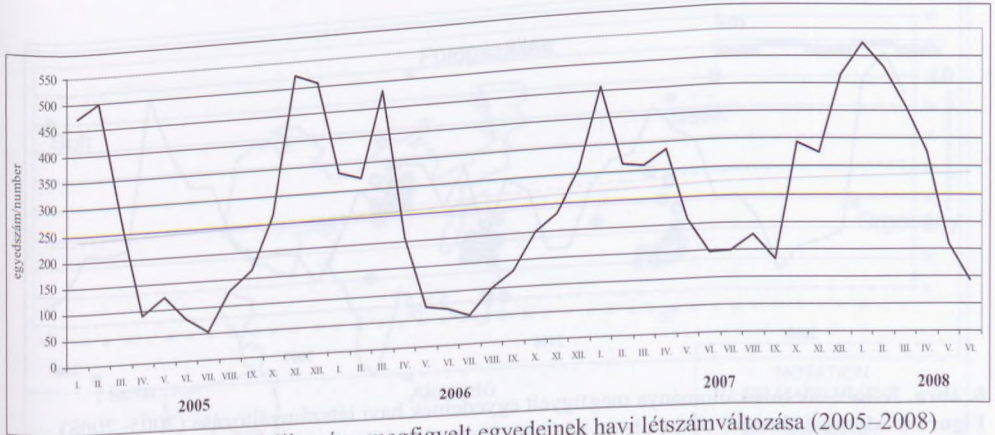
A terepi adatgyűjtés módszerei

A túzokállomány vizsgálata a monitoringprotokoll irányelvei alapján valósult meg mindegyik projektterületen. Az egyes vizsgálatok részére saját adatlap készült, amely országosan egységes adatfelvételt, és a későbbiekben összevethető adatokat eredményez. Minden területen, folyamatosan – de legalább heti rendszerességgel – felvételezésre került a terület túzokállománya, a megfigyelt csapatok egyedszáma, ivari és koreloszlása, észlelésének helye GPS koordinátákkal megadva, a megfigyelések pontos ideje, a túzokok által igénybe vett élőhelytípus, a madarak viselkedése, és szükség esetén egyéb fontos információk (pl. veszélyeztető tényezők). Az egyes programterületek sajátosságaitól függetlenül rekordokat egy egységes mintaadatbázisból választottuk ki, így a területek észlelései összehasonlíthatóak és statisztikailag értékelhetők voltak.

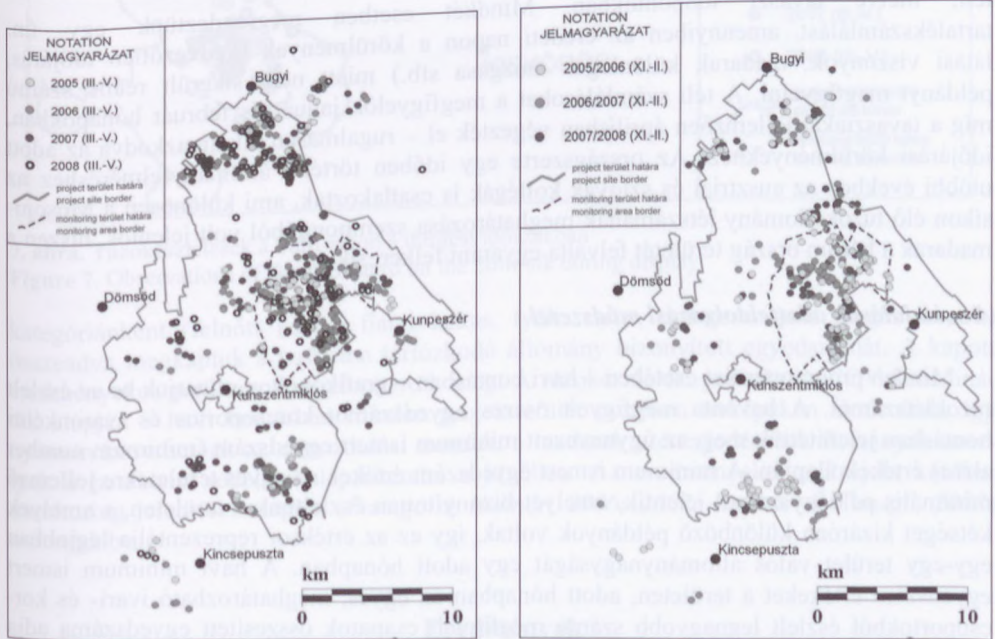
	Mosoni-sík	Kis-kunság	Solti-sík	Hevesi-sík	Borsodi-Mezőség	Hortobágy	Bihari-sík	Déva-ványai-sík	Kis-Sárrét	Havi össz. egyedszám
2005										
I.	57	470	64	11	11	116	158	122	0	1009
II.	58	498	78	11	9	125	101	135	0	1015
III.	148	277	69	12	13	104	98	176	11	908
IV.	116	89	19	11	10	114	132	21	10	522
V.	74	123	16	8	2	33	25	10	2	293
VI.	47	80	14	4	10	34	28	11	2	230
VII.	28	52	6	6	14	37	19	0	3	165
VIII.	68	128	23	0	12	34	51	0	1	317
IX.	82	164	31	20	9	80	96	0	0	482
X.	140	266	30	14	6	79	95	33	0	663
XI.	129	522	49	10	11	120	218	44	18	1121
XII.	54	507	53	6	6	157	167	40	0	990
2006										
I.	70	334	61	10	20	152	125	176	0	948
II.	60	320	46	10	32	180	164	60	0	872
III.	149	482	44	11	18	137	133	172	8	1154
IV.	113	206	36	11	10	111	155	79	12	733
V.	40	73	16	2	9	37	15	5	0	197
VI.	45	67	16	4	3	36	4	1	0	176
VII.	33	53	36	7	3	52	26	6	0	216
VIII.	74	99	40	11	2	66	59	21	10	382
IX.	127	129	21	0	9	85	170	43	25	609
X.	136	200	45	12	7	128	267	22	29	846
XI.	91	232	33	6	14	117	289	112	0	894
XII.	71	308	47	3	14	174	202	39	0	858
2007										
I.	94	456	48	12	4	145	187	132	0	1078
II.	67	312	34	2	15	124	149	130	50	883
III.	69	308	40	7	3	106	92	125	41	791
IV.	128	335	23	9	11	117	115	20	22	780
V.	95	208	9	3	2	73	21	30	4	445
VI.	33	146	20	4	2	80	21	25	0	331
VII.	71	148	21	4	4	84	35	22	0	389
VIII.	57	178	19	2	5	85	56	2	16	420
IX.	105	132	25	14	10	49	139	50	17	541
X.	117	341	45	21	10	160	142	8	0	844
XI.	54	322	45	16	12	128	138	0	0	715
XII.	168	464	57	16	18	208	170	0	22	1123
2008										
I.	89	522	77	8	33	145	127	186	0	1187
II.	124	479	25	12	19	144	142	112	12	1069
III.	161	407	23	9	19	128	121	128	39	1035
IV.	114	326	24	13	9	113	105	167	19	890
V.	60	158	10	5	4	56	36	62	1	392
VI.	42	92	5	2	5	69	22	36	0	273

8. táblázat. A minimum ismert egyedszámok (MNA) havi értékei a programterületeken

Table 8. Mensual values of minimum numbers known of Great Bustards on the programme sites



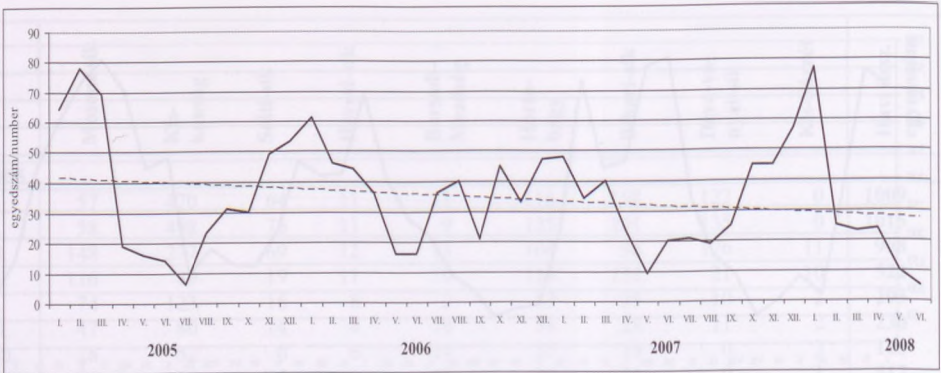
4. ábra. A kiskunsági tűzokállomány megfigyelt egyedeinek havi létszámváltozása (2005–2008)
 Figure 4. Mensual changes of the observed Great Bustards in the Kiskunság in 2005–2008



5. ábra. Tűzokészlelések a Kiskunságban a dürgési időszakban (balra) és a téli hónapokban (jobbra)
 Figure 5. Observations of Great Bustard in the Kiskunság during display and during winter time

Országos szinkronszámlálások

Az évenként lefolytatott országos tűzok-szinkronszámlálások az állománybecslés egyik legfontosabb eszközei voltak. A számlálásokat mindig az év első felében rendezték meg,

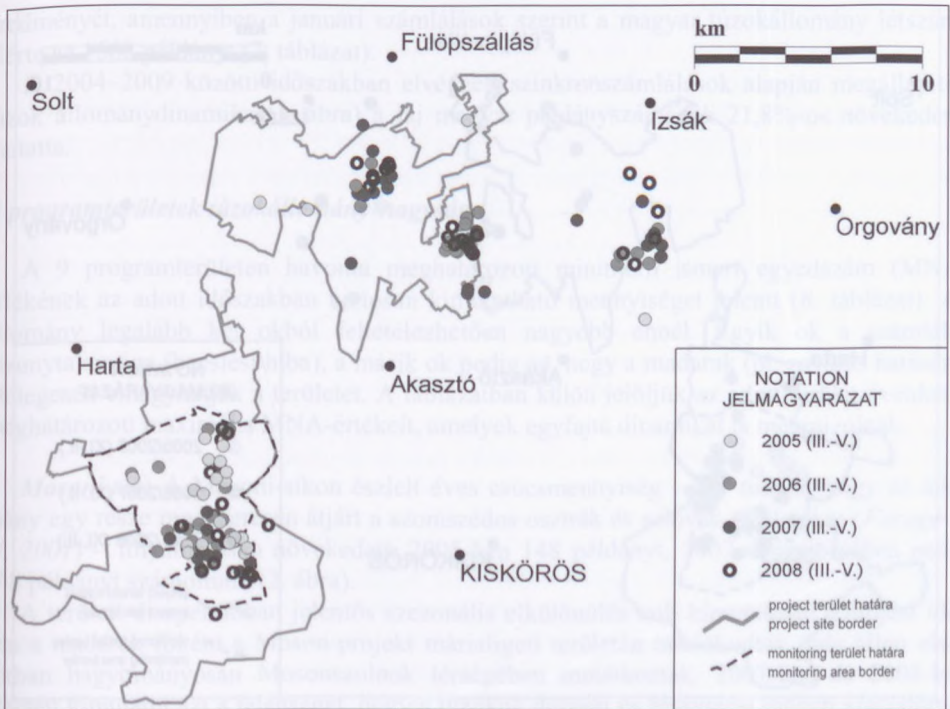


6. ábra. A Solti-sík tűzokállománya megfigyelt egyedeinek havi létszámváltozása (2005–2008)
Figure 6. Mensural changes of the observed Great Bustards on the Solti-sík in 2005–2008

téli, illetve tavaszi időpontokban. Mindkét esetben megrendeztünk egy ún. tartalékszámllálást, amennyiben az eredeti napon a körülmények (kedvezőtlen időjárás, látási viszonyok, madarak különleges mozgása stb.) miatt nem sikerült reális számú példányt megfigyelni. A téli számlálásokat a megfigyelők január és február hónapokban, míg a tavasziakat jellemzően áprilisban végezték el – rugalmasan alkalmazkodva az adott időjárási körülményekhez. Az országszerte egy időben történő állományfelméréshez az utóbbi években az ausztriai és szlovák kollégák is csatlakoztak, ami különösen a Mosoni-síkon élő tűzokállomány létszámának meghatározása szempontjából volt jelentős, hiszen a madarak a három ország területét felváltva egyaránt felkeresik.

A számlálások adatfeldolgozási módszerei

Minden programterület esetében – havi bontásban – grafikonokon mutatjuk be az észlelt tűzoklétszámot. A havonta megfigyelt összes egyedszámot korcsoportos és ivaronkénti bontásban jelenítettük meg, az úgynevezett minimum ismert egyedszám (minimum number alive) értékek alapján. A minimum ismert egyedszám értékek az egyes területekre jellemző minimális példányszámot jelentik, amelyet bizonyítottan észleltünk a területen, s amelyek kétséget kizáróan különböző példányok voltak, így ez az értéksor reprezentálja legjobban egy-egy terület valós állomány nagyságát egy adott hónapban. A havi minimum ismert egyedszám értékeket a területen, adott hónapban az egyes, meghatározható ivari- és korcsoportokból észlelt legnagyobb számú megfigyelt csapatok összesített egyedszáma adja (amennyiben a különböző ivari- és korcsoportokból megfigyelt egyedek összesített egyedszáma adott hónapban kisebb, mint a legnagyobb egyszerre megfigyelt ivar és korcsoport szerint be nem határolható csapat egyedszáma, akkor utóbbi érték mérvadó) (Faragó & Kalmár, 2007). A minimum ismert egyedszám értékeket nem csupán az egész terület összes adott hónapra vonatkozó tűzokészlelése alapján számítottuk, hanem szükség esetén területenként elkülönítettünk olyan tűzokcsapatokat, amelyeket a megfigyelők tapasztalatai alapján az adott hónapban biztosan külön mozgó (egymással nem keveredő) csapatoknak tekinthetünk. A számításokat csapatonként elvégeztük, majd az így kapott értékeket



7. ábra. Tüzokészlelések a Solti-síkon a dürgési időszakban
 Figure 7. Observations of Great Bustard on the Solti-sík during display

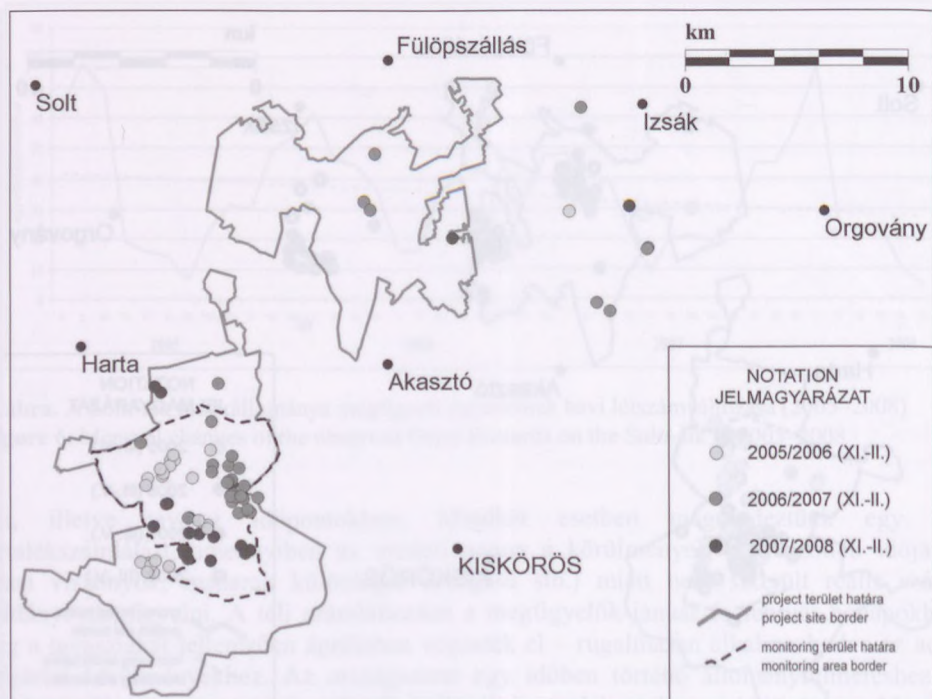
kategóriánként (felnőtt kakas, fiatal kakas, tyúk, csibe, pontosan nem meghatározott) összeadva megkaptuk a területen tartózkodó állomány bizonyított egyedszámát. A kapott eredményeket grafikonokon jelenítettük meg. A tüzokészlelési pontokat – EOV-koordináták alapján – havi bontásban minden projekterület esetében térképeken ábrázoltuk, így nyomon követhetőek az elmozdulási trendek, a madarak szétterjedésének fő irányai, amelyek a hatékony védelem alapfeltételei a jövőben. Az eredményeket a Projekt korábbi monitoring jelentései alapján (Faragó & Kalmár, 2006; 2007; Kalmár & Faragó, 2008) mutatjuk be.

Eredmények

Az országos szinkronszámlálások eredményei

2004-ben tavasz során két alkalommal végeztünk országos szinkronszámlálást. Az áprilisi számlálások eredményeit az adott területen tapasztalt legmagasabb észlelt egyedszámok összeadása révén 1299 példányban állapítottuk meg (2. táblázat).

2005-ben egy januári, és két áprilisi napon került sor országos tüzokállomány-felmé-



8. ábra. Túzokészlelések a Solti-síkon a téli hónapokban
Figure 8. Observations of Great Bustard on Solti-sík during winter time

résre. A legmagasabb értéket – 1272 példányt számolva – az első áprilisi szinkronszámlálás alkalmával kaptuk (3. táblázat), amely nagyságrendjében megegyezett az előző év maximumával.

2006-ban három alkalommal került sor országos szinkronszámlálásra, január, február és április hónapokban. Ezek közül a legmagasabb egyedszámot a februári számlálás eredménye hozta 1353 példánnyal (4. táblázat).

2007-ben szintén három számlálást tartottunk egy februári, és két áprilisi időpontban. Ezek közül a februári számlálás (5. táblázat) hozta a legnagyobb egyedszámot, 1283 példányt. A két áprilisi számláláson hol az egyik, hol a másik területen nem sikerült az összes feltételezhető csapatot megszámlálni, így az eredmény közel 100 példánnyal elmaradt a remélt mennyiségtől. Ha azonban a két áprilisi számlálás területi maximumait vesszük figyelembe, reálisnak elfogadható értéket kapunk 1336 példánnyal (5. táblázat).

A 2008-ban megtartott három számlálás közül a legmagasabb létszámot – 1397 példányt – a januári számlálás alkalmával határoztuk meg, ami egyben a legmagasabb ismert példányszám volt a LIFE-Program kezdete óta (6. táblázat). A márciusi felmérés alkalmával is hasonlóan magas értéket, 1378 példányt számoltunk.

A 2009-es esztendő hozta meg ténylegesen a LIFE Program komplex fejlesztéseinek

eredményét, amennyiben a januári számlálások szerint a magyar tűzokállomány létszáma elérte az 1582 példányt (7. táblázat).

A 2004–2009 közötti időszakban elvégzett szinkronszámlálások alapján megállapított tűzok állománydinamika (1. ábra) a faj magyar példányszámának 21,8%-os növekedését mutatta.

A programterületek tűzokállomány-nagysága

A 9 programterületen havonta meghatározott minimum ismert egyedszám (MNA) értékek az adott időszakban biztosan kimutatható mennyiséget jelenti (8. táblázat). Az állomány legalább két okból feltételezhetően nagyobb ennél. Egyik ok a számlálás bizonytalansága (becslési hiba), a másik ok pedig az, hogy a madarak (pl. zavarás hatására) időlegesen elhagyhatják a területet. A táblázatban külön jelöljük az adott terület évenkénti meghatározott maximális MNA-értékeit, amelyek egyfajta dinamikát is megrajzolnak.

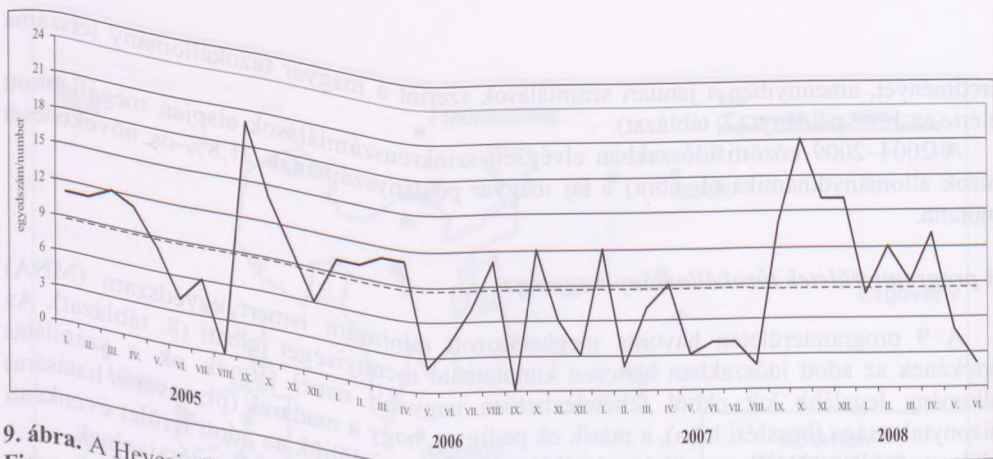
Mosoni-sík: A Mosoni-síkon észlelt éves csúcsmennyiség – bár tudjuk, hogy az állomány egy része rendszeresen átjárt a szomszédos osztrák és szlovák területekre (*Faragó et al., 2001*) – folyamatosan növekedett, 2005-ben 148 példányt, 2007 decemberében pedig 168 példányt számoltunk (2. ábra).

A területi diszperzióban jelentős szezonális elkülönülés volt kimutatható. Dürgési időben a madarak főként a Moson-projekt márialigeti területén tartózkodtak, míg télen elsősorban hagyományosan Mosonszolnok térségében mutatkoztak. 2007-ben és 2008-ban lehetett kimutatni azt a jelenséget, hogy a tűzokok dürgési és fészkelési időben visszatértek a korábban általuk lakott Mosonszolnok és Albertkáz mérpusza térségébe is (3. ábra).

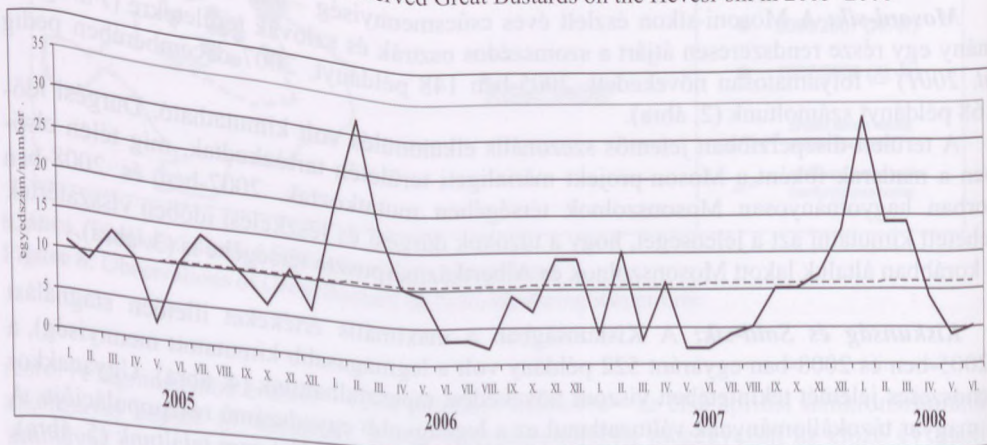
Kiskunság és Solti-sík: A Kiskunságban a maximális értékeket illetően stagnálást (2005-ben és 2008-ban egyaránt 522 példány volt a legmagasabb kimutatott mennyiség), a rendszeres jelenlét tekintetében viszont növekedést tapasztalhattunk (4. ábra). Ugyanakkor a magyar tűzokállománynak változatlanul ez a legnagyobb egyedszámú részpopulációja. A tavaszi és a téli időszak előfordulási términtázatában átrendeződést nem találtunk (5. ábra), viszont Bugyi térségében a téli jelenlét kisebb mértékű, mint a tavaszi dürgőhelyek esetében. Ugyanakkor kimutatható volt az állomány terjedése a programterület határán kívül mind gyakoribb megjelenése és tartós, fészkelésekben is megnyilvánuló meglepedése.

A Kiskunság tűzokállományával szoros összeköttetésben lévő Solti-síkon élő tűzoknépesség ugyan mutatott némi csökkenést a vizsgálatot megelőző időszakban, de 2005–2008 között megtartotta állományszintjét, mivel 2005-ben 78 példány, 2008-ban 77 példány volt a maximális számlált egyedszám (6. ábra). A köztés időben észlelt értékek azonban a madarak kisebb kötődését mutatják, ami viszont instabilitásra enged következtetni. Az instabilitás jeleként fogalmazhatjuk meg – különösen a dürgési időszakban észlelt – új területrészek elfoglalását az Izsáktól délre fekvő részekben (7–8. ábra). Az új dürgőhelyek kialakulása a (re)kolonizáció biztos ismerve. Okaként a Solti-síkon folytatott intenzív növénytermesztés hatását lehet elsősorban megnevezni.

Hevesi-sík és Borsodi-Mezőség: Mindkét kis egyedszámú állomány ismerve volt a labilitás és a stagnálás. A kis létszámú népesség nem tudott egyik helyen sem megerősödni és



9. ábra. A Hevesi-sík tűzokállománya megfigyelt egyedeinek havi létszámváltozása (2005–2008)
 Figure 9. Mensual changes of the observed Great Bustards on the Hevesi-sík in 2005–2008



10. ábra. A Borsodi-Mezőség tűzokállománya megfigyelt egyedeinek havi létszámváltozása (2005–2008)
 Figure 10. Mensual changes of the observed Great Bustards on the Borsodi-Mezőség in 2005–2008

jelenléte is bizonytalan. A Hevesi-sík programterületen 12–21 példány között ingadozott az éves maximális létszám (9. ábra). A Borsodi-Mezőségen ugyanezen érték 14–33 példány volt (10. ábra). Mindkét területen a fokozott odafigyelés és élőhelyvédelem hatására a mintaterületen megnőtt a tűzokjelenlét időtartama mindkét kiemelt időszakban, de különösen a dürgés és fészkelés időszakában. A Hevesi-síkon Sarud, a Borsodi-Mezőségen pedig Nagyecsr térsége volt az előfordulások súlypontja (11–12. ábra).

Hortobágy: A Hortobágy tűzokállománya a vizsgált 4 év során trendjében növekedést mutatott, az évenként észlelt maximális, bizonyított példányszám a kezdeti 125 példányról 208 példányra növekedett úgy, hogy a köztes évek téli maximumai is egyenletes értékeket.

tehát stabilitást sugalltak: 2005/2006: 180 példány; 2006/2007: 174 példány. Mindeközben a dürgés időszakában (március–április) is egyenletes volt a megfigyelt madarak száma: 2005: 104–114 példány; 2006: 111–137 példány; 2007: 106–116 példány; 2008: 113–128 példány (13. ábra). Mindkét fontos fenológiai időszakban Nagyiván és Mihályhalma térsége volt a kulcsterület (14–15. ábra). A dürgés időszakában kisebb, a telelési időszakban nagyobb volt a kóborló, vagy (főként déli irányba) elmozduló, áttelepülő egyedek, csapatok száma.

Bihari-sík: A Bihari-sík tűzokállománya valamennyi megfigyelést figyelembe véve stabil szintet jelez. A terület nagysága, az állomány erős diszperziója azonban nagyobb mérvű ingadozást mutat, mint pl. azt a Hortobágy esetében tapasztaltuk. Hullámzó volt az évenkénti maximális érték – 158, 218, 289, 142 példány – és szolidabb mértékben a tavaszi dürgés idején mért állomány is: 2005: 98–132 példány; 2006: 133–155 példány; 2007: 92–115 példány; 2008: 105–121 példány (16. ábra).

A programterületen a dürgési időszakot tekintve 4, a telelési időszakot tekintve pedig 3 fontosabb és több kisebb előfordulási körzetet lehetett kimutatni (17–18. ábra). A telelőterületek kisebb mérvű elmozdulást mutattak a dürgőhelyekhez viszonyítva.

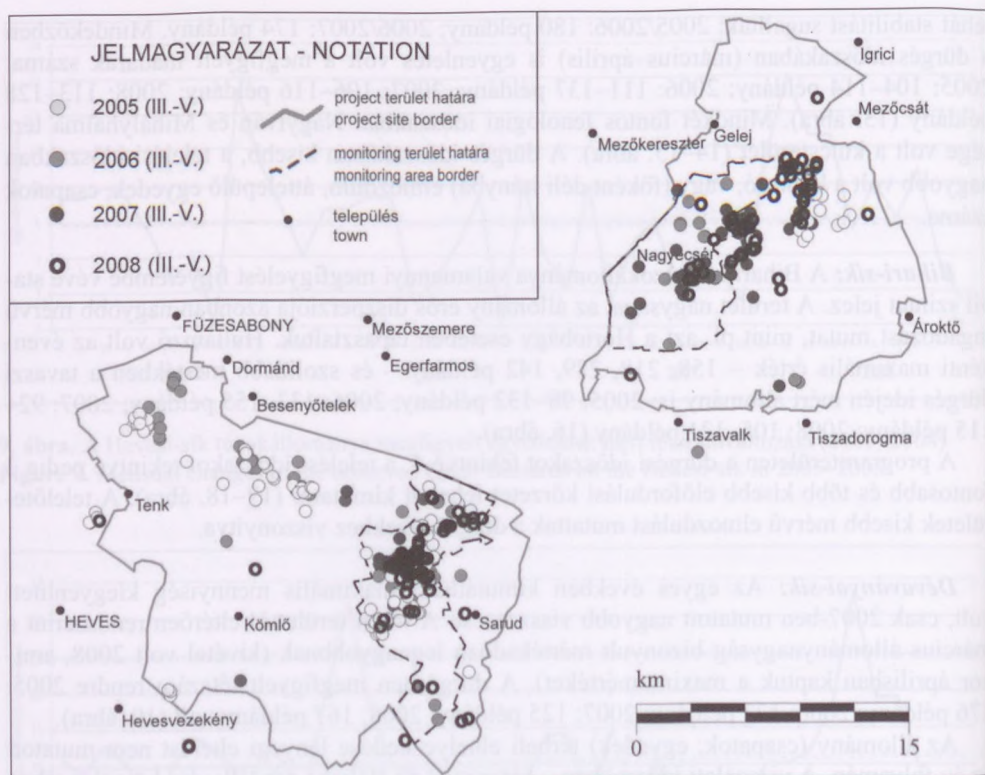
Dévaványai-sík: Az egyes években kimutatható maximális mennyiség kiegyenlített volt, csak 2007-ben mutatott nagyobb visszaesést. A többi területtől eltérően rendszerint a március állománynagyság bizonyult mértékadóan legnagyobbknak (kivétel volt 2008, amikor áprilisban kaptuk a maximumértéket). A dürgésben megfigyelt létszám rendre 2005: 176 példány; 2006: 172 példány; 2007: 125 példány; 2008: 167 példány volt (19. ábra).

Az állomány (csapatok, egyedek) térbeli elhelyezkedése lényegi eltérést nem mutatott az év folyamán. A vizsgálati időszakban – bizonytalanság az élőhely-gazdálkodás következtében – megnőtt az észlelések száma a program-, s azon belül a mintaterületen (20–21. ábra).

Kis-Sárrét: A Kis-Sárrét tűzokállománya az egyik legkisebb a kilenc programterületből. Teleléskor – elsősorban tél végén – feldúsulhat létszáma (2007: 50 példány, 2008: 39 példány), de dürgéskor (általában a szaporodási időszakban) csak 10-20 példány tartózkodott a területen, igaz, a vizsgált 4 év során növekvő példányszámmal – 2005: 11 példány, 2006: 12 példány; 2007: 22 példány; 2008: 19 példány (22. ábra). A területi diszperzió szempontjából nem találtunk lényeges eltérést a dürgéskor, illetve teleléskor tapasztalt területfoglalásokban, dürgéskor valamivel nagyobb a mozgás, több helyről lehetett kimutatni a faj jelenlétét. Általánosságban elmondható, hogy a Mezőgyántól nyugatra elhelyezkedő térség volt jelenlétének központja (23–24. ábra).

Megbeszélés

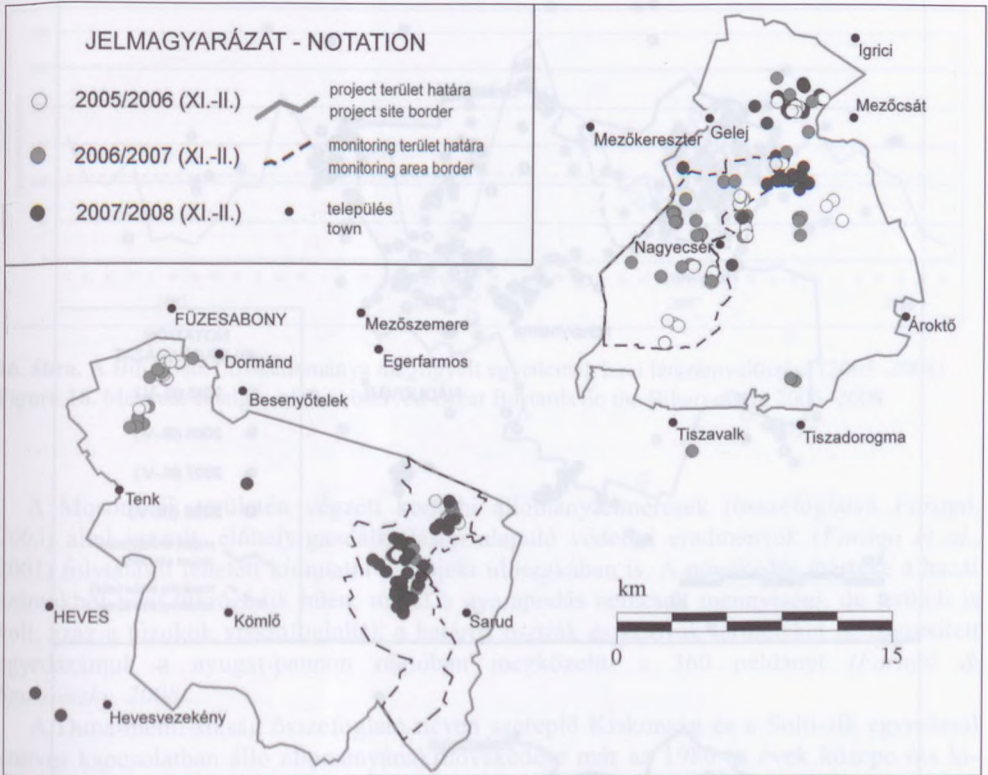
A projekterületek tűzokállományainak bemutatott értékei (8. táblázat) alapján elvégzett összevetés megmutatja, hogy az egyes vizsgálati években az abszolútértékek tekintetében milyen rangsorok alakultak ki a területek között. A legnagyobb tűzokállomány a Duna-völgyi-síkságon volt, azt követte a Dévaványai-sík, a Hortobágy vidéke, a Bihari-sík, a



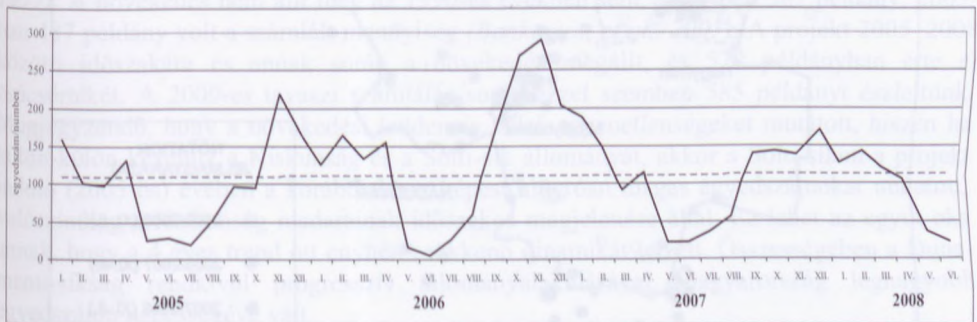
11. ábra. Túzokészlelések a Hevesi-sík és Borsodi-Mezőség területén a dürgési időszakban
Figure 11. Observations of Great Bustard on the Borsodi-Mezőség during display

Mosoni-sík, majd a többi kisebb populáció. A teljes állomány egyedszámának ismerete a védelmi munka alapja, ugyanakkor az sem mellékes, hogy az adott állomány mennyire szétszórta, vagy éppen mennyire koncentrált. Könnyű belátni, hogy a nagyobb sűrűségű állományok kezelése (élőhelyvédelem, élőhelyfejlesztés, predátorkontroll stb.) hatékonyabb, fennmaradásuk esélye nagyobb. Ezért érdemes összevetni az egyedszámokból (8. táblázat) származtatott sűrűségértékeket (25–28. ábrák), és sűrűségi rangsort megadni. Ezen értékek alapján a Mosoni-sík, a Kiskunság, a Hortobágy és Dévaványai-sík térségében volt a legnagyobb az állománysűrűség.

Az egyes területek állománydinamikájának és trendjeinek leírására az országos szinkronszámlálások mellett, a bemutatott négyéves monitoringvizsgálatok eredményei alapján nyílt lehetőségünk. Sok esetben – legnagyobb igyekezetünk ellenére – azonban egy-egy nap aktuális eredményeit rögzítő szinkronszámlálások nem adnak reális képet az adott terület – és az ország – állomány nagyságáról. Ezért a hosszú távú vizsgálatok területenként gondosan feldolgozott adatainak összeállítása, illetve ezeknek az adatoknak országos összesítése elengedhetetlen feladatunk az állománytrendek meghatározása érdekében.

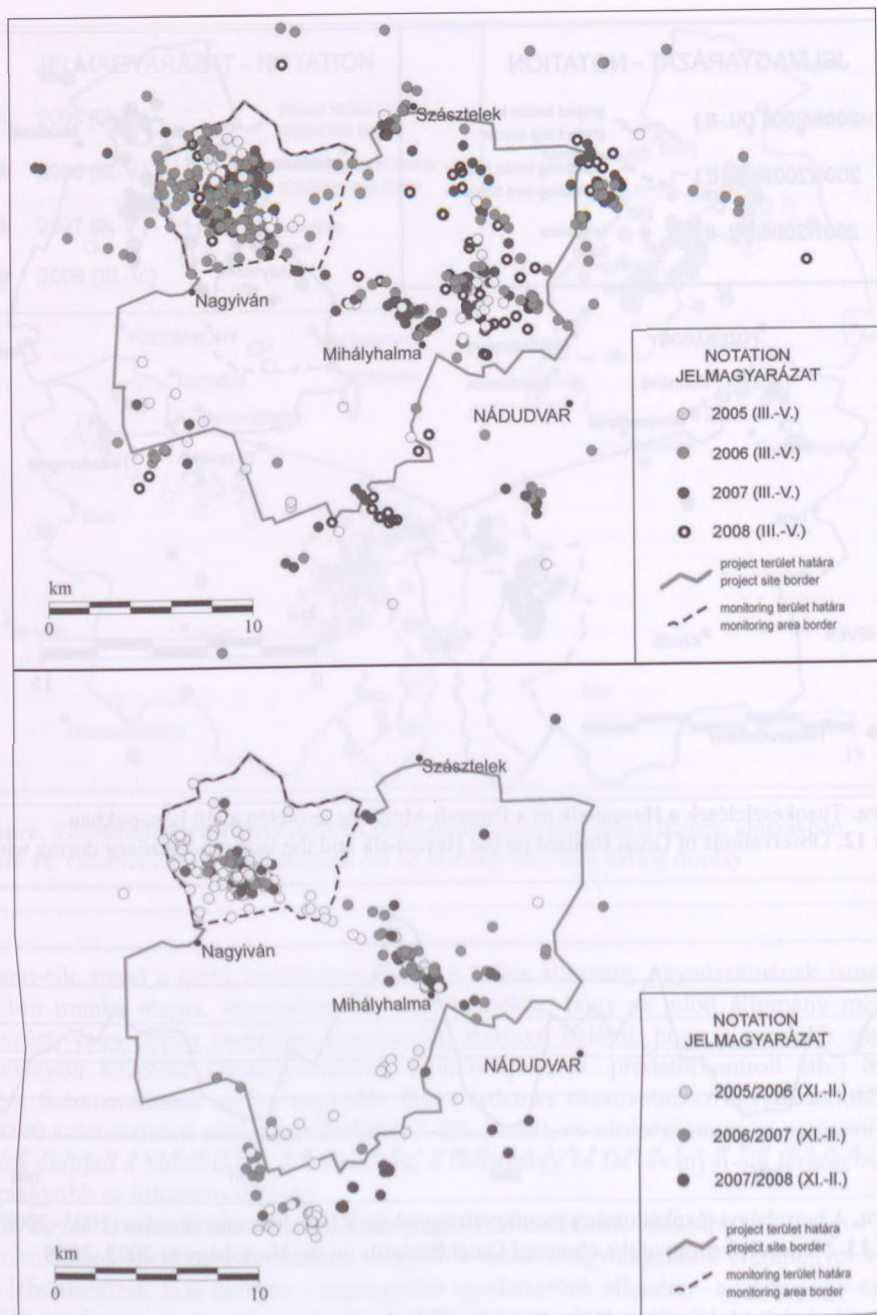


12. ábra. Tűzokészlelések a Hevesi-sík és a Borsodi-Mezőség területén a téli hónapokban
 Figure 12. Observations of Great Bustard on the Hevesi-sík and the Borsodi-Mezőség during winter

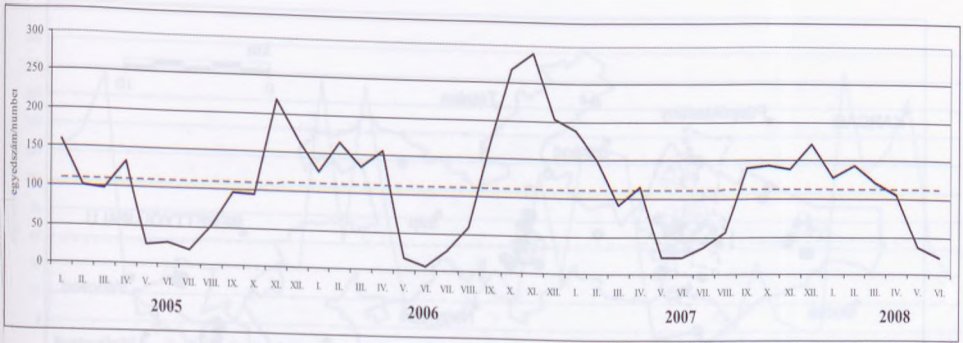


13. ábra. A hortobágyi tűzokállomány megfigyelt egyedeinek havi létszámváltozása (2005–2008)
 Figure 13. Mensual changes of the observed Great Bustards on the Hortobágy in 2005–2008

A területenként bemutatott állománydinamikát értelmezve, valamint a megelőző évtizedek felmérési adatait ismerve megállapíthatjuk, hogy a területek többségében szolid, vagy jól kimutatható állománynövekedés volt megfigyelhető, ami igazolja a tűzokvédelmi munka, a fogatosított intézkedések hatékonyságát, végső soron a LIFE program sikerét.



14-15. ábra. Tűzokészlelések a Hortobágyon a dürgési időszakban (fent) és a téli hónapokban (lent)
 Figures 14-15. Observations of Great Bustard in the Hortobágy during display (top) and winter time

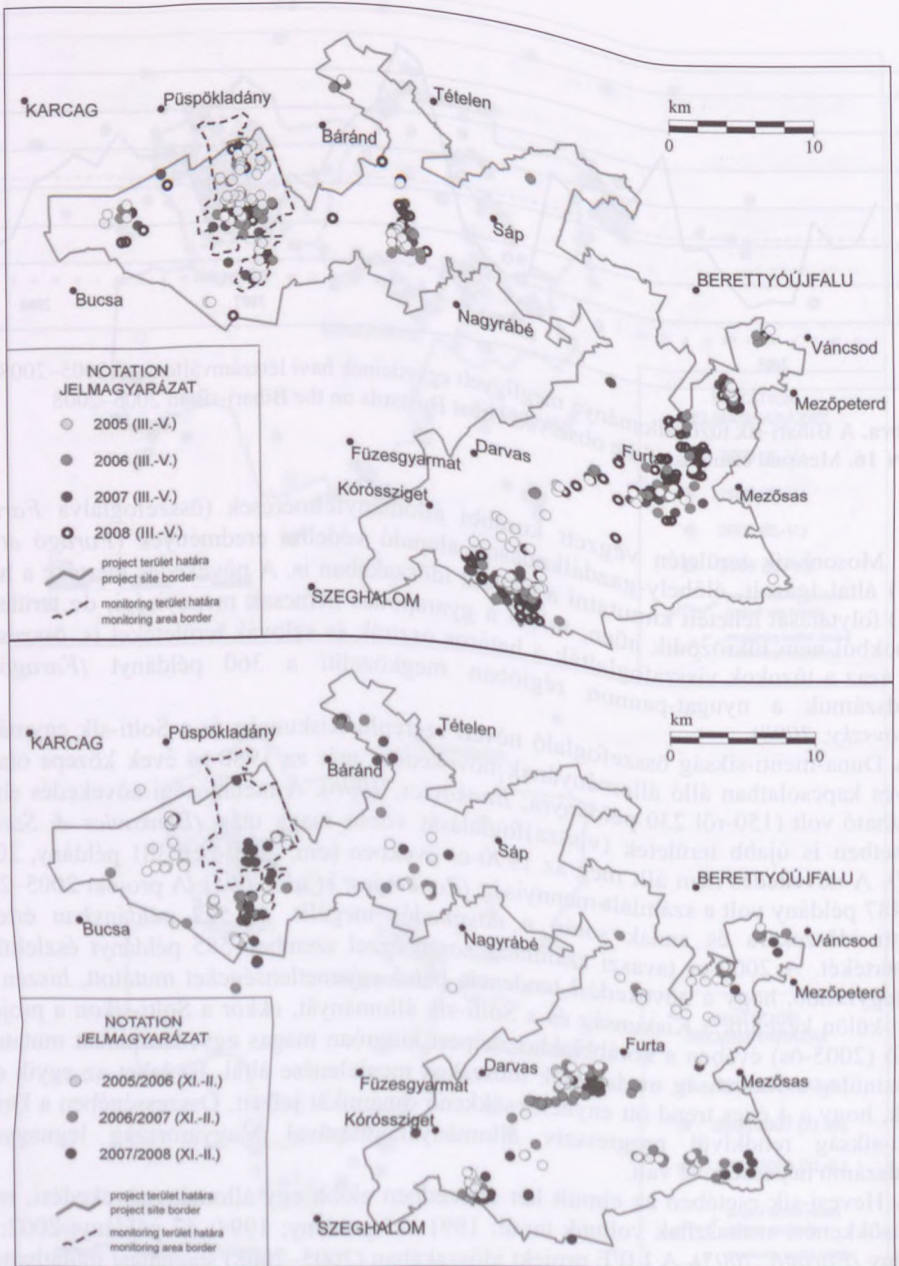


16. ábra. A Bihari-sík túzokállománya megfigyelt egyedeinek havi létszámváltozása (2005–2008)
 Figure 16. Mensual changes of the observed Great Bustards on the Bihari-sík in 2005–2008

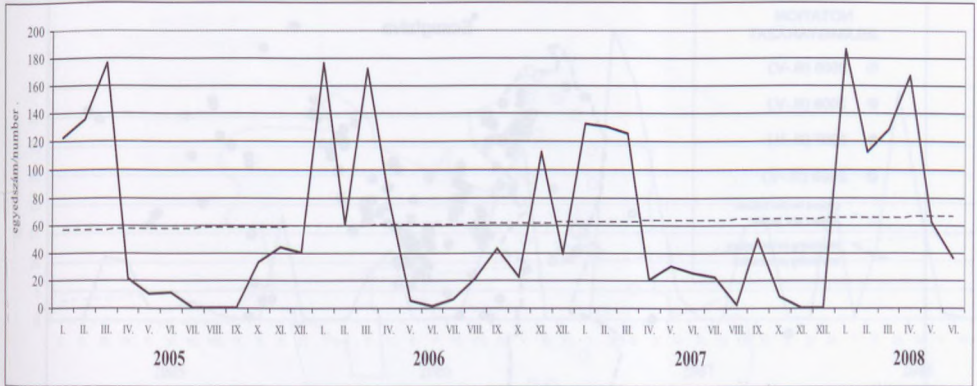
A Mosoni-sík területén végzett korábbi állományfelmérések (összefoglalva Faragó, 2005) által igazolt, élőhely-gazdálkodáson alapuló védelmi eredmények (Faragó et al., 2001) folytatását lehetett kimutatni a projekt időszakában is. A növekedés mértéke a hazai számokból nem tükröződik hűen, mivel a gyarapodás nemcsak mennyiségi, de területi is volt, azaz a túzokok visszafoglalták a határos osztrák és szlovák területeket is, összesített egyedszámuk a nyugat-pannon régióban megközelíti a 360 példányt (Faragó & Spakovszky, 2008).

A Duna-menti-síkság összefoglaló néven szereplő Kiskunság és a Solti-sík egymással szerves kapcsolatban álló állományának növekedése már az 1980-as évek közepe óta kimutatható volt (150-ről 230 példányra; Bankovics, 1996). A mennyiségi növekedés ebben az esetben is újabb területek (vissza)foglalását vonta maga után (Bankovics & Szenek, 1977). A növekedés nem állt meg az 1990-es években sem, 2000-ben 381 példány, 2003-ban 487 példány volt a számlált mennyiség (Bankovics, et al., 2005). A projekt 2005–2008 közötti időszakára és annak során a növekedés megállt, és 522 példányban érte el csúcserőjét. A 2009-es tavaszi számlálás során ezzel szemben 585 példányt észleltünk. Megjegyzendő, hogy a növekedési tendencia belső egyenetlenségeket mutatott, hiszen ha külön-külön kezeltük a Kiskunság és a Solti-sík állományát, akkor a Solti-síkon a projekt induló (2005-ös) évében a korábbiakhoz képest kiugróan magas egyedszámokat mutatott, valószínűleg a Kiskunság madarainak időszakos megjelenése által. Ez lehet az egyik oka annak, hogy a 4 éves trend ott enyhén csökkenő dinamikát jelzett. Összességében a Duna-menti-síkság rendkívül progresszív állományalakulásával Magyarország legnagyobb egyedszámú népességévé vált.

A Hevesi-sík esetében az elmúlt két évtizedben előbb egy állománynövekedési, majd egy csökkenési szakasznak voltunk tanúi: 1991: 27 példány; 1994: 47 példány; 2002: 22 példány (Faragó, 2003). A LIFE projekt időszakában (2005–2008) stagnálást mutathattunk ki, az állomány ugyanis nem növekedett az évek során – az éves maximális egyedszám 12–21 példány volt. A kis egyedszámú populáció stabilizálása nagyon nehéz feladat, a releváns környezeti elemek kedvezőbbé tételét teszi szükségessé, ami a jövő túzokvédelmének legnagyobb feladata a térségben.



17–18. ábra. Tüzkészlelések a Bihari-síkon a dürgési időszakban (fent), és a téli hónapokban (lent)
Figures 17–18. Observations of Great Bustard on the Bihari-sík during display (top) and during winter (bottom)



19. ábra. A dévaványai tűzokállomány megfigyelt egyedeinek havi létszámváltozása (2005–2008)
 Figure 19. Mensual changes of the observed Great Bustards around Dévaványa in 2005–2008

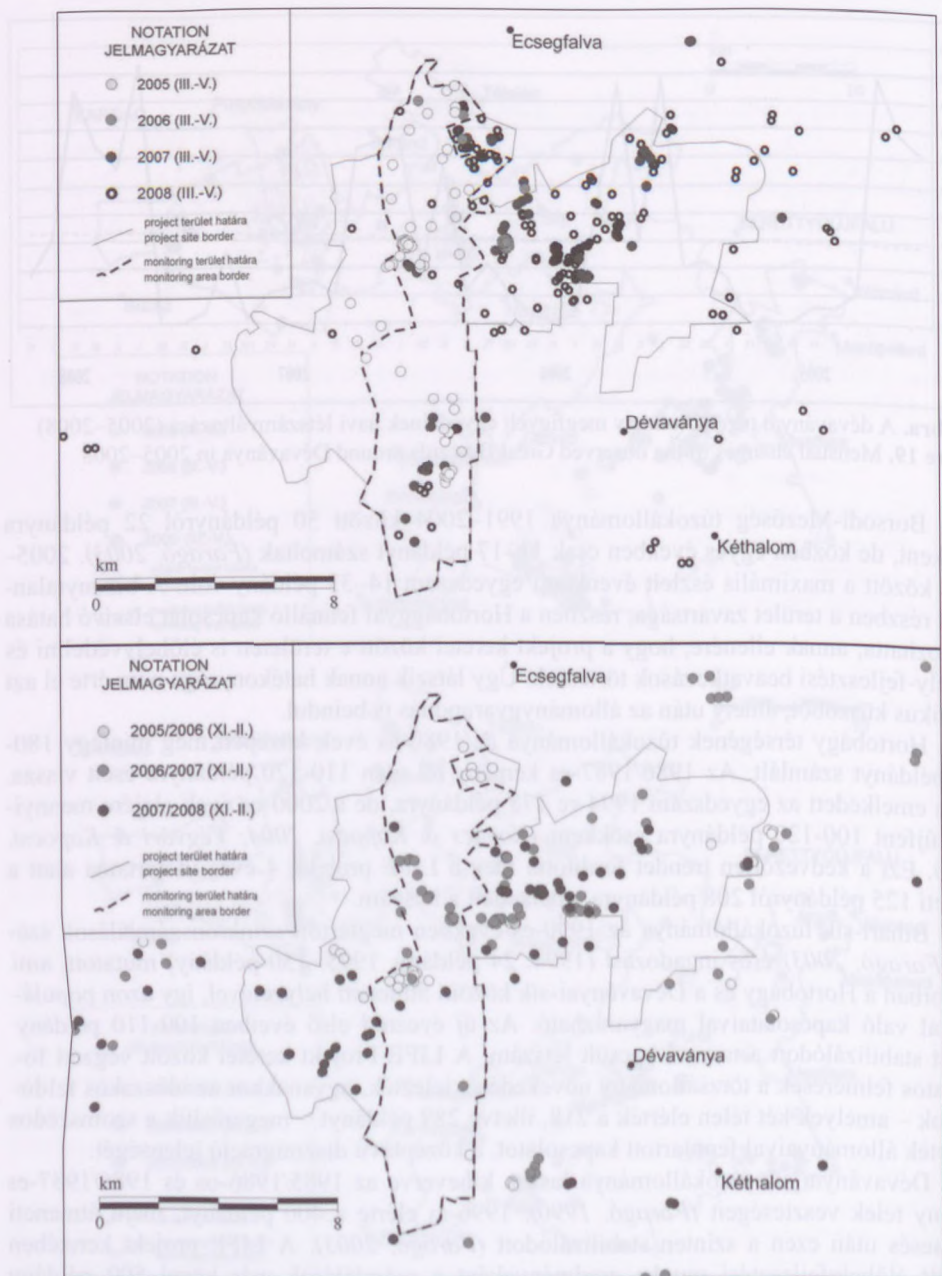
A Borsodi-Mezőség tűzokállománya 1991–2004 között 50 példányról 22 példányra csökkent, de közben egyes években csak 11–17 példányt számoltak (Faragó, 2003). 2005–2008 között a maximális észlelt évenkénti egyedszám 14–33 példány volt. A bizonytalanságot részben a terület zavartsága, részben a Hortobággal fennálló kapcsolat elszívó hatása is okozhatta, annak ellenére, hogy a projekt keretei között e területen is élőhelyvédelmi és élőhely-fejlesztési beavatkozások történtek. Úgy látszik annak hatékonysága nem érte el azt a kritikus küszöböt, amely után az állománygyarapodás is beindul.

A Hortobágy térségének tűzokállománya az 1980-as évek közepén még mintegy 180–200 példányt számlált. Az 1986/1987-es kemény tél után 110–120 példányra esett vissza. Innen emelkedett az egyedszám 1994-re 173 példányra, de a 2000-es évek elejére mennyisége újfent 100–120 példányra csökkent (Kovács & Kapocsi, 2004; Végvári & Kapocsi, 2005). Ezt a kedvezőtlen trendet fordította meg a LIFE projekt, 4 éves időtartama alatt a kezdeti 125 példányról 208 példányra emelkedett a létszám.

A Bihari-sík tűzokállománya az 1990-es években megtartott szinkronszámlálások szerint (Faragó, 2003) erős ingadozást (1994: 24 példány, 1995: 150 példány) mutatott, ami elsősorban a Hortobágy és a Dévaványai-sík közötti átmeneti helyzetével, így azon populációkkal való kapcsolataival magyarázható. Az új évezred első éveiben 100–110 példány között stabilizálódott a tavasi becslést létszám. A LIFE Projekt keretei között végzett folyamatos felmérések a törzsállomány növekedését jelezték, ugyanakkor az időszakos feldúlások – amelyek két télen elérték a 218, illetve 289 példányt – megerősítik a szomszédos területek állományaival fenntartott kapcsolatot, a középtávú disz migráció jelenségét.

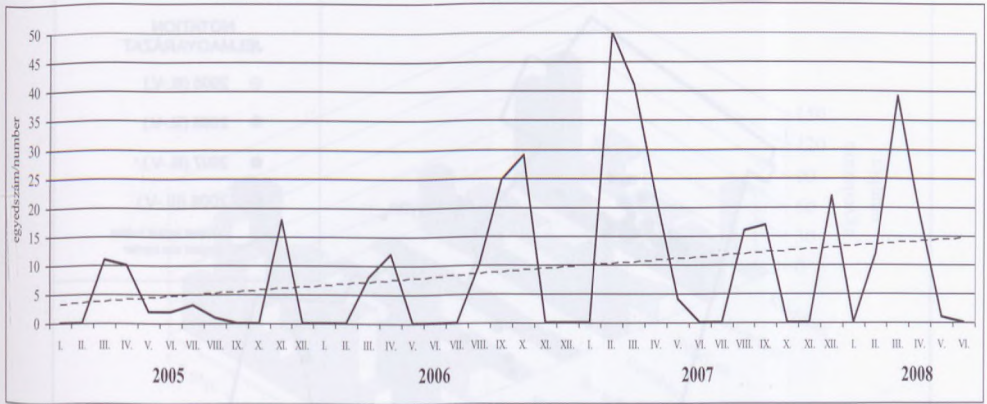
A Dévaványai-sík tűzokállománya lassan kiheverve az 1985/1986-os és 1986/1987-es kemény telek veszteségeit (Faragó, 1990), 1996-ra elérte a 400 példányt, majd átmeneti visszaesés után ezen a szinten stabilizálódott (Faragó, 2003). A LIFE projekt keretében végzett élőhelyfejlesztési munka eredményeként a számlálások már közel 500 példány jelenlétét mutatták ki.

A Kis-Sárrét állománya az 1990-es években mindössze 10–15 példányt számlált. Ezt az értéket tartotta a terület a projekt elindulásáig úgy, hogy bizonyos – elsősorban a téli – periódusokban el is tűnhettek a madarak a területről, más alkalommal pedig akár az 50



20–21. ábra. Túzokészlelések a dévaványai programterület térségében a dürgési időszakban (fent) és a téli hónapokban (lent)

Figures 20–21. Observations of Great Bustard in Dévaványa during display (top) and during winter time (bottom)



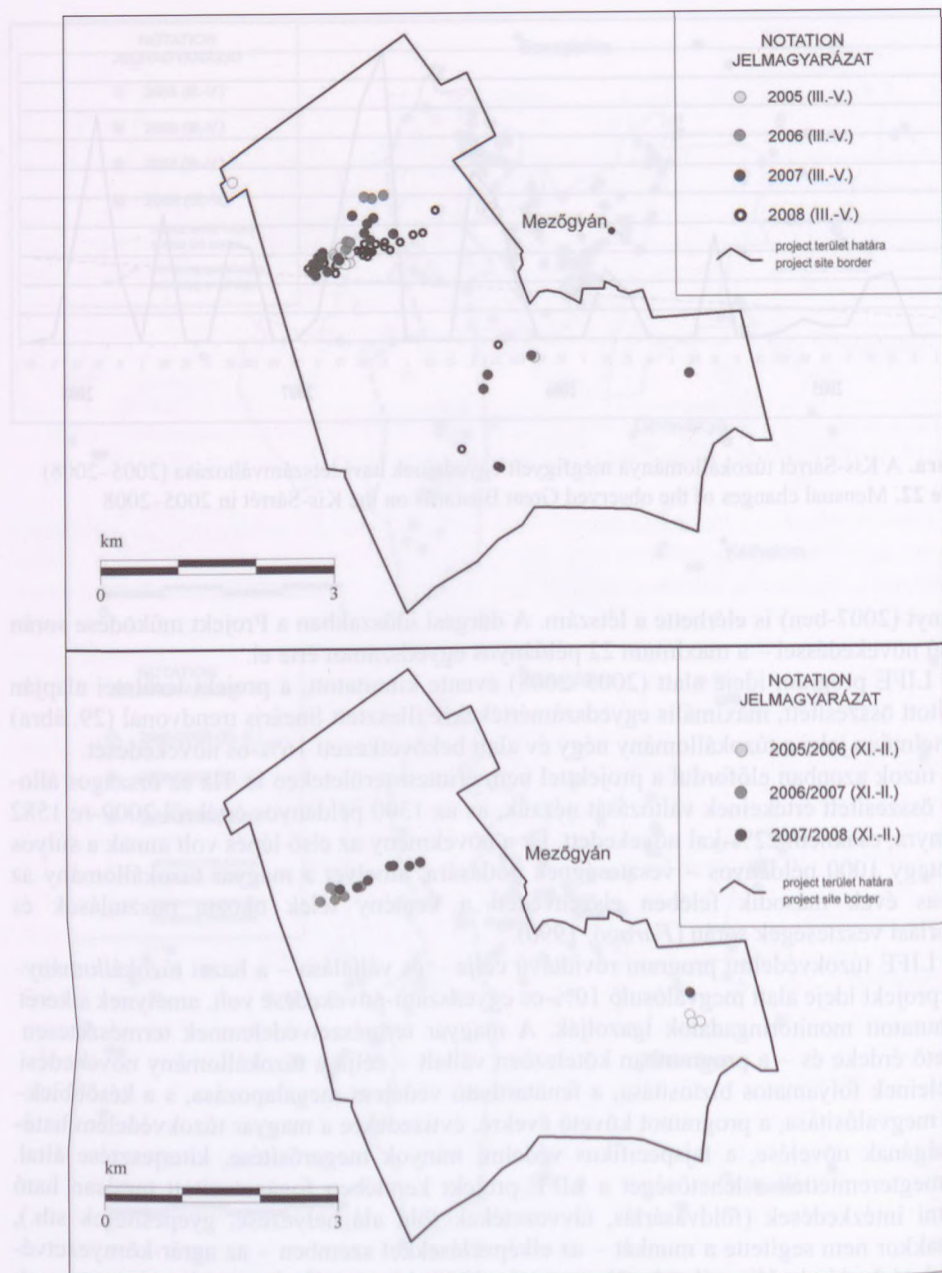
22. ábra. A Kis-Sárrét tűzokállománya megfigyelt egyedeinek havi létszámváltozása (2005–2008)
 Figure 22. Mensual changes of the observed Great Bustards on the Kis-Sárrét in 2005–2008

példányt (2007-ben) is elérhette a létszám. A dürgési időszakban a Projekt működése során – lassú növekedéssel – a maximum 22 példányos egyedszámot érte el.

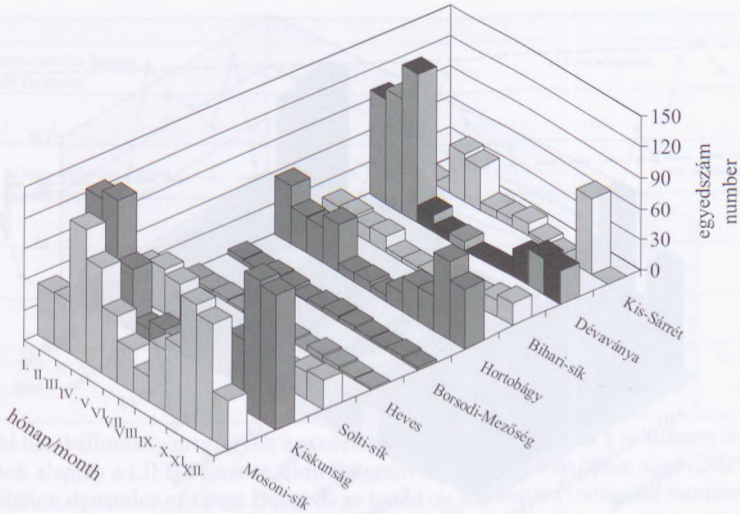
A LIFE program ideje alatt (2005–2008) évente kimutatott, a projekt területei alapján számított összesített, maximális egyedszámértékekre illesztett lineáris trendvonal (29. ábra) egyértelműen jelzi a tűzokállomány négy év alatt bekövetkezett 16%-os növekedését.

A tűzok azonban előfordul a projekttel nem érintett területeken is. Ha az országos állomány összesített értékeinek változását nézzük, az az 1300 példányos értékről 2009-re 1582 példányra, csaknem 22%-kal növekedett. Ez a növekmény az első lépés volt annak a súlyos – mintegy 1000 példányos – veszteségnek pótlására, amelyet a magyar tűzokállomány az 1980-as évek második felében elszenvedett a kemény telek okozta pusztulások és vándorlási veszteségek során (Faragó, 1990).

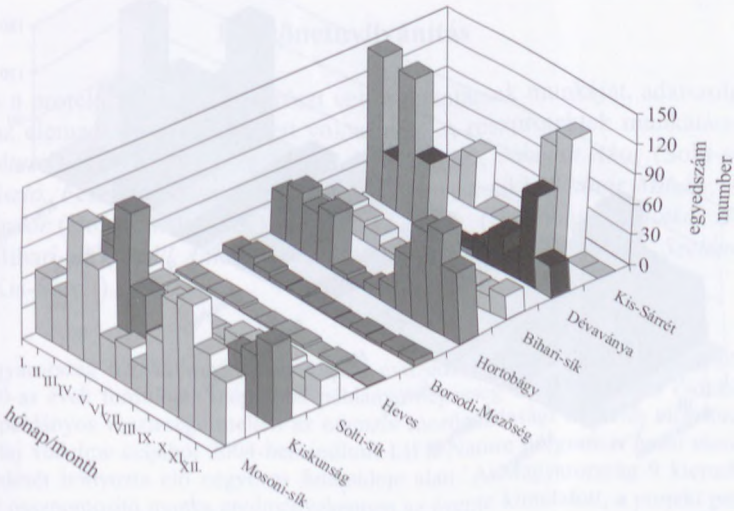
A LIFE tűzokvédelmi program rövidtávú célja – és vállalása – a hazai tűzokállomány-nak a projekt ideje alatt megvalósuló 10%-os egyedszám-növekedése volt, amelynek sikerét a bemutatott monitoringadatok igazolják. A magyar természetvédelemnek természetesen alapvető érdeke és – a programban kötelezően vállalt – célja a tűzokállomány növekedési feltételeinek folyamatos biztosítása, a fenntartható védelem megalapozása, s a későbbiekben a megvalósítása, a programot követő évekre, évtizedekre a magyar tűzokvédelem hatékonyságának növelése, a fajspecifikus védelmi irányok megerősítése, kiterjesztése által. Erre megteremtették a lehetőséget a LIFE projekt keretében foganatosított tartósan ható védelmi intézkedések (földvásárlás, távvezetékek föld alá helyezése, gyepesítések stb.), ugyanakkor nem segítette a munkát – az elképzelésekkel szemben – az agrár-környezetvédelmi intézkedések. Vizsgálatok (Nagy *et al.*, 2008) kimutatták, hogy a hazai programok megvalósulása során azok sikere részben megbukott az önkéntességen és a területi koncentráció tökéletlenségén. A LIFE projektben vállalt jövőbeni kötelezettségek csak akkor lesznek tarthatók – beleértve az állományok növelésének kérdését is – ha ezen tökéletlenségeket kiküszöbölik, ami egyben a források hatékonyabb felhasználását is jelenti.



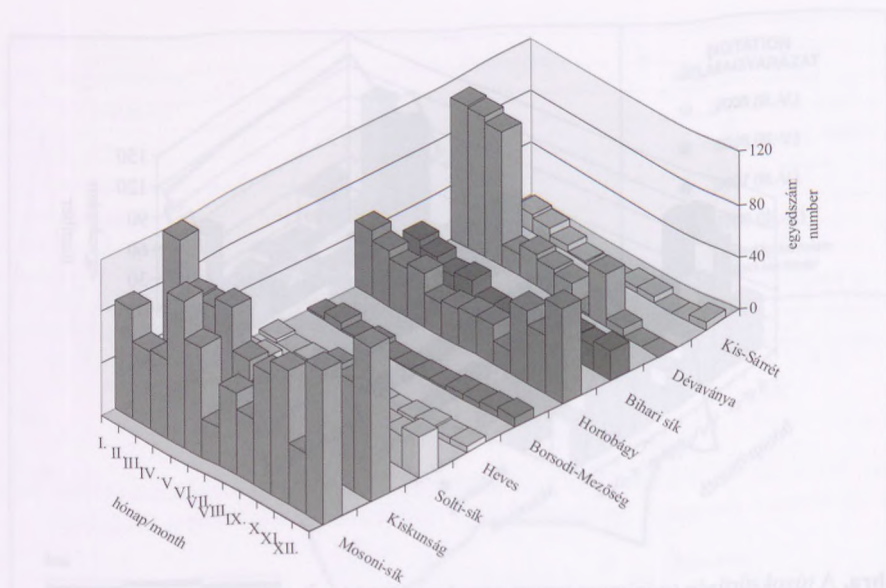
23–24. ábra. Tűzokészlelések a Kis-Sárréten a dűrgési időszakban és a téli hónapokban
 Figures 24–25. Observations of Great Bustard in the Kiskunság during display and winter time



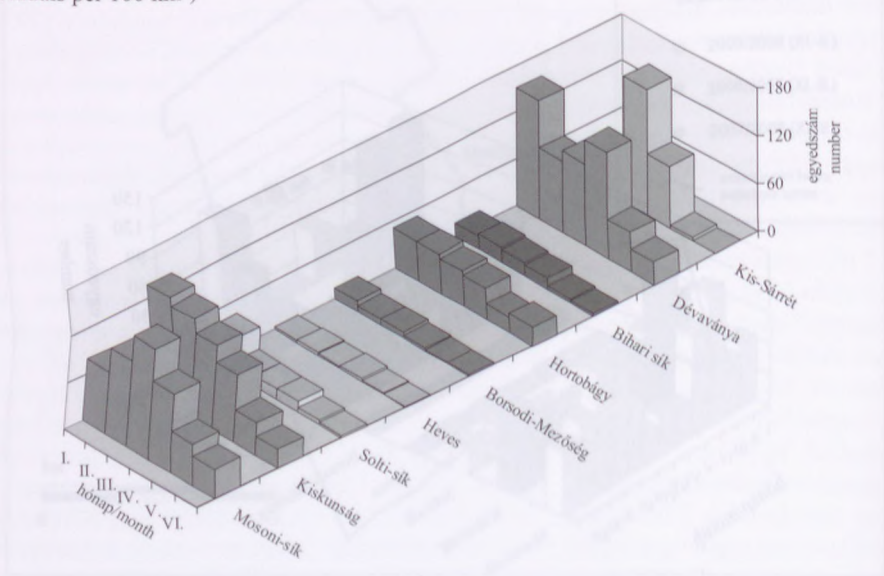
25. ábra. A tűzoksűrűség (minimum ismert egedszám/100 km²) tér-idő mintázata 2005-ben
 Figure 25. Changes of the Great Bustard density in space and time in 2005 (minimum known number of individuals per 100 km²)



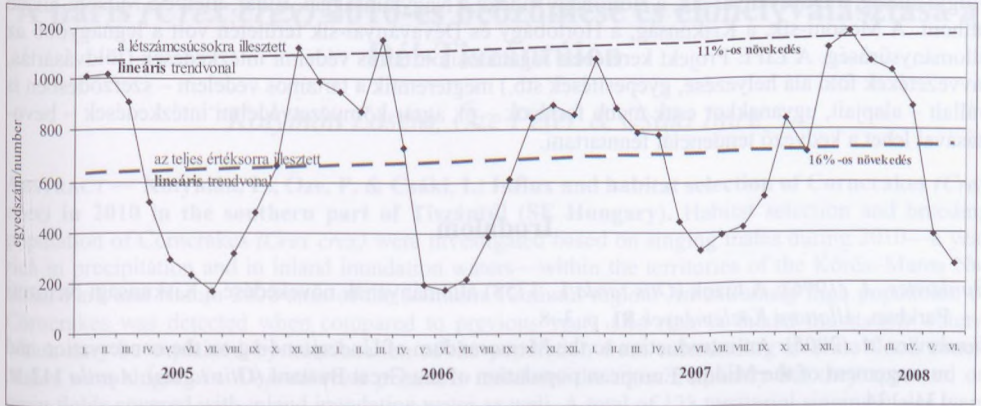
26. ábra. A tűzoksűrűség (minimum ismert egedszám/100 km²) tér-idő mintázata 2006-ban
 Figure 25. Changes of the Great Bustard density in space and time in 2005 (minimum known number of individuals per 100 km²)



27. ábra. A túzoksűrűség (minimum ismert egyedszám/100 km²) tér-idő mintázata 2007-ben
Figure 27. Changes of Great Bustard density in space and time in 2007 (minimum known number of individuals per 100 km²)



28. ábra. A túzoksűrűség (minimum ismert egyedszám/100 km²) tér-idő mintázata 2008 év első felében
Figure 28. Changes of Great Bustard density in space and time in the first half of 2008 (minimum known number of individuals per 100 km²)



29. ábra. A hazai tűzokállomány megfigyelt egyedeinek dinamikai változásai a minimum ismert egyedszám értékek alapján a LIFE Tűzokvédelmi Program területén és működése alatt (2005–2008)
 Figure 29. Population dynamics of Great Bustards as based on the known minimum numbers of observed individuals on the project area of the LIFE Great Bustard programme between 2005–2008

A projekt keretében végzett széleskörű kutatások felhívták ugyanakkor a figyelmet arra is, hogy csak a lokális kutatási és gyakorlati természetvédelmi tapasztalatokon alapuló eredményekre alapozva lehet sikeres – területekre lebontott – fajvédelmi programot építeni.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük a projekt felméréseiben részt vett munkatársak munkáját, adatszolgáltatását. Nélkülük ez az elemzés sem születhetett volna meg. A részprojektek munkatársai voltak: *Spakovszky Péter* (Kisalföld), *Lóránt Miklós* (Kiskunság), *Németh Ákos* (Solti-sík), *Fatér Imre*, *Tóth László*, *Ferencz Attila*, *Borbáth Péter* (Hevesi-sík), *Bodnár Mihály*, *Mezei János*, *Seres Nándor* (Borsodi-Mezőség), *Konyhás Sándor* (Hortobágy), *Motkó Béla*, *Horváth Gábor* (Bihari-sík), *Széll Antal* (Dévaványa), *Tóth Imre* (Kis-Sárrét), *Szelényi Balázs* (Dévaványa, Kis-Sárrét).

KIVONAT: Magyarország tűzokállománya az elmúlt évtizedekben jelentősen megfogyatkozott. Az 1970-es és 1980-as évek fordulóján még 3000 példányú népesség 1200 példányra csökkent két kemény tél 1000 példányos vesztesége mellett az intenzív mezőgazdasági termelés előretörésének köszönhetően. A faj védelme céljából 2004-ben indított LIFE-Nature program a hazai tűzokállomány 10%-os növekedését irányozta elő négyéves futamideje alatt. A Magyarország 9 kiemelten fontos tűzokéllhelyére összpontosító munka eredményeképpen az évente kimutatott, a projekt programterületein számított összesített maximum-egyedszámértékei a tűzokállomány négy év alatt bekövetkezett 16%-os növekedését mutatták. A program hatása kedvező volt a projekttel nem érintett területek tűzokállományaira is. Az országos állomány a kezdeti 1300 példányról 2009-re 1582 példányra – csaknem 22%-kal – növekedett. A legnagyobb tűzokállományoknak csökkenő sorrendben a Duna-

völgyi-síkság, a Dévaványai-sík, a Hortobágy vidéke a Nagykunsággal, Bihar, illetve a Mosoni-sík ad otthont. A Mosoni-sík, a Kiskunság, a Hortobágy és Dévaványai-sík területén volt a legnagyobb az állománysűrűség. A LIFE Projekt keretében foganatosított tartós védelmi intézkedések (földvásárlás, távvezetékek föld alá helyezése, gyepesítések stb.) megteremtik a tartamos védelem – szerződésben is vállalt – alapjait, ugyanakkor csak újabb források – pl. agrár-környezetvédelmi intézkedések – bevonásával lehet a kedvező tendenciát fenntartani.

Irodalom

- Bankovics, A. (1996): A túzok (*Otis tarda* L. 1758) állományának növekedése a Kiskunsági Nemzeti Parkban. *Állattani Közlemények* **81**, p. 3–8.
- Bankovics, A. (2005): An introduction to the Memorandum of Understanding on the conservation and management of the Middle European population of the Great Bustard (*Otis tarda*). *Aquila* **112**, p. 131–134.
- Bankovics, A., Boros, E., Németh, Á., Biró, Cs. & Bankovics, A. (2005): Reasons of the population increase of Great Bustard (*Otis tarda*) in the Kiskunság (Hungary). *Aquila* **112**, p. 163–168.
- Bankovics, A. & Szenek, Z. (1997): A túzok (*Otis tarda*) terjeszkedése és természetvédelmi problémái a Kiskunsági Nemzeti Parkban. *IV. Magyar Ökológus Kongresszus*. Előadások és poszterek összefoglaló, Pécs, p. 25.
- Faragó, S. (1990): A kemény telek hatása Magyarország túzok (*Otis tarda* L.) állományára. *Állattani Közlemények* **76**, p. 51–62.
- Faragó, S. (1996): Lage des Grosstrappenbestandes in Ungarn und Ursachen für den Bestandsrückgang. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* **5**(1–2), p. 12–17.
- Faragó, S. (szerk.) (2003): Program a túzok (*Otis tarda*) védelmére Magyarországon. Sopron.
- Faragó, S. (2005): One-hundred-year trend of the Great Bustard (*Otis tarda*) population in the Kisalföld Region. *Aquila* **112**, p. 153–162.
- Faragó, S., Giczi, F. & Wurm, H. (2001): Management for the Great Bustard (*Otis tarda*) in Western Hungary. *Game and Wildlife Science* **18**(2), p. 171–181.
- Faragó, S. & Kalmár, S. (2006): A túzok védelme Magyarországon. LIFE Nature Project 2005. évi monitoring jelentése. *Magyar Ápróvad Közlemények (Supplement, 2006)*, p. 1–142.
- Faragó, S. & Kalmár, S. (2007): A túzok védelme Magyarországon. LIFE Nature Project 2006. évi monitoring jelentése. *Magyar Ápróvad Közlemények (Supplement, 2007)*, p. 1–184.
- Faragó, S. & Spakovszky P. (2008): A MOSON Project jelentősége a Kisalföld túzok- (*Otis tarda* L.) állományának területhasználatában. In: Lakatos, F. & Varga, D. (szerk.): Erdészeti, Környezettudományi, Természetvédelmi és Vadgazdálkodási Tudományos Konferencia (EKTU-TK) 2007. december 11. Sopron, Konferencia kiadvány, p. 44–45.
- Kalmár, S. & Faragó, S. (2008): A túzok védelme Magyarországon. LIFE Nature Project 2007–2008. évi monitoring jelentése. *Magyar Ápróvad Közlemények (Supplement, 2008)*, p. 1–282.
- Kovács, G. & Kapocsi, I. (2004): Túzok [*Otis tarda* (Linnaeus, 1758)] In: Ecsedi, Z. (szerk.): A Hortobágy madárvilága. Hortobágy Természetvédelmi Egyesület, Balmazújváros, p. 259–262.
- Nagy, Sz., Széll, A. & Motkó, B. (2008): Hatásosak-e a túzok (*Otis tarda*) védelmét szolgáló magyar agrár-környezetvédelmi intézkedések? *Aquila* **114–115**, p. 47–55.
- Végvári, Zs. & Kapocsi, I. (2005): Habitat use, nest site selection and conservation status of the Great Bustard (*Otis tarda*) in the Hortobágy National Park between 1999–2004. *Aquila* **112**, p. 169–174.

A haris (*Crex crex*) 2010-es beözönlése és élőhelyválasztása a Dél-Tiszántúlon

Kotymán László, Óze Péter & Csáki Imre

ABSTRACT — Kotymán, L., Óze, P. & Csáki, I.: Influx and habitat selection of Corncrakes (*Crex crex*) in 2010 in the southern part of Tiszántúl (SE Hungary). Habitat selection and breeding population of Corncrakes (*Crex crex*) were investigated based on singing males during 2010—a year rich in precipitation and in inland inundation waters—within the territories of the Körös–Maros National Park and Natura 2000 sites of the southern Tiszántúl region. An extremely high population of Corncrakes was detected when compared to previous years also rich in inland inundation waters, which may be explained by translocation of the population from surrounding riverine flood zones. Males were singing in *Alopecuretum pratensis* meadows the most frequently but they appeared on grain fields covered with inland inundation water as well. A total of 128 territorial singing males were detected during the survey.

Kulcsszavak: *Crex crex*, influx, southern Tiszántúl, Hungary

Correspondence: Kotymán László, H-6800 Hódmezővásárhely, Rákóczi út 80., Hungary;
E-mail: kotymanlaci@citromail.hu

Bevezetés

A dél-tiszántúli Tisza-hullámtér rétjeinek kisszámú, rendszeres fészkelője az áradásos nyarakat kivéve a haris (*Sterbetz, 1974; Nagy, 2002; Somodi, 2007*). A szikes pusztai mocsarakon csak a belvizes időszakban és jobbára vonuláskor mutatkozik. Feltételezhető, hogy ilyenkor néhány pár költ is (*Sterbetz 1975*), de valójában nem jellemző fészkelő.

2010-ben kimagasló számban találtuk a harsogó hímeket elsősorban szikespusztai környezetben, a Körös–Maros Nemzeti Park két törzsterületén, a Vásárhelyi-pusztán és Cserebökényben. Ez év tavasza és nyara kifejezetten esős és hűvös volt, ennek következtében több ezer hektáros belvízi elöntések, a folyókon gáttól gátig érő áradások alakultak ki. *Horváth et al. (1999)* szerint az egyes évek állománya erősen fluktuálhat a csapadékvizonyoktól függően, azonban az általunk észlelt beözönlés néhány vonatkozásban eltért a megszokottaktól.

Terület és módszer

A felmért terület Csongrád megye tiszántúli részén és közvetlen környékén, a Körös–Maros Nemzeti Park törzsterületei közül érintette a Cserebökényi-pusztákat, a Vásárhelyi-pusztát, a Csanádi-pusztákat és a Maros-árteret, a Natura 2000 területek közül pedig az Alsó-Tiszavölgyet (Tisza balparti mentett oldala Szegvár és Algyő között, illetve a Vásárhelyi Kék-tó), a Hármaskörös Szentés és Nagytóke menti mentett árterületeit és a Csongrádi Nagy-rét természetvédelmi területet.

Növénytársulás, vagy növénykultúra területenként <i>Plant association or plant culture by sites</i>	Éneklő haris (példány) <i>No. of singing males</i>
1. Csongrádi Nagy-rét ecsetpázsitos	5
2. Hármaskörös mentett oldal ecsetpázsitos	6
3. Cserebökényi-puszták ecsetpázsitos	40
vízállásos őszi búza	2
4. Vásárhelyi-puszta ecsetpázsitos	34
tarackosbúza-füves–ecsetpázsitos	16
francia perjés–csomósebíres vetett gyepek és gyomos ecsetpázsitos parlag	5
ecsetpázsitos–zsiókás	1
ecsetpázsitos–lepkeszeges gyepek	1
zsiókás	1
gyékényes–fehértippanos	2
ecsetpázsitos–gyékényes–fehértippanos	4
5. Csanádi-puszták ecsetpázsitos	3
fehértippanos–ecsetpázsitos	1
6. Maros, gátmente vízállásos búzatábla és ecsetpázsitos határa	2
vízállásos zabtábla és ecsetpázsitos határa	2
gyomos szántó	2
gyomos ecsetpázsitos parlag	1
Összesen	128

I. táblázat. A haris (*Crex crex*) élőhelyválasztása a Dél-Tiszántúlon, 2010-ben
Table 1. Habitat selection of Corncrake (*Crex crex*) in Southern Tiszántúl in 2010

2010-ben a sokéves április–júliusi átlagot 130–140 mm-rel meghaladó mért csapadék a Kardoskút, Sóstói-telepen áprilisban 32,6 mm, májusban 166 mm, júniusban 105 mm, júliusban 49,3 mm volt. Nyomában 50–150 hektáros összefüggő belvízfoltok sora, majd május végétől szokatlanul magas, 120–160 (180) centiméteressé vált, réti ecsetpázsit dominálta pusztagyeppek nőttek fel, alattuk 5–50 cm mély vizekkel. Nem csak a gyepek, de a szomszédos gabonátáblák is víz alá kerültek. Az egész Dél-Tiszántúlon ez az állapot volt jellemző.

A pusztai élőhelyeket június elejétől többnyire esőmentes időben jártuk be, legalább 2–4 alkalommal, este 22 órától éjjel 2–3 óráig. A hullámterek menti, mentett oldali réteket július elejétől látogattuk végig a Hármaskörös mentén és a Maros árvízvédelmi gátja mentén két alkalommal, a Tisza bal parti árvízvédelmi gátján, Szegvár és Algyő között egyszer. A potenciális élőhelyeket meghatározott útvonal mentén jártuk be. A Vásárhelyi-pusztán a területet behálózó dűlőutakon, a Csanádi-pusztákon és Cserebökényben a mocsarak körbejárásával és a dűlőutakon gyalog, míg a folyók mentén az árvédelmi gátokon autóval lassan haladva rendszeres időközönként megállva hallgatózva mértük fel az

Terület Site	Éneklő haris Példány – No.	Községhatár Municipality	UTM
1. Csongrádi Nagy-rét	1	Csongrád	DS37A4
	1	Csongrád	DS37C2
	2	Csongrád	DS37C4
	1	Csongrád	DS37D1
2. Hármaskörös mentett oldal	1	Nagytóke	DS48B1
	5	Nagytóke	DS48B2
3. Cserebökényi-puszták	7	Szentes	DS57A4
	9	Szentes és Fábiánsebestyén	DS57B3
	13	Szentes	DS57C1
	6	Szentes	DS57C2
	1	Szentes	DS58B4
	6	Szentes	DS68B2
4. Vásárhelyi-pusztá	2	Hódmezővásárhely	DS64B2
	12	Hódmezővásárhely és Székkutas	DS64B3
	5	Székkutas	DS64C1
	9	Székkutas	DS64C2
	20	Kardoskút és Székkutas	DS64C3
	5	Kardoskút és Székkutas	DS64C4
	1	Székkutas	DS65D2
	1	Székkutas	DS65D4
	6	Kardoskút	DS74A1
3	Kardoskút	DS74A2	
5. Csanádi-puszták	1	Királyhegyes	DS72C2
	1	Tótkomlós	DS73A2
	2	Makó	DS73B4
6. Maros-gátmente	1	Klárafalva	DS41C1
	2	Szeged-Tápe	DS42B2
	4	Maroslele	DS42D2

2. táblázat. Az éneklő harisok (*Crex crex*) községhatáronkénti és UTM szerinti eloszlása a Dél-Tiszántúlon 2010-ben

Table 2. Distribution of singing Corncrakes (*Crex crex*) by municipality and UTM codes in southern Tiszántúl in 2010

állományt. A hallott harisok és pettyes vízicsibék helyzetét térképen jelöltük; ahol arra lehetőség adódott, ott műholdas helyzet-meghatározóval bemértük. Nappal ismételt bejárással meghatároztuk a bejelölt, vagy bemért haris-előfordulási helyek növényzetét.

Eredmények és értékelésük

A Vásárhelyi-pusztán és a Csanádi-pusztákon végzett június eleji felméréskor egyáltalán nem, vagy a hasonló adottságú belvizes évekhez hasonlóan csak 2-3 hímét észleltünk. A Cserebökényi-pusztákon június közepén figyeltünk fel a harsogó harisokra.

Ekkor 20–22 revírt sikerült elkülöníteni. A többször felmért területen előfordult, hogy az egyik nap szóltak a harisok, majd a következő alkalommal egy példány sem volt hallható. Ezért feltehetően az általunk hallott számúnál több hím foglalhatott revírt a térségben.

A július eleji hűvös, csapadékos időszak alatt már nappal is szóltak, ezért a néhány héttel korábbi felméréseket megismételtük. Meglepetésünkre a Vásárhelyi-pusztán 64, a Cserebökényi-pusztákon 42, a Hármaskörös Szentés és Nagytöke közigazgatási területén lévő mentett árterületen, a gát közelében 6, Csongrád-Nagyret mentett árterületén 5, a Maros árvízvédelmi gátja mentén a mentett oldalon 7 ponton hallottuk őket éjszaka (1. táblázat).

A kialakult élőhelyre jellemző volt, hogy azokon nagy számban fészkeltek pettyes vízcibice (*Porzana porzana*) is. A Cserebökényi-pusztákon, zsiókásban 57, a Vásárhelyi-pusztán, ecsetpázsitosban és zsiókásban 12, a Csanádi-pusztákon, fehértippanos-ecsetpázsitos társulásban és zsiókásban 7 pár telepedett meg.

Mi lehet az oka ennek az egészen kivételes beáramlásnak? Az egész Kárpát-medencét érintette a hűvös csapadékos időjárás ebben az évben. Az esőket követően kialakult pusztai vízállások kétségtelenül vonzották a harisokat, azonban hasonló ökológiai állapot csak az utóbbi évtizedet tekintve 1999-ben és 2005-ben is kialakult, ugyanakkor az említett években megfigyelt és hallott harisok mennyisége (Kotymán & Mészáros 2003) meg sem közelítette a mostani territóriumszámot. A Tisza és a Hármaskörös hullámtéri rétejeit mint a haris legfontosabb élőhelyeit, 2010 tavaszán és különösen nyarán előntötte az árvíz. Feltételezzük, hogy az innen kiszoruló állomány települt be a szikes mocsarakra. Áttekintve az előző évek állományfelméréseit Somodi (2007) a 2000-es évek elején 8-10 párba becsülte a haris költőállományát a legnagyobb kiterjedésű dél-tiszántúli, hullámtéri rétekekkel rendelkező Mártélyi Tájvédelmi Körzetben. Nagy (2002) elsősorban folyók menti, hullámterekre irányuló felmérése során Csongrád megyében és környékén 1999-ben 39, 2000-ben 21, 2001-ben 14 harsogó hímet észlelt. A Hármaskörös hullámtérében 2007-től 2010-ig tartó felmérés során a Csongrád megyéhez közel eső, Szolnok megyéhez tartozó, szelevényi, kunszentmártoni kaszálóréteken a harsogó harisok száma 2007-ben 17, 2008-ban 9, 2009-ben a rendkívüli aszály következtében mindössze 1 példány volt. 2010-ben a magas árvíz miatt egy példány sem került elő. Cserebökényben 2010-ben kialakult harisélőhely legfeljebb 25 kilométerre esett ezektől a korábbi revírektől. Mindezek alapján nyilvánvaló, hogy a jelentős beáramlást és megtelepedést csak részben magyarázza a közeli hullámterek állományának áttelepülése. Kérdés, hogy a Kárpát-medence többi területéről – ahol szintén özönvízszerű esők és áradások kísérték végig a nyarat – kényszerült-e áttelepülni haris a dél-alföldi mocsarakra. Mindenképpen a hagyományos költőhelyek alkalmatlanná válása miatti kényszeráttelepülés és a távolabbról érkező állomány mellett szól a viszonylag késői, július eleji megjelenésük és a szokatlanul nagy számuk. Boldogh (2009) felhívja a figyelmet, hogy a haris jelentős távolságot tehet meg egymást követő években a költőterületek között. A dél-tiszántúli beáramlás is ezt támasztja alá, annak a ténynek a hangsúlyozásával, hogy az áttelepülés feltehetően egy költési időszakon belül történt. Itteni megjelenését az magyarázhatja, hogy sikertelen fészkeléskor – nyáron is – akár több száz kilométert bejár (Horváth, 1998).

Figyelemre méltó, hogy nem minden a harisnak megfelelő állapotú mocsarat és rétet érintett a beözönlés. Nagy Tamás (pers. comm.) a rendszeres bejárás ellenére sem találta a

Tisza jobb partján, a Vásárhelyi-pusztától és Cserebökényi-pusztától légvonalban 40 km-re, nyugatra eső pusztaszeri Bűdös-széken. Kisebb élőhelyeken ugyanakkor megjelenhetett a haris, *Dr. Kalotás Zsolt (pers. comm.)* éppen a Bűdös-szék közelében lévő Dong-ér töltésénél nappal két intenzíven szóló hímet hallott július 13-án. Más helyeken a mocsarak természeti adottságai nem voltak megfelelőek. Így szintén nem találtuk a Vásárhelyi-Kéktón, ahol korábban hasonló körülmények között előfordult (*Kotymán & Mészáros, 2003*). 2010 tavaszán egy ménes teljesen lelegette a növényzetet, fészkelésre alkalmatlanná téve a mocsarat. A Csanádi-pusztákon június közepéig – hasonlóan a Vásárhelyi-pusztához – csak minimális számban hallottunk harisokat. A június 18-i jégvihar teljesen leborotválta és a földdel tette egyenlővé a mocsár növényzetét, ami kizárta a július eleji megtelepedést. A Tisza bal parti gátja mentén a mentett oldalon fekvő réteken Algyő és Szegvár között nem hallottunk harist, bár itt csak egyszer volt lehetőségünk felmérést végezni. Ezért ezt az eredményt nem is vettük figyelembe az értékelésnél.

A Vásárhelyi-pusztán és a Csanádi-pusztákon elsősorban ecsetpázsitos, valamint tarackos-búzafüves társulásokban (1. táblázat) és kivétel nélkül azokon a vízállásos pusztarészekben észleltük a vizsgálatok alatt, ahol az előző években extenzív legeltetés folyt. A vizsgálat évében, a nyár első felében ezeket a gyepeket még nem jártatták jószággal és a kaszálást sem kezdték meg. Mindössze egy olyan gyepterület volt, amit akkor már meglegeltettek és mégis két haris szólt belőle. Az élőhelyet tekintve, a Vásárhelyi-pusztá haris által lakott részét csatornák, árkok, parlagok, utak, egymástól egy-másfél kilométerre álló magányos fák és két facsoport tagolta. A Cserebökényi-pusztákon jellemzően a vízállásos ecsetpázsitosokban, a kiterjedt zsiókás mocsarak közelében szóltak a harisok, csupán két példány harsogott a vízállásokkal szabdalta őszibúza-táblából. A Cserebökényben kialakult harisrevírek előző évi kezelésére kismértékű, a terület állapotát jelentősen nem befolyásoló extenzív legeltetés volt jellemző. 2010-ben a haris feltételezett fészkelése előtt nem történt területkezelés. A harisok többnyire a mély fekvésű, zombékosodó, vízállásos területrészeket foglalták el. A Maros-gátmente a pusztai élőhelyektől egészen különbözött. Itt a mentett oldali, vízben álló gabonaföldek és a gátoldali kaszálók határa vonzotta a harisokat, amelyek szélén kisebb-nagyobb facsoportok, bokrosok álltak.

Bár néhány madár az egynemű, alig tagolt pusztai laposokból szólt, mégis a legtöbb láthatólag kereste az összetettebb élőhelyeket, az irodalomban említett megfigyelésekhez hasonlóan (*Cramp & Simmons, 1980; Dudás et al., 2003; Wettstein & Szép, 2003*). A pusztákon egy-egy harsogó madárra 8-10 hektár jutott. Költsüket feltételeztük, de bizonyítanunk nem sikerült. A kaszálások nem veszélyeztették az esetleges fészkelésüket, hiszen a nedves gyepeket vagy egyáltalán nem kaszálták, vagy csak dél-alföldi viszonylatban meglehetősen későn, augusztusban–szeptemberben.

Köszönetnyilvánítás

Megköszönjük Bánfi Péter, Engi László, Ezer Ádám, Mészáros Csaba és Szelényi Balázs felméréshez nyújtott segítségét, Dr. Kalotás Zsolt és Nagy Tamás adatközlését.

KIVONAT: A haris élőhelyválasztását vizsgáltuk és költőállományát mértük fel harsogó hímek alapján, a csapadékos és belvizes 2010. évben a Dél-Tiszántúlon, a Körös-Maros Nemzeti Park több törzsterületén és Natura 2000 területeken. A korábbi belvizes évektől eltérően szokatlanul nagy állományt találtunk, amely feltételezhetően a folyóhullámterekről áttelepült állománynak volt köszönhető. Ecsetpázsitos társulásokból szólt a leggyakrabban, de a belvizes gabonátáblákon is megjelent. Összesen 128 revírjelző haris jelenlétét sikerült kimutatni.

Irodalom

- Boldogh S. (2009): Haris (*Crex crex*). In: Csörgő T., Karcza Zs., Halmos G., Magyar G., Gyurácz J., Szép T., Bankovics A., Schmidt A. & Schmidt E. (szerk.): Magyar madárvonulási atlasz, Kossuth Kiadó, Budapest, p. 258–259.
- Cramp S. & Simmons K. E. L. eds. (1980): Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the western Palearctic. Vol. II. Oxford University Press. Oxford, 695 p.
- Dudás M, Endes M, Horváth R., Molnár A., Nagy Sz., Petrovics Z. & Szegedi Zs. (2003): Haris *Crex crex*. In: Veszélyeztetett madarak fajvédelmi tervei. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület. Budapest, p. 87–95.
- Horváth R. (1998): Haris *Crex crex*. In: Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda, Budapest, p. 114–115.
- Horváth R., Boldogh S. & Varga Zs. (1999): Az Aggteleki-karsztvidék madárvilága. Karszt Természetvédelmi Egyesület, Szögliget, 128 p.
- Kotymán L. & Mészáros Cs. (2003): Az 1999–2000. évi belvizek madártani jelentősége a Dél-Tiszántúlon. *A Puszta* 20, p. 53–80.
- Nagy T. (2002): Harisfelmérés a Dél-Alföldön 1999–2001-ben. *Himantopus* (2001. január–december), p. 8–11.
- Somodi I. (2007): Mártélyi Tájvédelmi Körzet. In Tardy J. (szerk): A magyarországi vadvizek világa. Alexandra, Pécs, p. 176–185.
- Sterbetz I. (1974): A hódmezővásárhelyi Tisza-ártér természetvédelmi területeinek madárvilága. *Aquila* 78–79, p. 45–80.
- Sterbetz I. (1975): A kardoskúti természetvédelmi terület madárvilága 1952–1973 időközében. *Aquila* 80–81, p. 91–120.
- Wettstein W. & Szép T. (2003): Status of the Corncrake *Crex crex* as an indicator of biodiversity in eastern Hungary. *Ornis Hungarica* 12–13, p. 143–149.

A törpekuvika (*Glaucidium passerinum*) költése a Gömör–Tornai karsztos hegységben

Schmidt András – Pačenovský Samuel

ABSTRACT — Schmidt, A. & Pačenovský, S. (2011): The breeding of Pygmy Owl (*Glaucidium passerinum*) on the Gömör–Tornai Karst. The Pygmy Owl has only in recent decades appeared in the relatively low-lying Gömör–Tornai Karst as a breeding species. It is now known to be a regular breeder on the Slovak side of the Karst: the paper gives details on the known distribution and population of the species. On the Hungarian side, it is still considered a rarity, although breeding may well be regular. The first breeding on the Hungarian side where the nesthole was found is described.

Key words: *Glaucidium passerinum*, Gömör–Tornai karsztos hegység, Gemersko–Turniansky kras, population size.

Correspondence: Schmidt András, 2600 Vác, Ipoly u. 16.; E-mail: schmidtne@citromail.hu

Bevezetés

Az ország madártani névjegyzéke alapján a törpekuvika ritka téli és tavaszi kóborló Magyarországon (*MME Nomenclator Bizottság, 2008*). Az utóbbi két évtized adatai zömmel az Aggteleki-karszt területére esnek és egy részük költési időszakra is vonatkozik, így felmerül a lehetőség, hogy a faj esetlegesen állandó eleme lehet a régió madárfaunájának. E kérdés jobb megvilágítása érdekében áttekintést adunk a szlovák–magyar határ mentén fekvő Gömör–Tornai karsztos hegység területéről ismert törpekuvika-előfordulásokról és költési adatokról, továbbá az első, Magyarországon fészekodúval együtt megtalált költésről. Tekintettel a Karszt szlovák oldaláról származó adatok nagyságrenddel nagyobb számára, azokat tájegységenként elkülönítve tárgyaljuk.

Módszer

Az alábbiakban elsősorban már publikált információkat igyekeztünk összefoglalni a vizsgált területre vonatkozóan, kiegészítve néhány, a szlovákiai oldalra vonatkozó, szóbeli közlésből származó adattal. A magyarországi megfigyelések közül – követve az *Aquila* adatközlési útmutatóját – csak a Nomenclator Bizottság által elfogadottakat vettük figyelembe. Megjegyezzük azonban, hogy esetünkben a politikai határ mesterséges elválasztást képez, hiszen Szlovákiában a törpekuvika nem szerepel az ország madárirtásait hitelesítő bizottság listáján, így egymástól néhány kilométerre lévő adatok esetében is lényegesen eltérő lehet azok sorsa: a határ szlovák oldalán megbízható megfigyelő által észlelt törpekuvika adata minden további nélkül leközölhető, míg a magyar oldalon részletes leírás készítése szükséges a hitelesítéshez. Tudjuk, hogy ez nem egy esetben elmaradt, így feltételezhetően értékes adatoktól estünk el (pl. *Varga, 2010*).

Az ismertetett megfigyelések zömmel alkalmi területbejárásokból származnak, amelyek során a megfigyelők részben véletlenszerűen bukkantak törpekuvika, részben célzott kere-

sés eredményeként: ilyenkor alkalmasnak ítélt élőhelyeken, elsősorban a szürkületi időszakban, a törpekuvík hangját füttyel utánozva vagy felvételtől lejátszva igyekeztek a faj egyedeire találni. Célzott monitorozás csak a Slovenský kras Tájvédelmi Körzet (ma nemzeti park) területén folyt az 1990-es években (*Matis & Pačenovský, 1997*). Ekkor elsősorban a tél végi–kora tavaszi időszakban keresték fel a megfelelőnek tűnő élőhelyeket, egyes esetekben kijelölt útvonalak rendszeres bejárásai során keresték a fajt, szintén zömmel a szürkületi órákban (kora reggel és este) és „hangozás” segítségével, a törpekuvík füttyét itt-ott utánozva (csak röviden és csak néhányszor egymás után, nem kitartóan). A felmérésekben több ornitológus vett részt, minden résztvevő kapott egy néhány km hosszú szakaszt, amely erdei utakon, ösvényeken vezetett, lehetőleg hegyoldalban vagy hegygerincen, minél távolabb a zajos országutaktól és patakoktól. A felmérések szinkron módon, az egyes szakaszokon ugyanabban az időpontban történtek, kerülve így az esetleges kettős észlelések lehetőségét. A leírt módszerrel 1992-ben a Szádelői-völgy és a Szilicei-fennsík északi részét mérték fel.

Eredmények

A törpekuvík előfordulása a Gömör–Tornai karsztos hegység szlovák oldalán

A törpekuvík első ismert előfordulási adata a Gömör–Tornai karsztos hegységről 1970-ből származik, az akkori Slovenský kras Tájvédelmi Körzet területéről. *Danko* és *Šimák* hallottak április 24-én szólni egy hím törpekuvíkot a Szádelői-völgy végében. A madár reagált a hangja utánzására, közelebb repült az észlelőkhöz, úgyhogy hosszabb ideig meg is figyelhették (*Danko, 1988*).

A Tájvédelmi Körzet területén élő törpekuvík-állomány rendszeresebb felmérésére csak az 1990-es évek folyamán került sor. Akkor az állomány nagyságát *Pačenovský & Matis (1997)* a monitorozási adatok alapján kb. 20-30 párra becsülte. A faj előfordulása két fő területhez kötődött: a Szádelői-völgyhöz valamint a Szilicei-fennsíkhöz.

Szádelői-völgy: A Szádelői-völgyben a törpekuvíkok egy többé-kevésbé összefüggő területen fordulnak elő, amelyet öregebb állományú jegenyefenyő–bükk által benőtt, kevert erdők jellemeznek. Ilyen erdőtársulások főként 600-900 m magasságban fordulnak elő és a szomszédos Gömör–Szepesi-érchegységben jellegzetes élőhelyet képviselnek, több száz négyzetkilométer összterülettel. A Szádelői-völgy végében helyenként telepített lucfenyvesek is előfordulnak, ezek egészségi állapota viszont folyamatosan romlik (a lucfenyő természetes körülmények között Szlovákiában leginkább 1000 m felett fordul elő). 1992-ben egy 7 km hosszú vonalon történt felmérés alapján hét, törpekuvíkok által foglalt fészkelőterület volt feltételezhető. A felmérés tél végén történt (február 9., február 29–március 1.), amikor a törpekuvíkok sűrűn hallatják revírhangjukat. Hat területfoglaló hím és egy másik területen szóló tojó előfordulását állapították meg az ornitológusok a Szádelői-völgyben és mellékvölgyeiben (*Matis & Pačenovský, 1997*). A hetedik hím által elfoglalt területet a Felső-hegy-fennsík keleti részén észlelték, luc- és jegenyefenyőből álló erdőben, a Szádelői-völgy tözsomszédságában. A törpekuvíkok az alkonyati, esti (16:50–17:30) és a kora reggeli (5:45–6:00) órákban szóltak, csak egy hím szólt még reggel 9:45-kor is, nappal-

li fénynél. *Uhrin* (1997) 1992. március 12-én is észlelt egy hímét a Szádelői-völgy nyugati mellékvölgyében. Az 1992-ben talált, feltételezett költőterületek némelyikét a következő években is ellenőrizték; például 1993. április 17-én egy hím törpekuvík szolt az előző évben észlelt területen, a Sajbová-völgyben, a Szádelői-völgy egyik mellékvölgyében. 1995–96-ban az itt lévő revírben nem észleltek törpekuvíkot, viszont 1996-ban a Baksa-völgyben szolt egy hím (itt 1992-ben nem találtak foglalt költőterületet). Az 1993. és az 1996. évi ismételt észlelések alapján feltételezhető, hogy a Szádelői-völgyben előforduló mikropopuláció előfordulása tartós jellegű. Ezt a feltételezést támasztja alá az 1970-ből származó észlelés is, amely hasonló környezetből származik, mint az 1990-es évek folyamán észlelt előfordulások. Ez az állomány tulajdonképpen a Szlovák-Érchegységben élő költőállomány perempopulációjának tekinthető. A Szlovák-Érchegységnek a Slovenský kras Nemzeti Parkkal határos területein meglehetősen erős törpekuvík-állomány él, gyakorlatilag a hegység mindegyik völgyében található néhány költőpár; nevezetesen a Čierna Moldava-völgyben, a Pipitka-hegy környékén, Medzev és Štós települések határában, de a faj a hegység egész területén előfordul: összesen 24 bizonyított és ennél sokkal több feltételezett fészkelése ismert 1981–2010 között (*Pačenovský & Kürthy, 1991; Pačenovský, 1990, 1992, 1993, 1995; Pačenovský & Šotnár, 2010*). A Szádelői-völgyben élő törpekuvík-állományt 8-10 párba becsülték (*Matis & Pačenovský, 1997*). A faj költését a Slovenský kras Nemzeti Park területén a Szádelői-völgy középső részén, egy nyugati irányú mellékvölgyben sikerült bizonyítani 2004-ben, amikor *Pačenovský* és *Olejár* egy költőpárt és 3 kirepült fiókat észlelt július 4-én és 5-én, esti és kora reggeli órákban, 120 éves jegenyefenyő-bükk-hegyi juhar erdőben 680 m tengerszint feletti magasságban (*Pačenovský & Šotnár, 2010*).

Egy előfordulási adat ismert a Szádelői-fennsíkről is, ahol 1991 augusztusában figyelt meg egy példányt *Karol Takáč* a sík, erdőssztyepp jellegű karsztfennsíkon egy fiatal lucfenyvesben. Ez az előfordulás kívül esik a költési időszakon és egyéb adat hiányában nehéz értelmezni. A megfigyelt madár lehetett öreg példány, de esetleg kóborló fiatal is. A megfigyelés helye csak 2 km távolságban van a Szádelői-völgyben lévő ismert költőhelyektől.

Szilicei-fennsík: A törpekuvík előfordulását a Szilicei-fennsíkon elsőként *Radoslav Potočný* jelezte 1990-ben és 1991-ben a fennsík északi részén, a Dievcenská skala és az itt található TV-erősítő torony környékén, ahol 2-3 költőterület meglétét feltételezte a tavaszi és őszi észlelések alapján. Az 1992. év folyamán aprólekosabb állományfelmérésre került sor, melynek során február 8-án és 19-21-e között összesen 5 törpekuvík által foglalt területet találtak egy 6 km²-es területen, a fennsík északi részén (*Pačenovský & Matis, 1997*). Az élőhely meglehetősen tagolt, felszíni karsztos alakzatokban kivételesen gazdag, erdős terület, 500–620 m tengerszint feletti magasságban. Az erdők állománya kevert. A dolinákban kisebb-nagyobb lucfenyőfoltok nőnek, melyek összterülete nem több néhány hektárnál, ezeket öregebb állományú, természetközeli állapotú lomberdők övezik, melyeket tölgy, helyenként bükk, juhar és más lombos fák alkotnak. Barlangkutatók is ráakadtak területfoglaló hím törpekuvíkokra a Szilicei-fennsík északi részén, az 1990-es évek végén (*G. Lešinský, pers. comm.*). Feltételezhető, hogy ezek a példányok az 1992-ben feltérképezett mikropopulációból származtak, illetve ezek leszármazottai lehettek. Mivel a tölcseralakú karsztvölgyekben, a dolinákban a fakitermelés főleg a lucfenyőkre korlátozódik, a lomberdő által borított területeken meglehetősen nagy számban találhatóak száraz és odvas

fák is, és elég sok a harkályodú. A lucfenyők fokozatos kitermelése viszont megkérdőjelezheti a faj fennmaradását a jövőben ezen a területen, mert a területfoglaló hímek tél végén, kora tavasszal és ősszel éppen a kis kiterjedésű lucosokban jelölik ki költőterületeiket.

Két további feltételezett törpekuvik-költőterületet 1996 őszén, november 11-én észlelt *Lešinský* és *Pačenovský* a Szilicei-fennsík középső részén, a Bukovec (627 m) nevű csúcs-tól északi, illetve délnyugati irányban elhelyezkedő, nagy kiterjedésű karsztvölgyekben (dolinákban). Az élőhely a faj eddig ismert elterjedésével szemben még szélsőségesebb volt, mint a fennsík északi részén: összefüggő bükkerdő alkotta, és az egyik hím egy 10 ha kiterjedésű, bükkössel övezett lucfenyvesből, míg a másik hím egy viszonylag fiatal erdei fenyővel kevert bükkösből szolt.

Egy érdekes előfordulási adat van a Szilicei-fennsíkról 2010-ből is. A Szilicei-fennsík északi részén, a Malá Bikfa elnevezésű szakadéktól kb. 500 m-re, március 1-jén *M. Hlivák* napközben figyelt meg egy erdei pocsolyában fürdő törpekuvikot (*Š. Matis, pers. comm.*). A megfigyelés bükkerdőben történt. Ennek a megfigyelési adatnak a helye egyezik az 1992 folyamán észlelt, feltételezett törpekuvik-költőterületekkel.

A Szilicei-fennsíkon előforduló törpekuvik-mikropopuláció tehát az eddigi ismeretek alapján 5-8 párra becsülhető (*Pačenovský & Matis, 1997*). A Szilicei-fennsíkon előforduló törpekuvik-állomány sokkal inkább elszigeteltnek tűnik a Gömör–Szepesi-érchegységben élő populációtól, mint a Szádelő-völgyi állomány.

Felső-hegy: A harmadik terület, ahonnan törpekuvik-adat származik a Felső-hegy fennsík nyugati része a Slovensky kras Nemzeti Parkban. Itt *M. Olekšák* észlelt egy hím törpekuvikot 1999. március 19-én, Drnava község közelében, a Drieňovec Nemzeti Rezervátum területén, kb. 800 m magasságban (*M. Olekšák, in litt.*). Ez a megfigyelés azért érdekes, mert bár költési időszakról volt szó (kora tavasszal, márciusban, sőt már a tél végén is a hímek igencsak erőteljesen védelmeyik költőterületüket), a törpekuvikot nem a rezervátum erdős részén, hanem annak erdős-sztyeppes élőhelyén látták. Ez eddig az egyetlen olyan adat, amely a két fő elterjedési terület – a Szádelői-völgy és a Szilicei-fennsík – közötti területről származik.

Pelsőci-fennsík: A következő terület, melyről előfordulási adatot ismerünk, a Pelsőci-fennsík. Az 1990-es évek elején *Pačenovský* és *Uhrin* eredménytelenül kutattak itt törpekuvik után, viszont *Lešinský* a fennsík nyugati részén egy kitaróan szoló, hím törpekuvikot észlelt 2011. január 20-án, a déli órákban. A törpekuvik kis megszakításokkal 30 percig szolt egy lomberdővel borított karsztvölgyből. A kb. 50 éves erdő, melyet főként tölgy, gyertyán és magas köris alkot, 1 km-re keletre fekszik a fennsík szélétől. 700 m körüli magasságban. A környéken mindössze néhány elszigetelt, csekély egyedszámú lucfenyő, illetve erdefenyő-állomány található (*G. Lešinský, pers. comm.*).

A Koniar-fennsík szomszédsága: A Slovenský kras Nemzeti Park területéről származó törpekuvik-előfordulások felsorolását egy, a Rőcei-hegységből származó adat zárja le. A nemzeti park, sőt a karszt területén is kívül eső jegenyefenyvesben, Ochtiná község közelében, 1995. március 14-én, az alkonyati órákban 2 hím törpekuvikot észleltek *H. Ansoerge* és *M. Striese* német ornitológusok (*Pačenovský & Matis, 1997*). Az említett előfordulási adat mindössze 4,5 km-re esik északra a Koniar-fennsík északi nyúlványától, a Karszt nyugati szélén. A Rőcei-hegység északi részén és a szomszédos Stolické vrchy hegységben is jelentős törpekuvik-állomány él a hegyi fenyvesekben és több ízben bizonyították itt a fészkelé-

sét is (Pačenovský, 1989; Pačenovský & Šotnár, 2010). Ez azt jelenti, hogy a faj esetleges terjedése a Karszt felé ebből az irányból is várható.

A törpekuvikk előfordulása a Gömör–Tornai karsztos hegység magyar oldalán

A Gömör–Tornai karsztos hegység magyar oldalán az előfordulásokat Boldogh *et al.* (2005) foglalta össze 2004-ig: Az első, 1992. február 25-i megfigyelés (Varga, 1992) után hosszabb szünet következett, majd 2000. december 31-én Jósvafő határában egy példányt láttak (MME Nomenclator Bizottság, 2001), 2001 tavaszán (március 8-tól április elejéig) és 2002. január 10-től július közepéig pedig egy párt figyeltek meg revírben, az égerszögi Pitics-hegyen. A pár két költési szezonon át megfigyelt territóriumtartó viselkedése alapján Boldogh *et al.* (2005) bizonyítottan ítélte a költést, aminek lehetőségét korábban már több szerző felvetette (Kristóf, 1970; Varga, 1992; Sós, 1997). 2005. február 19-én Jósvafő közelében két példányt, március 13-án Bódvaszilas mellett egy példányt, 2006. január 28-án Jósvafő határában összesen 4 példányt, február 14-én Aggteleknél egy példányt, majd március 18-án Jósvafőnél szintén egy példányt láttak (Hadarics & Zalai, 2008). E megfigyelések vonatkozhatnak kóborló példányokra is, de a tél végi, tavasz eleji időpontok már átfednek a faj revírfoglalási időszakával (Becking *et al.*, 2008). A Nomenclator Bizottság nem kapott adatot a törpekuvikk magyarországi előfordulásáról 2008 és 2009 folyamán (MME Nomenclator Bizottság, 2011a, 2011b).

A törpekuvikk költése Szögliget határában 2010-ben

Schmidt 2010. február 27-én a szögligeti Szalamandra-ház közelében, családi kirándulás közben figyelt meg egy hím törpekuvikkot, amely válaszolt a lejátszott hívóhangra az esti szürkület idején (17:10–17:30 között). A megfigyelést közzétette a *birding.hu* weboldalon, és ennek alapján március folyamán többen megnézték e példányt. Voltak, akik párban figyelték meg, sőt párzást is láttak március elején, az eredeti megfigyelés helyének közelében, egy tisztás szélén álló lucfenyőn (Verseczki N., *pers. comm.*). Ennek alapján gyanítható volt, hogy a megfigyelt párzás néhány száz méteres körzetében a madarak költésbe is kezdenek, így viszonylag behatárolható területen belül lehetett keresni az odút. Április 17–18-án a szerzők együtt próbálták megkeresni az odút. Pačenovský 18-án 4.30-kor, még szürkületben hallotta a törpekuvikk két füttyét, a korábban megfigyelt párzás helyszínétől több száz méteres távolságból. A törpekuvikk füttyét utánozva a hím válasza végül egy 7–8 m magas kettőtört, taplós tölgyfához vezette őket, amelyen két teljes odú és egy odúkezdemény is volt (a törpekuvikk Pačenovský tapasztalatai alapján szereti az olyan fákat, amelyekben több odú is van). A fához érve rögtön feltűnt a fa tövével lévő két, cinketoll szövedékből álló csomó: a tojó törpekuvikk által kidobott táplálékmaradvány. Kb. 20–25 méterről, 40 percen át figyelték az odúkat, a hím ezalatt még két alkalommal füttyögetett (bár ekkor már nem játszott hangot), és egyszer a tojó is kinézett az odúból pár percre (1. kép).

Bár a korábbi megfigyelések helyszínén és közvetlen környezetében változatos erdőárulások találhatók (részben idős, extrazonális bükkösök, helyenként erdei fenyő foltokkal, lucosokkal, egyes részeken sok harkályodúval és természetes kikorhadásból keletkezett odúval), a fészekodó erdőállománya meleg, száraz, viszonylag homogén középkorú gyer-



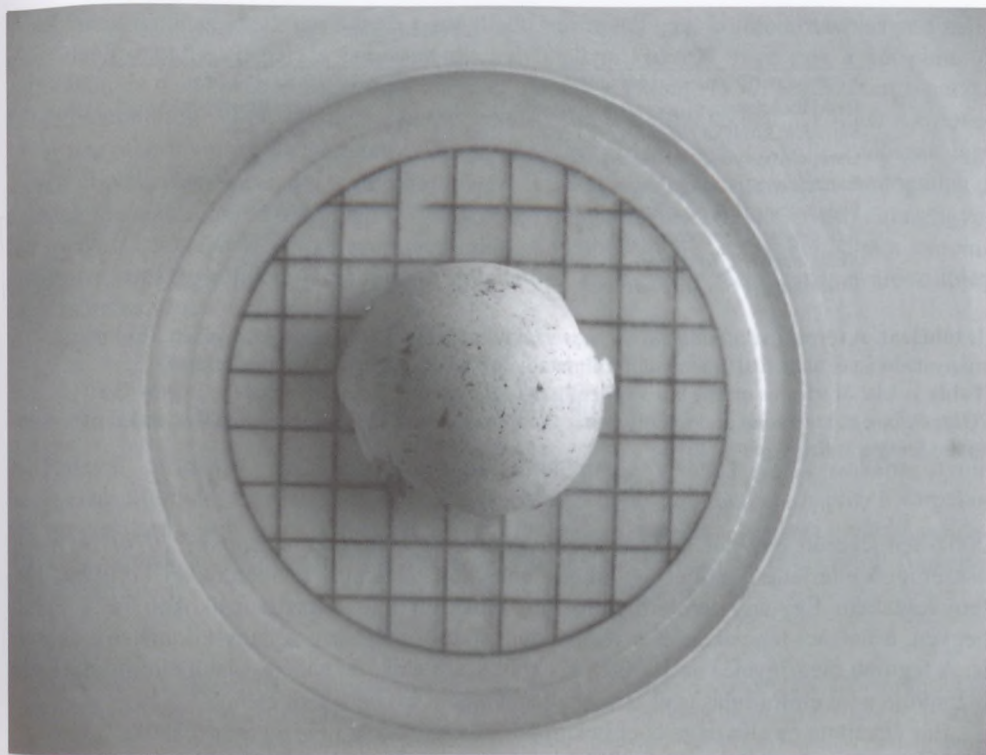
1. kép. Tojó törpekuvick (*Glaucidium passerinum*) az odú szájában

Picture 1. Female Pygmy Owl (*Glaucidium passerinum*) looking out of the nesthole

tyános-tölgyes volt, fenyőfák nélkül és nagyon kevés odúval (az odú keresése során kb. egy óra alatt csupán egyetlen másik fán találtak harkályodút). A költőodú fájának tengerszint feletti magassága 399 m volt, viszonylag kis méretéből és a közelben észlelt harkályfajokból ítélve azt valószínűleg középfakopáncs (*Dendrocopos medius*) készítette.

Az odú pontos helyszínét az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság munkatársainak jeleztük. Ők május végén látogattak el oda: törpekuvickot nem észleltek, de egy kékcinege-tépest találtak az odú alatt (*Farkas pers. comm.*).

Szerzők június 4–5-én látogattak el újra az odúhoz. 5-én hajnalban megfigyelték amint a hím zsákmányt (egy kisemlőst) ad át a tojónak és hangfelvételt is készítettek mindkét öreg madárról. A tojó az idő nagy részében az odúban tartózkodott. A fa tövénél megtalálták egy fehér tojás törött héját, amelyet törpekuvicktojásnak határoztak (2. kép). Az odvas fa alatt, továbbá kb. 15 m-re néhány száraz faág alatt, ahol együtt is tartózkodott a két madár (valószínűleg itt volt a zsákmányátadó hely), elszórtan madártollakat találtak, amelyeket begyűjtöttek a zsákmányállatok meghatározása céljából.



2. kép. Törpekuvík (*Glaucidium passerinum*) törött tojása

Picture 2. Broken eggshell of Pygmy Owl (*Glaucidium passerinum*)

Pačenovský június 18-19-én újra meglátogatta a törpekuvíkodút. 19-én hajnalban hallotta szólni a hímeket, viszont a tojók nem válaszoltak. Többedmagával átkutatta a környéket, de nem sikerült kirepült fiatalokra bukkanni. Feltételezhető, hogy korábban (valószínűsíthetően június 10-e körül) kirepültek, mert ragadozó támadására utaló jeleket (tépésnyomokat) sem lehetett találni, illetve friss zsákmányállattól származó tollak sem voltak az odú közelében. További (nem friss) tollakat gyűjtött, főként a zsákmányátadóágak alatt, kb. 10-15 méter távolságban az odútól. Az áprilisban illetve júniusban gyűjtött tollak alapján kilenc énekesmadárfajt (összesen 17 példányt) azonosított a tollmaradványokból (1. táblázat).

Értékelés

A fenti adatok alapján a törpekuvík rendszeresen előforduló költőfaj a Slovenský kras Nemzeti Park területén (*Pačenovský & Uhrin, 1994*), állománya kb. 20-30 párra becsülhető (*Matis & Pačenovský, 1997*). A faj főként a szlovák Gömör–Szepesi-érchegységgel szomszédos Szádelői-völgyben fordul elő, itt jegenyefenyvesekben és lucfenyvesekben él és

Faj <i>Species</i>	Példányszám <i>Number</i>	Kor <i>Age</i>
Vörösbegy (<i>Erithacus rubecula</i>)	3	2 ad. és 1 imm.
Berki tücsökmadár (<i>Locustella fluviatilis</i>)	1	nem ismert (<i>indet.</i>)
Sárgafejű királyka (<i>Regulus regulus</i>)	2	ad. és imm.
Ószapó (<i>Aegithalos caudatus</i>)	1	ad.
Barátcinege (<i>Parus palustris</i>)	1	nem ismert (<i>indet.</i>)
Fenyvescinege (<i>Parus ater</i>)	2	ad. és imm.
Kék cinege (<i>Parus caeruleus</i>)	2	ad. és imm.
Széncinege (<i>Parus major</i>)	2	ad. és imm.
Erdei pinty (<i>Fringilla coelebs</i>)	3	2 ad. és 1 ♀/imm.

1. táblázat. A törpekuvik (*Glaucidium passerinum*) szögligeti költőodúja környékén, főként zsákmányátadó ágak alatt, 2010-ben talált tollmaradványokból meghatározott madárfajok

Table 1. List of species on the basis of feathers found around the nesthole of the Pygmy Owl (*Glaucidium passerinum*) and mainly under the branch where the male presumably handed over prey to the female at Szögliget in 2010

2004-ben sikerült egy pár költését bizonyítani is (Pačenovský & Šotnár, 2010). A másik összefüggő elterjedési terület a Szilicei-fennsíkron található, lombdöfekkel körülvett lucfenyvesekben. Egy-egy területfoglaló hím előkerült más karsztfennsíkokon is: a Felső-hegyen, a Pelsőci-fennsíkon és a Koniar-fennsíktól mindössze néhány kilométerre északra is. A legtöbb megfigyelés az 1990-es évekből származik, de néhány újabb előfordulási adat bizonyítja a faj előfordulásának tartós jellegét a nemzeti park területén.

Bár éghajlata és élővilága is erős kárpáti jelleget tükröz (Varga *et al.*, 1998), a Gömör-Tornai karszts hegység magyar oldala összességében alacsonyabb fekvésű. Valószínűen legalább részben ennek köszönhető, hogy a törpekuvik elterjedésének csak a peremterületére esik, és így az észlelések ritkábbak, mint a Karszt szlovák oldalán. A 2000 óta megszáporodott megfigyelések és különösen a 2001-ben és 2002-ben revírt foglaló pár, illetve a jelen cikkben leírt, 2010-es költés azonban arra enged következtetni, hogy a faj legalábbis egyes években, de akár állandó jelleggel is, eleme a fészkelő madárfaunának. Ennek tisztázása, az állomány nagyság (amennyiben ilyenről lehet beszélni) felmérése természetesen további kutatásokat igényel.

A 2010-es szögligeti költés azonban nemcsak Magyarország szempontjából érdekes, hanem közép-európai vonatkozásban is figyelemreméltó, több szempontból: az alacsony tengerszint feletti magasság (399 m), amely a kelet-szlovákiai állománynál megfigyelt magassági zóna alsó határán van (Pačenovský, 1995) csöppet sem tipikus fészkelőhellyel (gyertyános-tölgyes, fenyőelegy nélkül) párosult, és a költőodú is valószínűsíthetően a leginkább tölgyesekre jellemző harkályfaj, a középfakopáncs odúja volt. Ez különösen annak fényében érdekes, hogy a madarak észlelési helyei alapján körvonalazható territóriumon belül fenyőelegyes és odvas böhöncfákkal tarkított állományok is voltak. A Pitics-hegyen revírt tartó pár mozgáskörzetében is részben középkorú, üde, odvakban szegény gyertyános-tölgyesek, részben lombos fákkal elegyes erdőfenyvesek voltak; a tengerszint feletti magasság pedig még alacsonyabb (320–380 m) volt (Boldogh *et al.*, 2005). Ezek a körülmények arra hívják fel a figyelmet, hogy a faj keresése során az ilyen állományokat is számításba kell venni.

Szintén rendhagyónak nevezhető a szögligeti pár esetében a költőodú távolsága a március elején megfigyelt párzás helyszínétől: légvonalban kb. 500 m-re esik a két pont. A szlovákiai és más közép-európai tapasztalatok alapján (*Schönn, 1980*) rendszerint a párzás helyétől számított 30–50 m sugarú körön belül zajlik a későbbiekben a költés. Az ennél jóval nagyobb távolság Szögligeten talán azzal magyarázható, hogy a költési időszak legelőjén figyelték meg a párzást, amikor még a hím különböző költőodúkat mutogathat a tojónak (*Scherzinger, 1970; Schönn, 1980*); lehet, hogy a törpekuvikkár reagált a megfigyelők gyakori hanglejtésére és ezért távolodott el a költőterülete távolabbi pontjára március elején. A konkrét költőodú kiválasztása feltehetően csak ezután történt meg, valószínűleg csak március végén–április elején.

Köszönetnyilvánítás

Hálával tartozunk családunknak, akik türelemmel viselték az éjszakába nyúló baglyászások miatti távollétünket, illetve *Schmidtné Kővári Ilonának* a szögligeti törpekuvikk megtalálásában nyújtott segítségéért. A szerzők köszönetüket fejezik ki továbbá a Kassai Múzeumnak a zsákmányállatok meghatározásához rendelkezésükre bocsátott összehasonlító anyagért.

KIVONAT: A törpekuvikk csak az utolsó évtizedekben jelent meg a viszonylag alacsonyan fekvő Gömör–Tornai karsztos hegységben fészkelő fajként. A karszt szlovákiai oldalán rendszeres fészkelőként ismert: a dolgozat a faj ismert elterjedéséről és állományáról közöl részleteket. A magyarországi oldalon továbbra is ritkaságnak számít, ugyanakkor lehetséges, hogy rendszeresen előfordul fészkelőként is. A faj első fészkelőodúval bizonyított költéséről is beszámol a munka.

Irodalom

- Becking et al. (2008):* Owls of the World. Helm, London, 528 p.
- Boldogh et al. (2005):* Territóriumtartó törpekuvikk (*Glaucidium passerinum*)-pár megfigyelése az Aggteleki Nemzeti Parkban. *Aquila*, **112**, p. 65–68.
- Danko Š. (1988):* Doterajšie poznatky o kuvičkovi vrabčom (*Glaucidium passerinum*) vo východoslovenskom kraji. *Haja* **3–4**, p. 61–73.
- Hadarics T. & Zalai T. (szerk.) (2008):* Magyarország madarainak névjegyzéke. *Nomenclator avium Hungariae*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest. 278 p.
- Kristóf K. (1970):* A törpekuvikk (*Glaucidium passerinum*) Csehszlovákia és Magyarország határvidékén. *Búvár* **45**, p. 367.
- MME Nomenclator Bizottság (2001):* Az MME Nomenclator Bizottság 2000. évi jelentése a Magyarországon ritka fajok előfordulásáról. *Tűzok* **6**, 105–119.
- MME Nomenclator Bizottság (2011a):* Az MME Nomenclator Bizottság 2008. évi jelentése a Magyarországon ritka fajok előfordulásáról. *Aquila* **118**, p. 143–154.
- MME Nomenclator Bizottság (2011b):* Az MME Nomenclator Bizottság 2009. évi jelentése a Magyarországon ritka fajok előfordulásáról. *Aquila* **118**, p. 155–164.
- Pačénovský, S. & Kürthy, A. (1991):* Nové výsledky výskumu rozšírenia kuvička vrabčieho

- (*Glaucidium passerinum*) na východnom Slovensku a niekoľko poznámok k jeho etológii a hniezdnej bionómii. *Buteo* **4** (1989), p. 63–72.
- Pačenovský, S. & Matis, Š. (1997): Príspevok k poznaniu rozšírenia, biotopu a početnosti sov (Strigidae) v CHKO Slovenský kras. In *Rozložník, M. & Šmidt, J. (eds.): Ochrana krasových javov a krasových území, zborník referátov*, p. 136–143.
- Pačenovský, S. (1990): Rozbor potravy *Glaucidium passerinum* z dvoch hniezd na východnom Slovensku. *Tichodroma* **3**, p. 87–101.
- Pačenovský, S. (1992): Výskyt sov a ďatľov v pramennej oblasti Bodvy. XV. Vsl. TOP, prehľad odborných výsledkov. *Moldava nad Bodvou*, p. 182–185.
- Pačenovský, S. (1993): K aktivite a spotrebe potravy kvičička vrabčieho (*Glaucidium passerinum*). *Tichodroma* **5**, p. 17–21.
- Pačenovský, S. (1995): K medzidruhovým vzťahom *Glaucidium passerinum*, *Strix uralensis* a *Strix aluco*. *Tichodroma* **8**, p. 61–73.
- Pačenovský, S. & Šotnár, K. (2010): Notes on the reproduction, breeding biology and ethology of the Eurasian pygmy owl (*Glaucidium passerinum*) in Slovakia. *Slovak Raptor Journal* **4**, p. 49–81.
- Scherzinger, W. (1970): Zum Aktionssystem des Sperlingskauzes (*Glaucidium passerinum* L.). *Zoologica* **41**, p. 1–120.
- Schönn, S. (1980): Der Sperlingskauz. Die Neue Brehm-Bücherei 513. A. Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt, 123 p.
- Sós E. (1997): Áttekintés a törpekuvick (*Glaucidium passerinum*) állományalakulásáról a Kárpát-medencében újabb hazai előfordulása kapcsán. *Túzok* **2**, p. 63–65.
- Uhrin, M. (1997): Faunistické údaje o stavovcoch (Vertebrata) Chránenej krajinej oblasti Slovenský kras./ Faunistic data on vertebrae fauna (Vertebrata) of the Slovenský kras protected landscape area. In *Rozložník, M. & Šmidt, J. (eds.): Ochrana krasových javov a krasových území, zborník referátov*, p. 101–123.
- Uhrin, M. & Pačenovský, S. (1994): Stavovce (Vertebrata). In: *Rozložník, M. & Karasová, E. et al.: Slovenský kras, Chránená krajinná oblasť – biosférická rezervácia*. Osveta, Martin, p. 189–196.
- Varga Z., V. Sipos J., Horváth R. & Tóth E. (1998): Az Aggteleki-karszt élővilága. In *Baross G.: Az Aggteleki Nemzeti Park. Mezőgazda, Budapest*, p. 254–332.
- Varga Zs. (1992): A törpekuvick megfigyelése Aggteleken. *Aquila* **99**, p. 175–176.
- Varga Zs. (2010): Madártani monitoring az Aggteleki-karszt területén, 1986–2006. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósavfő, 143 p.

Víztározók madártani és természetvédelmi jelentősége a Sinkár-tó példáján bemutatva

Nagy Gergő Gábor¹ – Rottenhoffer István²

¹Budapesti Corvinus Egyetem, Tájépítészeti Kar, Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék

²Börzsöny Természet- és Környezetvédelmi Közhasznú Alapítvány

ABSTRACT — Nagy, G. G. & Rottenhoffer, I.: Importance of the ornithological and nature conservation value of artificial reservoirs: a case study of Sinkár-tó, Hungary. Authors evaluated the avifauna of Sinkár-tó, an artificial reservoir, based on their surveys between 1994–2010. Out of the 214 bird species observed during this period, 92 species nested in this area at least once. A total of 113 bird species were classified to terrestrial habitats and 101 species to wetland birds. Out of those bird species considered for the designation of the Hungarian Natura 2000 network 50 were detected in the area but only 13 were nesting and none of them had a sufficiently large population for designation as a special protection area. As a consequence of an inundation in 2000 the Common Grasshopper Warbler (*Locustella naevia*), the Eurasian Reed Warbler (*Acrocephalus scirpaceus*) and the Bearded Reedling (*Panurus biarmicus*) disappeared as breeding species, and the populations of Great Reed Warbler (*A. arundinaceus*), Sedge Warbler (*A. schoenobaenus*) and Marsh Warbler (*A. palustris*) also declined significantly. A statistically not significant population increase was only observed for the Great Crested Grebe (*Podiceps cristatus*). In 2010 we observed 21 water- and wetland bird species. When comparing the different nesting habitats and food preference, reed nesting and insectivorous species dominated both in terms of species number and total number of breeding pairs. The reservoir is an important breeding site and feeding ground for the local birds but it is also a stopover site at the merging point of three regions (Duna-valley, Ipoly-valley, Great Plain), although it is still not able to compete ornithologically with natural habitats.

Key words: artificial reservoirs, birds as indicators, Hungary, Sinkár-tó, Natura 2000 site, waterbirds

Correspondence: Nagy Gergő Gábor, Budapesti Corvinus Egyetem, Tájépítészeti Kar, Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék, H-2687 Bercel, Széchenyi u.13.; E-mail: nagygoda@gmail.com

Bevezetés

A történelmi időkben ősünk gazdálkodásának alapját az évenkénti árvizek szolgáltatták, melyek a folyót kísérő magaspartonok (övezeteken) keresztül képzett átvágásokon, úgynevezett fokokon érték el az árterületet. Ártéri tájgazdálkodás- és fokgazdálkodás terjedt el halászáttal, extenzív állattartással, gyümölcs- és zöldségtermesztéssel. Ez az állapot egészen a török korig tartott, ettől kezdve egyre nagyobb igény merült fel nagyobb folyóink szabályozására. Amíg a török időkben az ország 25%-át víz borította, addig ez ma csupán 2%. Az olyan belvizes években, mint a 2010-es megnövekszik ugyan 0,5%-kal a vízzel való borítottság, ám ez az eredeti állapotnak még mindig csak töredéke. A biológiai sokféleség szempontjából minden vizes élőhelynek kitüntetett szerepe van, legyen az halastó vagy víztározó (Kalotás, 2011). A 19. század második felétől kezdve világszerte egyre nagyobb figyelem terelődött a vizes élőhelyek felé, tekintve, hogy kiterjedésük

folyamatosan csökkent, a gazdasági növekedés és a környezeti terhelés nagymértékben lerontotta a megmaradt vizek ökológiai állapotát is. Ezt felismerve született meg 1971-ben a vizes élőhelyek nemzetközi védelméről szóló Ramszari Egyezmény, melyhez Magyarország 1979-ben csatlakozott.

Jelenleg hazánkban 3805 tavat és többé-kevésbé állandó vízborítású vizes élőhelyet tartanak nyilván, összesen mintegy 200 000 hektár kiterjedéssel. Ezek közül a nagy kiterjedésű, 50 hektárt meghaladó állóvizek száma nem éri el a háromszázat. Az elmúlt évtizedekben számos új mesterséges halastó és víztározó létesült, utóbbiak főként árvízcsökkentés céljából (OVGT, 2009). Mindkét tótipus fontos rekreációs célokat is szolgál. A vizes élőhelyek száma és kiterjedése az utóbbi időszakban nem az emberi beavatkozásnak, hanem az elmúlt évek csapadékvizszojainak, illetve a Tisza áradásainak köszönhetően növekszik; a folyó hajdani árterén több élőhely nyerte vissza közel eredeti állapotát, kisebb-nagyobb mocsarak, mocsárrétek és egyéb vizes élőhelyek alakultak ki (OVGT, 2009).

A halastavak és a víztározók közötti alapvető különbség, hogy előbbiek esetében mesterséges hipertróf állapot alakul ki a haltakarmányozás kapcsán, ami koncentráltabb madárállományt eredményez. Ezzel szemben a víztározók mesterséges vizes élőhelyek, de a tápanyagkörforgás szempontjából kevésbé szabályozottak. Amíg egy meredek esésű vízfolyás csak 70-100kg/ha halat tart el, addig egy síkvidéki állóvízben hektáronként 300-400 kg hal képes megélni, egy halastó tápanyaggal dúsított vizében viszont 1000-2000kg/ha hal is felnevelhető (Kalotás, 2011).

A halastavak természetvédelemben betöltött szerepét már több esetben vizsgálták (Kovács, 1984; Bodnár, 1988; Legány, 1998; Kalotás, 2011), jóval ritkábbak a víztározók szerepét elemző tanulmányok (Yalden, 1992; Pandey, 1993; Berg et al., 2001; Paillison, 2002), s még ritkábbak az összehasonlító elemzések (Herczeg, 2008). Paillison et al. (2002) a madarak indikátorszerepét tanulmányozták a vízgazdálkodás és a vadászat összefüggésében ártéri gyepterületeken, más kutatások konkrét fajokra, így a billegetőcankóra (*Actitis hypoleucos*) (Yalden, 1992), illetve a madárinfluenza terjedésére koncentráltak (Berg et al., 2001). Pandey (1993) kutatta, hogy egy mesterséges víztározó megépítése egy folyó- vagy patak völgyben milyen hatást vált ki a madárközösség összetételében. Herczeg (2008) összehasonlító vizsgálatában azt tapasztalta, hogy a halastavak másodlagos élőhelyeikkel megtelepedési helyet nyújtanak számos értékes madárfaj számára, ugyanakkor a halgazdálkodási viszonyok gyakran károsító faktorként jelentkeznek a természeti környezetben. Horgásztavak esetében az intenzív horgászat és az ezzel együtt járó emberi jelenlét sokkal nagyobb és állandó zavarást jelent a területre, melyet a legtöbb madárfaj nem visel el és végleg eltűnik (Kalotás, 2011).

A kutatások elsősorban a madarakra irányultak, jóval kevesebb tanulmány látott napvilágot a többi élőlénycsoportot illetően. Rácz és társai (2009) pozitív összefüggést tapasztaltak a kétéltűek fajgazdagsága, gyakorisága és a tó minősége között, jóval szegényebb kétéltűközösségeket mutattak ki a nagyobb mértékben zavart, kiépített partú, erősen beépített környezetben található tavaknál. Ezek a mesterséges élőhelyek kiemelt szerepet töltenek be a vizes élőhelyek fontos indikátorfajának, a vidrának (*Lutra lutra*) a hazai fennmaradása szempontjából (Lanszki, 2002).

A vizsgálatok zöme külföldi, így hézagpótló a hazai víztározók természetvédelmi szempontból való értékelése, különösen az olyan vízben szegény területeken, mint a

Budapest és Pest megye teljes területét lefedő Központi Régió keleti szegélye. A Pest megye északi részén elhelyezkedő Sinkár-tó mesterséges víztározó, melyet 1992-ben létesítettek a Sinkár-patak felduzzasztásával 67 hektáron. A tározó avifaunájáról ezidáig több ismeretterjesztő írás született (*Rottenhoffer, 2001a, 2001b; Nagy, 2010; Nagy & Rottenhoffer, 2010*). A Natura 2000 hálózat részét képező tározó természetvédelmi szerepét egyrészt a fészkelő és átvonuló vízimadarak, másrészt a tó környékén költő szárazföldi madárfajok szempontjából értékeljük, különös tekintettel arra, hogy megfelel-e a különleges madárvédelmi területként történő kijelölés kritériumszintjének, mely által védelmi státusa tovább lenne növelhető. A madarak mint a táplálékhálózat legfelső szintjén elhelyezkedő élőlények, bizonyos korlátok mellett alkalmasak tájak/területek ökológiai állapotának jellemzésére. Az egyik legérzékenyebb élőlénycsoport a környezeti változásokra, de megnehezíti az állományváltozás értelmezését rengeteg egyéb hatás is, például a vonuló madarakra ható tényezők a költésidőn kívül, vagy a táplálékállatok mennyiségét befolyásoló tényezők (*Gregory et al., 2005*).

Anyag és módszer

A Galga-völgyében fekvő Nyugat-Cserhátaljához tartozó víztározó és közvetlen környezete két kistáj, a Kosdi-dombság és a Nézsa–Csöväri-dombság területén osztozik, mindkettő a Cserhát-vidék középtájhoz, illetve az Észak-magyarországi-középhegység nagytájhoz tartoznak. Területén három település osztozik: Acsa, Csövár és Püspökhatvan. Éghajlata mérsékelten hűvös, mérsékelten száraz, az átlagos csapadékmennyiség évente 580 milliméter, jellemzően tavasz végi, nyár eleji csapadékmaximummal. A napsütéses órák száma kb. 1900 óra nyári dominanciával. Az évi középhőmérséklet 9,2–9,6°C, a vegetációs időszakban 16°C. Áprilistól októberig szinte teljesen fagymentesek az éjszakák, de helyenként a téli időszakban is hasonló a helyzet, aminek következtében bizonyos években nem alakul ki jégpáncél a vízfelület tetején, ami nagymértékben befolyásolja az áttelelő vízimadarak számát (*Dövényi, 2010*).

Vizsgálati területünket nyugatról a Nagy-Szór tömbje, keletről pedig az Ecskendi-hegytömb hatalmas erdősegei határolják, északról és délről pedig a nyíltabb, síkvidéki jelleggel bíró Galga-völgye övezi. A két erdőterületen intenzív erdőművelés folyik nagy kiterjedésű tarvágásokkal, melynek hatására az évek során olyan költőfajok tűntek el, mint a kígyászolyv (*Circaetus gallicus*) és a békászó sas (*Aquila pomarina*). A vízviszatartás és árvízcsökkentés céljára létrehozott tározó nyílt vízfelülete a 2000. évi nagy árvíz következtében 67 hektárról közel 100 hektárra növekedett.

Az árvizes évben a korábbi értékes élőhelyek víz alá kerültek, a nagy kiterjedésű nádasok, gyékényes foltok, mocsár- és sásrétek, valamint a partot kísérő fűzbokrosok gyakorlatilag teljesen eltűntek. Az élőlényközösségek hosszú távú fenntartásában elsődleges szerepet játszó átmeneti élőhelyek, az úgynevezett ökotonok vagy teljes mértékben felszámolódtak, vagy jelentősen lecsökkentek. Ezek az átmeneti zónák fontos szerepet játszanak az élőhelyi változatosság megőrzésében, számos természetvédelmi szempontból értékes faj szaporodása, táplálkozóhelye kötődik ezekhez az ökotonokhoz, mely hatványozottan jelentkezik a vízi és a szárazföldi élőhelyek határán (*Aradi et al.,*

2001). Mindez kedvezőtlen módon változtatta meg a fészkelő vízimadárközösség összetételét és számát.

A part természetes vegetációját egyre-másra szakítják meg a keleti és a nyugati oldalon kialakított horgászbeugrók, valamint a déli oldal betonszegélye. Északon a csövéri iszapfogó gát mögött egy sekély vízborítású, nagy kiterjedésű nádas alakult ki kisebb-nagyobb gyékényfoltokkal, ideális fészkelőhelyet nyújtva számos madárfaj számára. A nagy árvíz előtti időszakban a nyílt vízfelületet nyár közepétől a vidrakeserűfű (*Persicaria amphibia*) virágai lepték el, ez mára töredékére zsugorodott, csupán a vízből kiálló holt fák törik meg az egyhangúságot. A Sinkár-patak mentén kisebb-nagyobb foltokban nádassal és magaskórós növényzettel találkozhatunk.

Mind a nyugati, mind a keleti oldalon egyaránt mezőgazdasági területek övezik a tározót, részben hatalmas monokultúrákkal, részben vékony nadrágszjiparcellákkal, másutt felhagyott, gazos ugarokkal. Legértékesebb élőhelynek a tó délkeleti oldalán, a Cselin-hegyen található tatárjuharos lösztölgyes maradványerdő jelenti, mely országszerte megritkult élőhelytípus. Gazdag cserje- és gypesztintje olyan védett növényfajok őrzője, mint a leánykökörcsin (*Pulsatilla grandis*), a piros kígyószisz (*Echium russicum*) vagy a macskahere (*Phlomis tuberosa*). A fás legelő ösztérülete tíz hektárra tehető, szomszédságában a déli oldalon telepített egyhektáros erdei fenyves, a keleti oldalon pedig szintén telepített öthektáros feketefenyő-akác-tölgy vegyes erdőfolt helyezkedik el galagonya- és kökénybokrokkal. Ezekben az erdőfoltokban 2010-ben öt B-típusú odú kihelyezésével igyekeztünk az odufészkelő madárfajok megtelepedését elősegíteni.

A rendszeres faunisztikai és állományfelmérő vizsgálatok 1994-ben kezdődtek. 1994 és 2002 között átlagosan kéthetente történtek a felmérések, évente 20-25 terepnapon. Ezt követően véletlenszerűvé váltak a megfigyelések, majd 2010-től kezdődően kéthetes időközönkénti terepbejárással intenzív felmérésbe kezdtünk. Amíg korábban rendszertelen időközönként történt a mintavételezés, addig ebben az évben egy lekerített mintaterületen és egy kijelölt útvonalon jártuk be a víztározót és annak közvetlen környékét, feljegyezve a területen előforduló összes madár faját és egyedszámát. A vonaltranszekt módszert a költési időszakban kombináltuk a territórium-térképezéssel: április és június között reggel 5:00 és 10:00 közötti területbejárás során térképre rajzoltuk fel a lehatárolt revíreket (Báldi et al., 1997). A fészkelési idő után az egyes térképeket összevetettük egymással, így megrajzolva a madarak élőhelyhasználatát is jelző véglegesített térképet. A nappali bejárásokat egy éjszakai terepbejárással egészítettük ki. A módszertani váltás, elsősorban a bejárások intenzitásában bekövetkezett változás tapasztalatunk szerint nem befolyásolta érdemben az eredményeket, ugyanis a korábbi években is törekedtünk arra, hogy a tavaszi és a korai nyári időszakban minél precízebben felmérjük a fészkelő párokat, vagyis ebben az időszakban töltsük a legtöbb időt terepen.

Az egyes fajokat négy nagyobb csoportba osztottuk: rendszeres és alkalmi fészkelő fajok, illetve rendszeres és alkalmi kóborló fajok. Rendszeres fészkelő fajoknak tekintettük azokat, melyek maximum három év kihagyásával költöttek a tározó területén a vizsgált időintervallumban, ugyanakkor alkalmi költőfajoknak azokat, melyek maximum három évben költöttek csupán. A rendszeres kóborló fajok közé soroltuk az ötnél több előfordulási adattal rendelkező fajokat, míg az öt vagy ennél kevesebb adattal rendelkező fajokat az alkalmi kóborlók közé soroltuk.

Az adatok értékelését elsősorban faunisztikai szempontból végeztük el, külön hangsúlyt fektetve a fészkelő vízimadár-fajokra. A madáregyüttesek diverzitását a Shannon-Wiener képlet ($H = -\sum p_i \ln p_i$) alapján számoltuk ki, az egyenletességet pedig a $J = H/\ln S$ képlettel. Fajazonosság vizsgálatára a Jaccard-indexet alkalmaztuk, melyet a következő képlet alapján számítottunk ki:

$$J = \frac{a}{a+b+c} = \frac{a}{n-d}$$

ahol „a” a közös elemek száma, „b” és „c” a két állományban egyedi elemek száma, „d” pedig a hiányzó elemek száma (a kapott eredményt százzal szorozva kapjuk meg a százalékos értéket). A 2000. évben történt előntést megelőző és azt követő évek adatait Kolmogorov–Szmirnov-próba és a nemparaméteres Mann–Whitney-próba segítségével hasonlítottuk össze. Az elemzéseket a Graphpad Instat programmal végeztük.

Eredmények és megbeszélés

Az összesített fajszám vizsgálata

A Sinkár-tavon 1994–2010 között 214 madárfajt figyeltünk meg, melyből 92 fészkelőként legalább egy alkalommal költött itt. A 79/409/EGK számú madárvédelmi irányelv I. mellékletében szereplő, az Európai Közösség szempontjából jelentős madárfajok közül itt fészkelőként megtalált fajok státusát az 1. táblázat foglalja össze. A terület ugyanakkor elsősorban az átvonuló és ide táplálkozás céljából látogató madárfajokat

Faj – Species	RF	AF
<i>Botaurus stellaris</i>	+	
<i>Ixobrychus minutus</i>	+	
<i>Ardea purpurea</i>		+
<i>Circus aeruginosus</i>	+	
<i>Circus pygargus</i>		+
<i>Crex crex</i>		+
<i>Caprimulgus europaeus</i>	+	
<i>Alcedo atthis</i>		+
<i>Dendrocopos medius</i>		+
<i>Dryocopus martius</i>		+
<i>Lanius collurio</i>	+	
<i>Sylvia nisoria</i>	+	
<i>Anthus campestris</i>		+
Összesen	6	7

1. táblázat. A Sinkár-tó területén 1994–2010 között fészkelő, a madárvédelmi irányelv I. mellékletén szereplő, közösségi jelentőségű madárfajok státusa (RF = rendszeres fészkelő fajok, AF = alkalmi fészkelő fajok)

Table 1. Status of bird species of Community interest listed in Annex I of the Birds Directive breeding around Sinkár-tó during the period of 1994–2010 (RF = regular breeding species, AF = irregular breeding species)

vonzza, hiszen a 15 költő faj mellett további 46 olyan madárfajt észleltünk, melyek fészkelő, átvonuló vagy telelő állományát a különleges madárvédelmi területek magyarországi kijelölésénél figyelembe vettek; e fajok közül azonban egynek az állománya sem érte el azt a nagyságot, mely a kijelölés kritériuma volt.

A szárazföldi madárfajok vizsgálata 1994–2010 között

Az értékelést a természetvédelmi szempontból legértékesebb fajokra koncentrálni végeztük madárrendenként csoportosítva.

Vágómadár-alakúak (Accipitriformes): A vizsgált időszakban 22 ide tartozó fajt sikerült megfigyelni a területen, ezek közül a barna rétihéjával (*Circus aeruginosus*) a vízi élőhelyhez kötődő fajokkal foglalkozó fejezetben foglalkozunk. Az egerészölyv (*Buteo buteo*), a karvaly (*Accipiter nisus*) és a kabasólyom (*Falco subbuteo*) a rendszeres fészkelők közé tartozik, míg a vörös vércse (*Falco tinnunculus*) és a hamvas rétihéja (*Circus pygargus*) alkalmi költő fajok. Utóbbi 1997-től 1999-ig a rendszeres emberi zavarás ellenére sikeresen költött egy kisebb mocsárretnen, ám a 2000-es nagy árvíz eltüntette ezt az élőhelyet. Nyolc faj választotta rendszeres táplálkozóhelyül a térségét: a darázsölyv (*Pernis apivorus*), a rétisas (*Haliaeetus albicilla*), a kígyászölyv (*Circaetus gallicus*), a kékes rétihéja (*Circus cyaneus*), a héja (*Accipiter gentilis*), a halászsas (*Pandion haliaetus*), a kis sólyom (*Falco columbarius*) és a vándorsólyom (*Falco peregrinus*). További nyolc fajt ötnél kevesebb alkalommal észleltünk a tavon: barna kánya (*Milvus migrans*), vörös kánya (*Milvus milvus*), pusztai ölyv (*Buteo rufinus*), gatyás ölyv (*Buteo lagopus*), békászó sas (*Aquila pomarina*), szirti sas (*Aquila chrysaetos*), kék vércse (*Falco vespertinus*) és kerecsensólyom (*Falco cherrug*).

Lappantyúalakúak (Caprimulgiformes): A Cselin-hegy gyeves, bokros domboldala csupán néhány lappantyú (*Caprimulgus europaeus*) pár számára kínál megfelelő élőhelyet, 2010-ben 1 pár jelenlétét regisztráltuk.

Szalakótalakúak (Coraciiformes): A jégmadár (*Alcedo atthis*) eddigi egyetlen fészkelését 1995-ben észleltük, egyébként rendszeres nyár végi–ősz vendég.

Harkályalakúak (Piciformes): A harkályfajok közül 8 fordult elő, közülük 6 költött is. Korábban is fészkel a zöld küllő (*Picus viridis*) és a nagy fakopáncs (*Dendrocopos major*), 2010-től észleltük 1-1 párral a fekete harkályt (*Dryocopus martius*), a középfakopáncsot (*Dendrocopos medius*) és a kis fakopáncsot (*Dendrocopos minor*). A nyaktekercs (*Jynx torquilla*) ezidáig egy alkalommal, 1996-ban költött, egyébként rendszeres tavaszi és őszi átvonuló. A Püspökhatvan és Acsa településein fészkelő balkáni fakopáncsok (*Dendrocopos syriacus*) költési idő után kóborolnak el ide, míg a hamvas küllő (*Picus canus*) csupán egy alkalommal jelent meg. A harkályfajok a legjobb indikátorfajai az idős, korhadt fákból és izeltlábúakban gazdag erdőknek, egyrészt jelzik a fennmaradt tatárjuharos-lőszőlgyes jelentőségét, másrészt az újonnan megjelenő költőpárok mutatják a telepített erdőfoltok egyre idősebbé válását.

Verébalakúak (Passeriformes): A nádi énekesmadarakat leszámítva az ide tartozó fajok elsősorban a partot szegélyező fűzbokrosokban, valamint a telepített erdőfoltokban, illetve a Cselin-hegyen megmaradt erdő- és bokorfoltokban költenek, valamint vonulás során is ezeket az élőhelyeket részesítik előnyben. Az Európai Közösség szempontjából jelentős

fajok közül 2010-ben 15 pár töviszúró gébics (*Lanius collurio*) revírjét határoztunk meg. A gyakran hasonló élőhelyen előforduló karvalyposztátaból (*Sylvia nisoria*) egyet sem találtunk ebben az évben. Megjelenése a területen rendkívül rapszódikus, az erdőfoltokat szegélyező bokrosok korábban 4-5 párt tartottak el, de voltak évek, amikor teljesen hiányzott innen. A parlagi pityert (*Anthus campestris*) 2009-ben észleltük először, 2010-ben pedig három revírt határoztunk meg. Nemcsak itt, hanem a Cserhát egyéb dombvidéki élőhelyein is ezekben az években kezdett el terjeszkedni. Alkalmi kóborlók az erdei pacsirta (*Lullula arborea*), a kis légykapó (*Ficedula parva*) és az örvös légykapó (*Ficedula albicollis*). Ezek a fajok is jelzik a Sinkár-tó rendkívüli mikroélőhelyi összetettségét és fajgazdagságát, ezzel felértékelve szerepét a biodiverzitás megőrzésében.

A vizes élőhelyekhez kötődő madárfajok vizsgálata

A vizes élőhelyekhez kötődő fészkelő madárfajok vizsgálata 1994–2000 között

A 2. táblázat a vizes élőhelyekhez kötődő madárfajok 1994–2000 közötti fészkelő állományának alakulását mutatja be. A 28 fészkelő madárfajból a bölömbika (*Botaurus stellaris*), a törpegém (*Ixobrychus minutus*), a vörös gém (*Ardea purpurea*) és a barna rétihéja (*Circus aeruginosus*) közösségi jelentőségű. E fajok közül a bölömbika egy vagy két párjával rendszeres költőfaj a csövéri gyékényelegyes nádasban, a törpegémnek stabil költőpopulációja alakult ki a tavat övező nádszegélyben, a fészkelőpárok számát elsősorban a nádas kiterjedése határozza meg. A vörös gém mindösszesen egy alkalommal költött szürkegém-telepen. A barna rétihéja a terület méretéhez képest örvendetesen nagy számban (2–5 pár) költ.

A 2000. év hatását vizsgálva megemlítendő, hogy a területen a tél végén és tavasz elején az országban lezajló árvíz következtében a tározót feltöltötték, még a nyári hónapokban is a megszokottnál jóval nagyobb területet borított víz. Az élőhelyeket érintő már említett változások közvetlen hatással voltak a fészkelő fajok állományaira. Eltűnt a fészkelők közül a réti tücsökmadár (*Locustella naevia*), a cserregő nádiposzáta (*Acrocephalus scirpaceus*) és a barkóscinege (*Panurus biarmicus*), mivel élőhelyüket megszüntette az árvíz. A nádírigó (*A. arundinaceus*) költő állománya 38-ról 7, a foltos nádiposzátaé (*A. schoenobaenus*) 31-ről 4, az énekes nádiposzátaé (*A. palustris*) 12-ről 4 párra csökkent le 1999-et követően. A többi fajnál nem volt ennyire drasztikus az állományváltozás, bár a csökkenés nagy valószínűséggel az élőhelyek átalakulásának (elsősorban megszűnésének) tudható be. Egyedül a búbos vöcsök (*Podiceps cristatus*) állománya növekedett, 2000-re 30-ra növekedett a fészkelésbe kezdett párok száma.

A tározó elöntése előtti időszakban (1994–1999) és az elöntés utáni 2000. évben rögzített fészkelőállomány-adatokat összehasonlítottuk. Az elöntés előtt hektáronként átlagosan 6,2 madárpár fészkel a tavon, az elöntés után pedig 5,5 pár. Az adatok nem voltak normál eloszlásúak, ezért a nem-paraméteres Mann-Whitney-próbával hasonlítottuk össze a két időszak adatait. A két időszak fészkelő állománya között nem sikerült ugyanakkor statisztikailag szignifikáns különbséget kimutatni ($U=2280,5$, $p=0,4021$), mivel bizonyos fajok elöntést követő drasztikus állománycsökkenését más fajok állományának növekedése kiegyenlítette.

Faj Species	Fészkelő párok száma Breeding pairs						
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
<i>Anas platyrhynchos</i>	8	8	14	40	40	25	30
<i>Anas querquedula</i>	0	0	2	2	0	1	0
<i>Aythya ferina</i>	1	1	2	2	0	0	1
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	5	7	11	11	10	3	3
<i>Podiceps grisegena</i>	2	0	0	0	0	0	0
<i>Podiceps cristatus</i>	1	1	3	6	8	5	30
<i>Botaurus stellaris</i>	0	1	1	2	2	2	1
<i>Ixobrychus minutus</i>	3	5	6	6	8	8	3
<i>Ardea cinerea</i>	2	2	3	3	0	0	0
<i>Ardea purpurea</i>	0	0	1	0	0	0	0
<i>Circus aeruginosus</i>	2	2	4	5	5	5	2
<i>Rallus aquaticus</i>	1	0	1	1	0	0	1
<i>Gallinula chloropus</i>	3	3	5	6	4	2	2
<i>Fulica atra</i>	11	12	20	37	44	35	50
<i>Vanellus vanellus</i>	0	2	3	3	2	0	4
<i>Charadrius dubius</i>	0	0	1	0	0	0	2
<i>Gallinago gallinago</i>	0	0	1	0	0	0	0
<i>Tringa totanus</i>	0	1	1	1	1	0	1
<i>Remiz pendulinus</i>	2	1	1	0	0	0	2
<i>Locustella naevia</i>	1	4	5	4	1	0	0
<i>Locustella luscinioides</i>	2	4	2	1	2	2	0
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	6	29	33	30	41	38	7
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	5	21	34	38	32	31	4
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	2	5	3	3	3	3	0
<i>Acrocephalus palustris</i>	3	3	31	12	11	12	4
<i>Panurus biarmicus</i>	2	4	2	0	0	0	0
<i>Motacilla flava</i>	0	0	9	14	10	5	6
<i>Motacilla alba</i>	1	1	0	1	0	0	1
<i>Emberiza schoeniclus</i>	3	11	19	13	17	12	6

2. táblázat. Vizes élőhelyekhez kötődő fészkelő madárfajok állománya 1994–2000 között a Sinkár-tó területén

Table 2. Breeding population of those bird species connected to wetlands in pairs between 1994–2000 on Sinkár-tó

A vizes élőhelyekhez kötődő fészkelő madárfajok vizsgálata 2010-ben

Az árvizet követően hamar regenerálódott a növényzet, különösen a szegélyek mentén alakultak ki sűrű nádfalak és fűzbokrosok, melyek fontos fészkelőhelyet képeznek a madarak számára. Egyre intenzívebbé vált a horgászat, ami maga után vonja a terület állandó zavartságát. A 3. táblázatban mutatjuk be a 2010-es esztendőben fészkelő fajok állományosságát, a fészkelési szintek, valamint a fogyasztott táplálék szerinti

Faj Species	Fészkelő párok Breeding pairs	Fészkelési szint Nesting level	Táplálék Food
<i>Anas platyrhynchos</i>	16	Ph	N
<i>Botaurus stellaris</i>	1	Ph	H
<i>Ixobrychus minutus</i>	4	Ph	H
<i>Ardea cinerea</i>	5	A	H
<i>Ardea purpurea</i>	1	Ph	H
<i>Circus aeruginosus</i>	5	Ph	H
<i>Rallus aquaticus</i>	2	Ph	Vt
<i>Gallinula chloropus</i>	20	Ph	Vt
<i>Fulica atra</i>	2	H	Vt
<i>Actitis hypoleucos</i>	1	T	R
<i>Remiz pendulinus</i>	1	A	R
<i>Locustella naevia</i>	1	T	R
<i>Locustella luscinioides</i>	2	Ph	R
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	53	Ph	R
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	15	Ph	R
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	3	Ph	R
<i>Acrocephalus palustris</i>	16	Ph	R
<i>Panurus biarmicus</i>	2	Ph	R
<i>Motacilla flava</i>	23	T	R
<i>Motacilla alba</i>	1	T	R
<i>Emberiza schoeniclus</i>	10	Ph	R

3. táblázat. A 2010-ben fészkelő madárfajok állománya párokban, valamint a fészkelési szintek, valamint a fogyasztott táplálék szerinti megoszlása a Sinkár-tó területén (A: arborikol; H: vízhez kötődő; Ph: phragmitidikol; T: terrikol; H: húsevő; N: növényevő; R: rovarevő; Vt: vegyes táplálkozású)

Table 3. Breeding bird species pairs and their distribution of nesting layer and foraging in Lake Sinkár in 2010 (A: arboricol; H: aquatic; Ph: phragmitidicol; T: terricol; H: carnivorous; N: herbivorous; R: insectivorous; Vt: omnivorous)

megoszlását. 2010-ben 21 vizes élőhelyekhez kötődő fészkelő madárfajt határoztunk meg (ebbe nem vettük bele a kakukkot – *Cuculus canorus* –, tekintve, hogy nem volt egyértelműen megállapítható, mely gazdafajhoz, illetve élőhelyekhez köthető fészkelése). A fészkelő párok száma 184 volt. A szegélynövényzet megerősödésével olyan fajok váltak dominánssá vagy ismételten dominánssá, mint a vízyitúk (*Gallinula chloropus*), a sárga billegető (*Motacilla flava*) és a négy *Acrocephalus*-faj. Új költőfajként jelent meg a billegetőcankó (*Actitis hypoleucos*) és a nádi tücsökmadár (*Locustella luscinioides*). A 2000-es évektől kezdődően egyre intenzívebbé váló emberi zavarás hatására több korábban rendszeres faj nem költött a területen, így a bőjti réce (*Anas querquedula*), a barátréce, a kis vöcsök (*Tachybaptus ruficollis*), a búbos vöcsök, a bibic (*Vanellus vanellus*) és a piroslábú cankó (*Tringa totanus*).

A fészkelési szinteket megvizsgálva azt tapasztaljuk, hogy mind a fajszámban (14, 67%), mind pedig a párok számában (150 pár, 82%) a nádasokhoz köthető madarak

domináltak. A szárazföldi élőhelyekhez köthető fajok száma 4 (19%), a pároké pedig 26 (14%). Ezek közül a tározót övező magaskórós növényzetben fészkelő sárga billegető állománya dominált. A felső fészkelési szintbe (arborikol) csupán két fajt (10%), a szürke gémet (*Ardea cinerea*) és a függőcinegét (*Remiz pendulinus*) soroltuk. Előbbi faj esetében ötpáros telep alakult ki az egyik kiserdőben, utóbbiból pedig egyetlen fészket találtunk meg (6 pár, 3%). A víz színére épített fészkekben költő szárcsát (*Fulica atra*) soroltuk egyedül (4%) a hidroöcikus szintbe (1 pár, 1%).

A táplálkozási típusok alapján 12 fajjal egyértelműen a rovarévők voltak túlsúlyban (57%), de a párok számát figyelembe véve is hasonló százalékos értéket kaptunk (128 pár, 70%). A húsevők közé 5 fajt soroltunk be (24%) 16 párral (9%). A vegyes táplálkozásúak három faja 14%-os értéket ér el, a párok száma tekintetében (24 pár) pedig 13%-ot. Egyedül a tőkés récét soroltuk be a növényevők közé (5%), 16 párjával 8%-ot ért el. Meg kell jegyeznünk azonban, hogy mind a fészkelési szintekhez való besorolás, mind pedig a táplálkozási típusok meghatározása helyenként nehézségekbe ütközik, ezért az elemzések csak hozzávetőlegesek.

A Shannon–Wiener-diverzitásérték 2,36, az egyenletesség pedig 0,7751. A diverzitási értékek kisebbek voltak a Tiszavasvári határában 1994-ben Legány (1998) által felmért halastó, illetve a szintén általa 1993-ban elemzett tiszadobi Szelepi-morotva értékeinél: a mesterséges halastó esetében 2,6558, míg a természetes élőhely esetében 2,8531-es értéket kapott Legány, a különbség különösen az utóbbi esetében számottevő, ami egyértelműen az élőhely jobb ökológiai minőségének és az antropogén hatásoknak kevésbé kitett környezetnek tudható be.

A fajazonosságot a Jaccard-index segítségével egy mesterséges és egy természetes, hasonló jellegű és kiterjedésű élőhellyel hasonlítottuk össze. Előző esetben a Legány (1998) által 1994-ben felmért Tiszavasvári melletti halastó képezte vizsgálatunk alanyát, melynél azt kaptuk, hogy a fajok 63%-a azonos. Utóbbi esetben szintén Legány (1995) által 1993-ban felmért tiszadobi Szelepi-morotva fészkelő madárközösségével hasonlítottuk össze eredményeinket, mely esetében mindösszesen 47%-os átfedést kaptunk. Utóbbi egyértelműen jelzi, hogy habár egy mesterséges víztározó rendkívül fontos szerepet tölthet be a költő és átvonuló vízi madárfajok életében, ám egy természetes élőhelyet közel sem pótolhat.

Vizes élőhelyekhez kötődő vonuló madárfajok vizsgálata 1994–2010 között

A szárazföldi madárfajok vizsgálatához hasonlóan az elemzést itt is elsősorban faunisztikai szempontból végeztük el, külön kiemelve a természetvédelmi szempontból legértékesebb, közösségi jelentőségű fajokat (1. táblázat).

Lúdalakúak (Anseriformes): A tározó kiolvadását követően jelentek meg a bütykös hattyúk (*Cygnus olor*) és a ludak (*Anser* sp.) kisebb-nagyobb csapatai, utóbbiak közül kiemelkedik az apácálúd (*Branta leucopsis*) 2010-es megfigyelése. Tavasszal és ősszel minden gyakori úszó- és bukórécefaj érinti a tavat, utóbbiaknál ki kell emelni a cigányrécét (*Aythya nyroca*) kisszámú, de rendszeres jelenlétét. Amíg a kis bukó (*Mergus albellus*) gyakori átvonuló, addig a nagy bukó (*M. merganser*) szórványos, az örvös bukó (*M. serrator*) pedig csak egy alkalommal, 2007-ben került elő.

Búváralakúak (Gaviiformes): Csupán a sarki búvár (*Gavia arctica*) fordult elő két esetben.
Vöcsökalkakúak (Podicipediformes): Valamennyi hazai fészkelő vöcsökfaj költött már a tavon, mind a négy faj egész évben látható.

Gödényalakúak (Pelecaniformes): A 2000-es évektől kezdődően egyre nagyobb számban jelentek meg a Dunakanyarban fészkelő kárókatona (*Phalacrocorax carbo*)-csapatok, ami egyben állandó konfliktusforrást jelent a horgászokkal. Ritkább rokonának, a kis kárókatonának (*P. pygmeus*) csupán két adata van.

Gólyaalakúak (Ciconiiformes): A tározó és közvetlen környéke fontos táplálkozóterülete a fehér és fekete gólyának (*Ciconia ciconia*, *C. nigra*), a bakcsónak (*Nycticorax nycticorax*), valamint a nagy kócsagnak (*Ardea alba*). Rendszeretlen megjelenő a kis kócsag (*Egretta garzetta*), az üstökösgém (*Ardeola ralloides*) és a kanalasgém (*Platalea leucorodia*).

Vágómadár-alakúak (Accipitriformes): A vizes élőhelyekhez kötődő ragadozómadár-fajok közül leggyakoribb a halászsas, mind a tavaszi, mind az őszi időszakban. A fokozódó emberi jelenlét hatására látványosan megváltozott a viselkedése, amíg korábban a keleti oldalon lévő kis erdő egyik fáját használta tépőhelyül, az emberi zavarás fokozódásával átpártolt a Csövár szélén lévő Barinai-tározóra. Míg a barna és vörös kánya továbbra is rendszeretlenül jelenik meg, addig a rétisas az utóbbi években egyre gyakoribbá vált.

Darualakúak (Gruiformes): A daru (*Grus grus*) néhány alkalommal fordult elő, kizárólag a tavaszi időszakban.

Lilealakúak (Charadriiformes): Nagy kiterjedésű iszapos felületek hiányában a tározó nem tölt be jelentős szerepet a parti madarak vonulásában, egyedül száraz években a nyár végén a nyugati szegélyben kialakuló keskeny parti sáv kínál táplálkozási lehetőséget a limikoláknak. Leggyakoribb a havasi partfutó (*Calidris alpina*) és a pajzsoscankó (*Philomachus pugnax*). Faunisztikai szempontból érdekesség a következő fajok észlelése: csiga-forgató (*Haematopus ostralegus*), kis sárszalonna (*Lymnocyptes minimus*), kis goda (*Limosa lapponica*) és körforgató (*Arenaria interpres*). A tározó életének leglátványosabb jelensége a szerkők (*Chlidonias* spp.), a kis sirályok (*Larus minutus*) és a küszvágó csérek (*Sterna hirundo*) táplálkozóközössége, jellemzően a kormos szerkő (*C. niger*) dominanciájával. A fattyú- és fehérszárnyú szerkők (*C. hybrida*, *C. leucopterus*) sok esetben homogén csapatokban láthatók. Mind a tiszta, mind a vegyes csapatok nagysága általában nem haladja meg a harminc példányt, kivéve 2005-öt, amikor augusztusban egy nyolcvan példányos kormosszerkő-csapat jelent meg. A madarak huzamosabb ideig való itt-tartózkodását megakadályozza a pihenőhelyek limitált volta.

Következtetések

A Sinkár-tó regionális szinten kiemelkedő jelentőségű madárélőhelyet képvisel, a hozzá kapcsolódó ökológiai rendszerekkel együtt értékes hulló-, kétéltű- és emlősfaunával, a tavat övező gyepek és erdőfoltok pedig számos botanikai érdekességet rejtjenek. E mesterséges élőhely bizonyítja, hogy az emberi beavatkozással nem csupán értékes élőhelyek pusztulása, de létrejötte is lehetséges célzott rekonstrukciós beavatkozások nélkül is. Az 1994 óta többé-kevésbé rendszeresen folytatott madártani felmérések egyértelműen kimutatták a

tározó és közvetlen környékének jelentőségét. Mivel az egész észak-pesti és nyugat-cserhádi régióban nem található hasonló kiterjedésű és kedvező fekvésű állóvíz, ezért a tározó fontos vonulási állomás három vízimadarokban gazdag tájegység „forgalmának”, így a Dunának, a Galga-völgynek és az Ipoly-völgynek. A tározót övező erdőségekben és agrárparcellákon fészkelő madárfajok elsődleges táplálkozóterülete a hely, ugyanakkor számos domb- és hegyvidéki madárfaj egyaránt a tavat választja táplálkozóhelyül. Ahhoz, hogy a jövőben is biztosított legyen a gazdag madárfauna fennmaradása, kívánatos lenne a gazdasági és a természetvédelmi érdekek egyeztetése.

Természetvédelmi szempontból a legértékesebb előfordulásoknak számítanak az országosan ritka vagy szórványos elterjedésű, illetve helyi, régiós vagy tájféldrajzi szempontból jelentős madarak adatai, különösen fészkelési megfigyelései. Említésre méltó, hogy a területen 61 olyan madárfaj is előfordul, melynek költő vagy vonuló állományát a különleges madárvédelmi területek kijelölésénél Magyarország figyelmbe vett, bár e fajok helyi állománya a vizsgálati időszakban nem érte el a kijelölés feltételéül szolgáló állomány nagyságot, ezért a tározó mint különleges természetmegőrzési terület szerepel csupán a Natura 2000 hálózatban. Az eddig előfordult 214 madárfaj közül 101 faj kötődik közvetlenül a vizes élőhelyekhez (47%), ezek közül 34 faj költött is (16%).

A potenciális fészkelők száma sokkal nagyobb is lehetne, ha ezen a szűk keresztmetszetű tározón csökkenne az emberi zavarás, elsősorban a horgászat mértéke. Kíméleti szakaszok ugyan vannak kijelölve, ám ezek csak időszakos kijelölések. Legnagyobb problémát a folyamatos csónakos horgászat és az ezzel együtt járó tevékenységek (pl. beetetés) jelentik, ezek mellett a horgász helyek kialakítása óhatatlanul a parti növényzet elpusztításával jár együtt. A kárókatona és az ember közötti konfliktus egyre élesebbé válik, az igénybe vett lőfegyveres gyérítés csak ideiglenes megoldást kínál. Nagymértékű a horgászok és a kirándulók által hátrahagyott szemét mennyisége, ezek egy részét a parton, más részét pedig a kisebb erdőfoltokban hagyják. Több, természetvédelmi szempontból értékes madár (nyári lúd – *Anser anser*, kanalas réce – *Anas clypeata*, cigányréce, feketenyakú vöcsök – *Podiceps nigricollis*, fattyúszerkő) egyértelműen a zavarás következtében választott más, nyugodtabb költőhelyet.

A tározót övező mezőgazdasági földeken lévő műtrágyázás és szerves trágyázás elsősorban a tó szerves anyagokban való dúsulását okozza, emellett a nyugati oldalon az illegális „elszántások” csökkentik le a minimálisra a pufferterületet. Megfelelő nagyságú pufferzóna hiányában a mezőgazdasági növényvédő szerek és műtrágyák szinte akadálytalanul jutnak az állóvízbe, ezáltal szennyezve azt, az egymásra épülő táplálkozási hálózatok szintjein beláthatatlan változásokat idézve elő. A terepmotorosok nemcsak a gyepok degradációját okozzák, hanem a vízen lévő madárfajok nyugalalmát is nagymértékben megzavarják. A téli időszakban legnagyobb veszélyforrást az illegális fakitermelés jelenti, ez különösen az erdőkben fészkelő madárfajokat és kisemlősöket érinti.

A terület a Natura 2000 hálózat része, ám a rendelkezésre álló jogszabályok nem teszik lehetővé a terület kijelölésének alapjául szolgáló közösségi jelentőségű fajok és élőhelytípusok védelmén túlmutató, valamennyi regionális vagy országos jelentőségű természeti érték átfogó és hatékony természetvédelmi kezelését. Ezért lenne kívánatos a terület valamely magasabb fokozatú kategóriába sorolása. Míg a terület kijelölése különleges madárvédelmi területként vagy nemzetközi jelentőségű vizes területként jelenleg

madárállománya alapján vizsgálataink szerint nem indokolt, helyi vagy országos védelme megfontolandó lenne. Utóbbira 1995-ben már volt kísérlet, akkor sok más területtel egyetemben a megalakítandó Nyugat-Cserhát Tájvédelmi Körzet részeként tervezték. Sajnos a védetté nyilvánítás tájvédelmi körzet formájában mindeddig nem valósult meg, egyes részeket ugyanakkor napjainkra vagy mint természetvédelmi terület, vagy mint Natura 2000 terület kijelölték. Az utóbbi években egyre több civil természetvédelmi szervezet munkálkodik e kis területek nagy egységgé formálásában, bár egyelőre csak reménykedni lehet abban, hogy az állami természetvédelmi szervekkel együttműködve sikerrel járnak, mielőtt még visszafordíthatatlan károsodást szenvednének a terület természeti értékei.

Köszönetnyilvánítás

Vizsgálatunk a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Börzsönyi Helyi Csoportja, a Börzsöny Természet- és Környezetvédelmi Alapítvány, illetve a „TAMOP-4.2.1/B-09/1/KMR-2010-0005” projekt támogatásával zajlott, külön kiemelve az első két szervezetenél *Kazi Róbert* és *Varga Péter* segítségét. A fészekodvak kihelyezéséért *Rottenhoffer Baláznak*, a cikk szakmai átnézéséért és a statisztikai elemzésben nyújtott segítségéért pedig *Szél Lászlónak* fejezzük ki hálás köszönetünket.

KIVONAT: 1994–2010 között vizsgáltuk a Sinkár-tó madárfaunáját. A 214 megfigyelt madárfajból 92 legalább egy alkalommal már költött a területen, 113 faj kötődött a szárazföldre, míg 101 faj a vizes élőhelyekhez. A vizsgált időintervallumban 50 közösségi jelentőségű madárfajt észkeltünk a területen, melyek közül 13 faj költött, azonban egyik faj állománya sem érte el a kijelöléshez szükséges nagyságot. A 2000-es árvíz hatására eltűnt mint fészkelő faj a réti tücsökmadár (*Locustella naevia*), a nádirigó (*Acrocephalus scirpaceus*) és a barkóscinege (*Panurus biarmicus*), de a nádirigó (*A. arundinaceus*), a foltos nádiposzáta (*A. schoenobaenus*) és az énekes nádiposzáta (*A. palustris*) állománya is drasztikusan lecsökkent. Növekedést egyedül a búbos vöcsök (*Podiceps cristatus*) esetében tapasztaltunk, ugyanakkor statisztikailag szignifikáns különbséget az előtérés előtti és utáni évek között nem sikerült kimutatni. 2010-ben 21 vizes élőhelyhez kötődő madárfaj fészkel a tározó területén. A fészkelési szinteket tekintve a nádasokhoz kötődő fajok, míg a táplálkozást tekintve a rovarvők domináltak mind fajszámban, mind a fészkelő párokat tekintve. A Sinkár-tó fontos szerepet játszik a költő fajok megtelepedése szempontjából, jelentős táplálkozóhely a környéken előforduló madarak számára, valamint három tájegység vonulási gócpontja (Duna-völgy, Ipoly-völgy, Alföld), de egy természetes élőhellyel nem képes felvenni a versenyt madártani vonatkozásban.

Irodalom

- Aradi Cs., Gőri Sz. & Kiss B. (2001):* Az Egyek-Pusztaköcsi mocsarak tájrehabilitációs lehetőségeinek vizsgálata. Kutatási Jelentés, Ökológiai Koordinációs Iroda és Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, 60 p.
- Báldi A., Moskát Cs. & Szép T. (1997):* Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer IX. Madarak. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 80 p.
- Berg, M., Johansson, M., Montell, H., Berg, A.-L. (2001):* Wild birds as a possible natural reservoir of Borna disease virus. *Epidemiology and Infection* **127**, p. 173–178.

- Bodnár M. (1998): Aspektusváltozások és a gazdálkodási munkafolyamatok hatása a halastavak madárvilágára. *Pusztá* **3**, p. 1–15.
- Dövényi Z. (2010): Magyarország kistájainak katasztere. Második, átdolgozott és bővített kiadás. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, 876 p.
- Gregory, R. D., Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A. W. G., Noble, D. G., Foppen, R. P. B. & Gibbons D. W. (2005): Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society* **360**, p. 269–288.
- Herczeg F. (2008): Mesterséges és természetes vizes élőhelyek élővilágának természetvédelmi szempontú összehasonlítása. Szakdolgozat. Debreceni Egyetem, Agrártudományi Centrum, Mezőgazdaságtudományi Kar, 68 p.
- Kalotás Zs. (2011): A halastavi gazdálkodás és a természetvédelem. *Természet Világa* **42**(5), p. 222–226.
- Kovács G. (1984): A hortobágyi halastavak madárvilága 10 év megfigyelései alapján. *Aquila* **91**, p. 21–46.
- Lanszki J. (2002): Magyarországon élő ragadozó emlősök táplálkozás-ökológiája. *Natura Somogyiensis* **4**, p. 177.
- Legány A. (1995): A tiszadobi Szelepi-morotva ornitocönológiai vizsgálata, mint modell az alföldi morotvák jelentőségének igazolására. *Aquila* **102**, p. 179–192.
- Legány A. (1998): A halastó – mint mesterséges élőhely – szerepe a vízi madárfajok megőrzésében. *Ornis Hungarica* **8** (Suppl. 1), p. 101–111.
- Nagy G. G. (2010): Mozgalmas tavasz a Sinkár-tavon. *Madártávlat* **17**(1), p. 22–25.
- Nagy G. G. & Rottenhoffer, I. (2010): Mesterséges madárparadicsom – A Sinkár-tó madártani értékei. *Vadon* **17**(5), p. 16–19.
- OVGT (2009): A Víz Keretirányelv hazai megvalósítása – Vízyűjtő-Gazdálkodási Terv. Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság, Budapest, 421 p.
- Paillison, J. M., Reeber, S., Marion L. (2002): Bird assemblages may be used as bio-indicators of water management and hunting pressure in natural wet grasslands. *Biological Conservation* **106**, p. 115–127.
- Pandey, S. (1993): Changes in waterbird diversity due to the construction of Pong Dam reservoir, Himachal Pradesh. *Biological Conservation* **66**, p. 125–130.
- Rác Z. J., Kiss I. & Sály P. (2009): Kétéltűállományok összehasonlító vizsgálata Budapest különböző vizes élőhelyein. *Állattani Közlemények* **94**(1), p. 103–121.
- Rottenhoffer I. (2001a): A Püspökhatvani-tározó avifaunája 1994–2000 I. *Füzike* **7** (42. szám), p. 3–17.
- Rottenhoffer I. (2001b): A Püspökhatvani-tározó avifaunája 1994–2000 II. *Füzike* **7** (43. szám), p. 11–17.
- Yalden D. W. (1992): The influence of recreational disturbance on Common Sandpipers *Actitis hypoleucos* breeding by an upland reservoir, in England. *Biological Conservation* **61**, p. 41–49.

RÖVID KÖZLEMÉNYEK

Hortobágyi megfigyelések rajzó szárnyashangyákat fogyasztó madárfajokról

Jól bevált pusztai időjóslás, hogy a tartós száraz idő után közelgő esőzést a szárnyashangyák tömeges délutáni–alkonyati kirajzása mintegy „előrejelzi”. Nem csupán az időváltozás kapcsán érdemes ezzel a jelenséggel foglalkozni, hanem a hihetetlen tömegben felhőző rovarok madártáplálkozásban betöltött szerepe okán is. Az itt töltött 33 év során elsősorban a kék vércsék (*Falco vespertinus*) esti összesereglegéseire figyeltem fel egy-egy szárnyashangya-tömegelés kapcsán (Kovács, 1995). Hogy milyen egyéb madárfajok használják ki még a jó táplálkozási lehetőséget, ahhoz a 2009 kora őszen végzett megfigyeléseim adnak további információkat.

2009. szeptember 15-én, 16-án és október 7-én voltak a legerősebb hortobágyi rajzások, amikor már szinte levegőt venni is alig lehetett a repkedő, de a fűben is nyüzsgő szárnyashangyáktól. Bár igen küzdelmes volt folyton elhessegetni és az arcról, kézről, távcsőről leseperni őket, igyekeztem a velük táplálkozó madarak megfigyelésére összpontosítani. Néhány faj a levegőben repülve, mások a talajon ide-oda futva vagy lassan gyalogolva szedték fel a könnyű zsákmányt. Számomra a túzok (*Otis tarda*) és az ugartyúk (*Burhinus oedicnemus*) szárnyashangya-fogyasztása volt a legmeglepőbb. Az alábbiakban a rajzást táplálékszerzésre kihasználó madárfajok adatait közlöm, a zsákmányolás módszerével és maximális létszámukkal kiegészítve.

Madárfaj	Repülve	Talajon	Max. egyedszám
	zsákmányol		
<i>Falco tinnunculus</i>	+	+	4
<i>Falco vespertinus</i>	+	-	3
<i>Otis tarda</i>	-	+	8 (tojó)
<i>Burhinus oedicnemus</i>	-	+	7
<i>Vanellus vanellus</i>	-	+	kb. 1000
<i>Pluvialis apricaria</i>	-	+	15
<i>Charadrius morinellus</i>	-	+	43
<i>Larus michahellis</i>	-	+	256
<i>Larus cachinnans</i>	-	+	8
<i>Larus ridibundus</i>	+	-	kb. 600
<i>Hirundo rustica</i>	+	-	kb. 1000
<i>Galerida cristata</i>	-	+	5
<i>Alauda arvensis</i>	-	+	kb. 300
<i>Sturnus vulgaris</i>	+	+	kb. 2000
<i>Phoenicurus ochruros</i>	-	+	5
<i>Saxicola rubetra</i>	+	+	3
<i>Saxicola torquatus</i>	+	+	8
<i>Oenanthe oenanthe</i>	-	+	17
<i>Passer montanus</i>	-	+	kb. 60
<i>Motacilla alba</i>	-	+	30
<i>Anthus cervinus</i>	-	+	2

Irodalom

Kovács G. (1995): Kék vércsék (*Falco vespertinus*) nagy szeptemberi gyülekezése. *Madártani Tájékoztató*, 1995. január–június, p. 20–21.

Dr. Kovács Gábor

Jelentős méretű vízimadár-fészkelőközösség kialakulása a ceglédi Nagy-széken

A Pest megye keleti részén, a Monor–Irsai-dombság és a Gerje–Perje-sík találkozásánál eredő *Perje* az 1960-as években megvalósított vízrendezési munkálatokig kiterjedt vízi világot táplált. Ezek közül napjainkig mintegy tucatnyi szikes tó jellegű élőhely maradt fenn (pl. ceglédi Cigány-szék és Nagy-szék, abonyi Gerce-szék, törteli Nádas-dűlő), melyek közül legnagyobb a Ceglédtől északra elterülő, 250 hektáros Nagy-szék. Az ún. Perje-főcsatorna és a Perje-felső mellécsatorna között húzódó (a helyiek ezért Deltának nevezik) szikes mocsár a jelentős mértékű vízügyi beavatkozások ellenére is sokat megőrzött természeti értékeiből. A mélyen fekvő, döntően szoloncsák szikes talajjal jellemezhető terület a magas töltésekkel kísért, egyenes mederben folyó csatornák között csak extrémén csapadékos években telik meg vízzel, legutóbb 2010-ben. Ebben az évben legmélyebb pontjain a maximális vízmélység 1,0–1,2 méter, nyílt vízü részeinek az aránya mintegy 60% volt.

Természeti értékei következtében a ceglédi Nagy-szék a Natura 2000 hálózat része (mint a HUDI20046 kódszámú *Székek különleges természetmegőrzési terület*), valamint az érintett helyrajzi számok a természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény 24. § (4) bekezdése alapján mint szikes tó ex lege védett természeti területnek minősülnek, melyet a Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság (DINPI) kezdeményezésére az illetékes természetvédelmi hatóság 2010 őszén az érintett ingatlanok vonatkozásában határozati formában is megállapított.

A Nagy-szék uralkodó növényzeti típusa a pannon szikes vegetáció (az 1530-as kódszámú „pannon szikes sztyeppek és mocsarak” mint közösségi jelentőségű élőhelytípus), melyek közül a legkiterjedtebb állományokat a különböző szikes réttársulások alkotják. A mélyebben fekvő területeken zsiókás szikes mocsarak, illetve egy összefüggő, mintegy 40 ha-os, kisebb tisztásokkal tarkított nádas helyezkedik el. A magasabban elhelyezkedő hátakon, illetve töltésoldalakon közepesen degradált löszgyepfragmentumokat találunk. Egy helyen láthatunk egy 15 ha-os, döntően tájidegen ezüsthéből (*Elaeagnus angustifolia*) álló laza ligetet. Feltűnő, hogy az egymás követő évek szélsőségesen különböző időjárásából adódóan – a 2009-es aszályos év után 2010-ben eddig nem látott elöntés következett be – a növénytársulások határai erősen átrendeződhetnek.

A Nagy-széken a korábbi években – elsősorban a vízviszonyok függvényében – már kialakult egy kisebb géntelep (50–100 pár), illetve költöttek egyéb fokozottan védett vízi- és parti madarak, ezért a tavaszi olvadást követően kiemelt figyelemmel kísértük a területet. 2010 áprilisától kezdve a DINPI Természetvédelmi Őrszolgálatának tagjai kétheti rendszerességgel végeztek ellenőrzéseket, melynek során a határoló csatornák töltéseiről kézi távcsővel, illetve 40-szeres nagyítású spektívvel követték nyomon a fészkelő közösséget. 2010 júniusában, majd három héttel később, 2010 júliusában csónakkal, illetve mellészimák

segítségével a nádasban kialakuló gémtelepet, illetve a mellette létrejövő szerkőtelepet közvetlenül is ellenőrizték, illetve fiókákat meggyűrűztek.

Az egyes fajok becsült fészkelő állományai a következők voltak: feketenyakú vöcsök (*Podiceps nigricollis*) 3 pár, nagy kócsag (*Ardea alba*) 150 pár, kis kócsag (*Egretta garzetta*) 15 pár, bakcsó (*Nycticorax nycticorax*) 250 pár, vörös gém (*Ardea purpurea*) 30 pár, szürke gém (*Ardea cinerea*) 30 pár, bölömbika (*Botaurus stellaris*) 10 pár, nyári lúd (*Anser anser*) 10 pár, kendermagos réce (*Anas strepera*) 3 pár, kanalas réce (*Anas clypeata*) 10 pár, cigányréce (*Aythya nyroca*) 5 pár, gólyatöcs (*Himantopus himantopus*) 3 pár, piros lábú cankó (*Tringa totanus*) 5 pár, fattyúszerkő (*Chlidonias hybrida*) 250 pár, fehér-szárnyú szerkő (*Chlidonias leucopterus*) 3 pár.

A madárgyűrűzések során a következő fajok fiókáira került jelölő gyűrű: nagy kócsag 62, kis kócsag 2, bakcsó 54, vörös gém 15, szürke gém 12, valamint fattyúszerkő 193 példány. A nagy kócsag-fiókákra a hagyományos alumínium gyűrűkön kívül országos jelölő-program keretében színes műanyaggyűrűk is kerültek.

Megjegyezzük, hogy a nyár folyamán a területen folyamatosan jelen volt kb. 50 példány kanalaspár (*Platalea leucorodia*), azonban költésükre utaló jeleket az ismétlődő megfigyelések ellenére sem találtunk. Ellenben 2010 augusztusában Igazgatóságunk munkatársai meglepetéssel tapasztalták, hogy a késői időpont ellenére a Nagy-szék szélén álló ezüstfaliget fán újabb költőtelep alakult ki. Itt mintegy 80 pár kis kárókatona (*Phalacrocorax pygmeus*), illetve 15 pár üstökögém (*Ardeola ralloides*) költött sikeresen. A területen vadászati jogokat gyakorló Nagy-széki Vadásztársaság a DINPI kérésére a telep 1 km-es körzetében október elejéig a vízivad vadászatát leállította. Feltűnő a térségben eddig nem költő, elsősorban fán fészkelő fajok (kis kócsag, bakcsó, üstökögém, kis kárókatona) megjelenése, mely összefüggésbe hozható a közeli Tisza-völgyben a szélsőséges időjárás miatt felszámolóddó telepek átköltözésével. Például a tiszalpäri kolónia – amely légvonalban mintegy 40 km-re volt a Nagy-szektől – a 2010-es árvízben kb. 70%-ban megsemmisült a fészkelési időszak közepén (*Bártló István*, KNPI, szóbeli közlése). A ceglédi fészkelőtelep madarai elsősorban a helyszínen, illetve a közeli vizes élőhelyeken táplálkoztak, de rendszeresen megjelentek a jászkarajenői halastó környékén, a Gerje–Perje sík egyéb vizes területein, valamint a Tápió–Hajta vidék déli részein is.

A 2010. év nagy-széki költési eredményei azt mutatták, hogy országos szinten is jelentős méretű vízimadár-fészkelőközösség alakult ki (kb. 500 pár gémekből és kb. 250 pár szerkőkből), melyek a terület korábról is ismert madártani jelentőségét tovább növelik. A jövőre nézve megoldást kell találni a most még jellemző, vízvezetést preferáló vízgazdálkodás átalakítására (2010 őszén a Perje-főcsatornát a vízügyi kezelő gyökérzónás kotrás keretében megtisztította), illetve a terület természetvédelmi jogi jellegének erősítésére, esetleg kibővítésére különleges madárvédelmi terület, esetleg ramszari terület formájában.

Füri András, Kepes Zsolt, Szénási Valentin, Vidra Tamás & Vincze Tibor

Récezsákmányát vízbe fojtó héja (*Accipiter gentilis*)

1999. december 4-én a Duna Kisoroszi–Almásfüzitő közötti szakaszának vízimadár-állományán végeztem megfigyeléseket. A Duna alacsony vízállásának köszönhetően több

helyen zátonyok voltak, kedvező pihenőhellyel szolgálva a récecsapatoknak. Ilyen gyülekezőhely volt a sekély vízállásnál rendszeresen szárazra kerülő kavicszátony Szob fölött, ahol teleszkóppal végzett megfigyelésem időpontjában becslésem szerint összesen 3200 tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) pihent a zátonyon, illetve a környező vízben. A madarak fajának és mennyiségének meghatározásakor vettem észre, hogy egy – nagy termete kapcsán feltételezhetően tojó – héja meglepetésszerűen a récecsapatra támadva a felszálló récék közül egy tojó tőkés récére csapott, mellyel a zátonyt övező sekély vízben landolt oly módon, hogy a réce fejét és testének nagy részét a víz alá nyomta, míg a ragadozónak csak a csüdje ért a néhány fokos vízbe. A réce perceken belül felhagyott a menekülési kísérlettel és mozdulatlan maradt, a héja pedig rövidesen a zátonyra vonszolta zsákmányát és hozzákezdett kopasztásához. A réce azonban hamarosan újra életjelet adott, szárnyaival elkezdett csapkodni, és megpróbált a víz felé menekülni. Az nem volt egyértelműen megállapítható, hogy a ragadozó mennyire segítette aktívan a mozgás irányultságát, mindenesetre az ez idő alatt a réce hátán egyensúlyozó héja a vizig elvergődő réce fejét testével együtt ismételt a víz alá nyomta, ez alkalommal is a zsákmányának a nyakán fogást találva, majd ott is tartotta néhány percig, amíg az végül semmilyen mozgást nem mutatott többé. Ekkor ismételt a zátonyra vonszolta ekkorra élettelen áldozatát és most már zavartalanul folytatta annak kopasztását, majd ezt követően táplálkozott a zsákmányból.

Egy-egy nagy termetű héját – minden valószínűség szerint ugyanazt a példányt – más alkalmakkor is (1999. október 16-án, valamint egy évvel később, 2000. november 13-án) a zátony közelében észleltem: előbbi alkalommal a zátonyon tépett valamit, utóbbi esetben pedig a Duna jobb partján a galériaerdő szélső fáján pihent. Bár a vizsgált időszakban itt végzett megfigyeléseim során nem minden esetben találkoztam itt héjával, az ismétlődő megfigyelésekből mégis azt feltételezem, hogy azonos madárról volt szó, és e példány a téli időszakban rendszeresen próbált a zátony récéiből zsákmányolni.

A héja közép-európai táplálékarzenálja méretben hímek esetében a királykától a fácánig, tojóknál mezei nyúlíg vagy házi tyúkig, alkalmanként akár gémmel, tojó pulyka, nyírfajd vagy siketfajd méretig terjed (*Glutz von Blotzheim, 1989*). Több éves megfigyelések alapján récefélék (*Anatidae*) darabszám szerint a zsákmányösszetétel 0,4–5,7%-át tették ki különböző közép-európai revírekben (*Glutz von Blotzheim, 1989*), így ha különböző récék nem is gyakori vagy kifejezetten jellemző zsákmányállatok, de rendszeresen előfordulnak a héja étlapján.

Áldozatukat vízbe fojtó ragadozó madarokról néhány más fajnál is beszámoltak már. *Vähätaalo* (2001) karvaly (*Accipiter nisus*) kapcsán figyelte meg többször, hogy áldozatának elpusztításához a vízbefojtást alkalmazta, egyben az irodalomból több hasonló esetet is összegyűjtött a fajjal kapcsolatban (*Broadley, 1985; Drew, 1997; Ralston, 1997; Weekley, 1997; Wells, 1997*). Több esetet dokumentáltak két észak-amerikai vágómadár, az amerikai karvaly (*Accipiter striatus*), illetve a Cooper-héja (*Accipiter cooperii*) vonatkozásában (*Palmer, 1988; Griffin, 2001*). A barna rétihéja (*Circus aeruginosus*) (*Frost, 2000–2010*), illetve kékes rétihéja (*Circus cyaneus*) (*Cornell Lab of Ornithology, 2011*) kapcsán is megemlíti a vízbefojtás mint zsákmányszerzés technikáját. *Kalotás* (1996) a rétisas (*Haliaeetus albicilla*) különös vadászatáról számolt be, mely szerint a ragadozó a vízbe markolva egy kis vöcsköt (*Tachybaptus ruficollis*) fogott, majd azt mintegy három percig a víz alatt tartotta, mielőtt a tavat elhagyva elrepült volna.

Míg a rétihéjék és a rétisas vizes élőhelyek madara, a karvaly és észak-amerikai rokonai is gyakran vadásznak pocsolyák, madáritatók közelében, a héjának élőhely- és táplálékpreferenciája okán valószínűleg ritkábban van módja áldozatának vízbe fojtására, ugyanakkor az más ragadozó madarakhoz hasonlóan a zsákmány legyűrése során a héja esetében is jelentősen csökkentheti a sérülés veszélyét, ha erőteljesen védekező áldozatát a víz alá nyomva győzi le. Ez a módszer megkönnyíti a ragadozó számára a nagyobb testméretű, nagyobb testtömegű fajok zsákmányolását (esetünkben a tőkés réce tojó testtömege 750–1575 gramm, a tojó héja testtömege 880–1320 gramm [Bauer et al., 2005], tehát a ragadozó és a zsákmány testtömege közel azonos). Bár nem ismeretlen héják csoportos vadászata (vö. Palmer, 1988), rájuk az egyéni vadászat a jellemző, hasonlóan a karvalyhoz, így e vadásztechnika vagy öröklött elemeken alapszik, vagy minden egyednek magától kell azt tapasztalati úton elsajátítania. A vízbefojtás mint zsákmányolási módszer kapcsán különösen érdekes a Kalotás által leírt, idézett eset, minthogy a rétisas halakat is zsákmányol, így a módszer ragadozó általi alkalmazhatósága attól is függ, hogy a zsákmány tüdővel vagy kopoltyúval lélegzik-e.

Irodalom

- Bauer, H.-G., Bezzel, E. & Fiedler, W. (Hrsg.) (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Nonpassriformes – Nichtsperlingsvögel. AULA-Verlag, Wiebelsheim, 808 p.
- Broadley, B. J. (1985): Unusual method of killing prey by Sparrowhawk. *Scottish Birds* **13**, p. 268.
- Cornell Lab of Ornithology (2011): Northern Harrier (hozzáférés: http://www.allaboutbirds.org/guide/Northern_Harrier/lifehistory).
- Drew, C. C. (1997): Eurasian Sparrowhawk drowning Magpie. *British Birds* **90**, p. 524–525.
- Frost, P. (2000–2010): Western Marsh Harrier (hozzáférés: <http://www.pauldfrost.co.uk/mharrier.html>).
- Glutz von Blotzheim, U. N. (1989): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 4. Falconiformes. 2., durchgesehene Auflage. Aula, Wiesbaden, p. 444–478.
- Griffin, D. R. (2001): Animal minds: beyond cognition to consciousness. University of Chicago Press, Chicago, p. 66–67.
- Kalotás Zs. (1996): Rétisas (*Haliaeetus albicilla*) különös vadászata. *Túzok* **1**, p. 143.
- Palmer, R. (1988): Handbook of North American birds. Volume 4. Yale University Press, New Haven, 433 p.
- Ralston, G. (1997): Eurasian Sparrowhawk drowning Corn Bunting. *British Birds* **90**, p. 525.
- Vähätalo, A. V. (2001): Sparrowhawks kill large-sized prey by drowning. *Ornis Fennica* **78**, p. 139–140.
- Weekley, D. R. (1997): Eurasian Sparrowhawk drowning Eurasian Jay. *British Birds* **90**, p. 524.
- Wells, J. (1997): Eurasian Sparrowhawk drowning Common Starling. *British Birds* **90**, p. 525.

Magyar Gábor

Elöntött réten táplálkozó darvak (*Grus grus*) és szerkők konfliktusa

2010 májusa és júniusa erősen csapadékos volt a Hortobágy térségében is. Május 1-jétől június 23-ig 243 mm eső hullott le Nagyiván környékén. A megáradt Sároséri-főcsatorna kiöntött a balparti rétekre és legelőkre, közel 150 hektárt borítva el. E kitűnő táplálkozóhely népes vízmadár-seregletet vonzott, de még háromfajú, vegyes szerkötelepnek is otthont

adott az úgynevezett Rossz-érben.

Június 23-án az előntés Labodás nevű részén szemléltem az ott összegyűlt madarakat, de közülük is leginkább nyolc átnyaraló daru táplálkozását, melyek a vízben álló csetkákás (*Eleocharis palustris*) és ecsetpázsitos (*Alopecurus pratensis*) állományban járkálva bogarásztak. Az alig 800-900 méterre levő telepükről mindhárom szerkőfaj számos példánya folyamatos ide-oda repülésben mozgott, alacsonyan pásztázva és táplálékkal visszaindulva. A Rossz-érben kb. 100 pár fattyúszerkő (*Chlidonias hybrida*), kb. 40 pár kormos szerkő (*Chlidonias niger*) és 20 pár fehérszárnyú szerkő (*Chlidonias leucopterus*) fészkelte, de az ettől délebbre levő, távolabbi kolóniákból (Határ-fenek, Kerek-lapos) is idejártak az ott túlsúlyban levő fehérszárnyú szerkők. Felfigyeltem rá, hogy a szorgosan keresgélő darvak ténykedése nagyon vonzotta őket: kisebb, laza csoportokban repültek fölénk és le-lecsapva igyekeztek „a zavarosban halászni”, a nagy madarak gázolásával megriasztott rovarokat felcsippenteni. Egy-egy daru néha idegesen felénk kapott, mire a három faj közül a fehérszárnyú szerkők agresszív támadással válaszoltak. Némelyik dühödten szigonyozó daru fölött 3-4 szerkő is lebegett és rikácsolva támadott. Megesett, hogy a nagy lármára összehajló szerkőkre már mind a nyolc daru vagdosott, sőt, minthogy a támadókat sehogy sem érték el, egymást kezdték ütni. Jó negyedórás viaskodás után csendesedett el a furcsa civódás. A másik két szerkőfaj egyedei jóval kevesebbszer támadtak rájuk és nem ismételték a lecsapásaikat.

A fehérszárnyú szerkők táplálkozó gázlómadarakkal (kanalásgémek – *Platalea leucorodia*) alkotott mocsárréti asztalközösséget 2006. június 13-án észleltem először, és ugyanott, ugyanakkor tapasztaltam a nagy kócsagokkal (*Ardea alba*) szemben tanúsított agresszi-vításukat (Kovács, 2006).

Irodalom

Kovács G. (2006): A 2006-os árvízi és belvízi árasztások hatása a Hortobágy déli és nyugati területeinek madárvilágára. *Aquila* **113**, p. 21–38.

Kovács Gábor

Lékről halászó dolmányos varjak (*Corvus corone cornix*) és vetési varjú (*Corvus frugilegus*)

2010. február 10-én a szabadszállási Büdös-széken tartottam területbejárást a jég hátán, a szikes tómederben. Felfigyeltem arra, hogy a jégen a talajvízfeltöréseknél a feltörő víz miatt kissé latyakos jégen dolmányos varjak állodogálnak. A talajvízfeltöréseket közelebbről megismerlélve vettem észre, hogy a környékükön rengeteg varjúlábnyom található, illetve az egymás maximum 10 m-es körzetében lévő talajvízfeltörések között a varjak oda-vissza gyalogosan is rendszeresen közlekedtek, míg a tó havas és olvadás nélküli részein nem mozogtak, ott egyáltalán nem látaltam lábnyomait. A talajvízfeltöréseket jobban szemügyre vettem, és a varjak által látogatottak közepén kisebb, legfeljebb 10 cm átmérőjű működő lékeket lehetett megfigyelni, melyeket a varjak a csőrükkel vájtak ki. Ezeknek a lékeknek a szélén állodogáltak a varjak. Néhány helyen ezek a lékek már be voltak fagyva, de

a lék jegének vékony volta, illetve a lábnyomok tanúsága szerint a varjak korábban ezeket is használták. Kis időt eltöltve a működő lékeknél, azokon tócsaráklárvák (*Brachinecta* sp.) jöttek fel rendszeresen a vízfelszín közelébe. A varjak is minden bizonnyal ezekre a lárvákra halásztak ebben az ínséges, hosszú ideje hideg, havas téli időszakban. Kissé eltávolodva a területtől, megfigyeltem a varjak viselkedését is. A lékekhez szálltak, ott várokoztak, és időnként zsákmányoltak a lékekből. Nyolc dolmányos varjút, és egy vetési varjút tudtam lékhalászat közben megfigyelni.

Szintén február 10-én a közeli, szabadszállási Pipás-széken is megfigyeltem a varjak által használt lékhalászatnak a nyomait, de itt a lékek be voltak fagyva, tehát ott csak a korábbi napokban halászhattak a varjak. Február 11-én a szabadszállási Zab-széken a jégen lévő nyomokból ugyancsak azt olvastam ki, hogy a varjak lékek mellett állva halásztak.

Mind a dolmányos varjú, mind a vetési varjú rendkívül jó problémamegoldó képességgel rendelkező, értelmes madár, melyet a lék készítése, és halászatuk a lék partjáról is alátámaszt. Az, hogy ez a szokás a helyi varjak körében elterjedt a varjak tanulékonyására, illetve a zsákmányszerzési technikák egymástól való ellesésére utal.

Pigniczki Csaba

SHORT COMMUNICATIONS

Observation on bird species feeding on swarming flying ants in the region of Hortobágy

It is a well established tool for weather forecast in the puszta that, after a prolonged dry period, massive swarming of flying ants in the afternoon to early evening hours indicates the coming rain. Besides its connection with the weather change this phenomenon deserves proper treatment in respect of its role of swarming ants in unbelievable masses as a food source as well. During my 33 years spent on the Hortobágy I noted predominantly Red-footed Falcons (*Falco vespertinus*) to gather around flying ant swarms (Kovács, 1995). My observations during the early autumn of 2009 provide further information as to what types of other birds utilise this handy food source.

The heaviest swarming of ants took place on September 15, 16 and October 7, 2009 on the Hortobágy, when it was difficult even to take a deep breath due to the crowd of flying and in the grass crawling ants. Although it was a difficult task to brush off the ants from my face, hands and my binoculars, I still managed to concentrate on the observation of birds feeding on the ants. Some species caught the easy prey in flight, others collected them by running up and down or just slowly walking on the ground. The most astonishing phenomenon to me was capturing of ants by Great Bustards (*Otis tarda*) and Eurasian Stone-curlews (*Burhinus oedicnemus*).

Data on bird species using ant swarms as a food source is summarised in the following table completed with the method of capturing and the maximum numbers of individuals involved.

Bird species	Capturing ants		Max. numbers
	flight	ground	
<i>Falco tinnunculus</i>	+	+	4
<i>Falco vespertinus</i>	+	-	3
<i>Otis tarda</i>	-	+	8 (female)
<i>Burhinus oedicnemus</i>	-	+	7
<i>Vanellus vanellus</i>	-	+	ca.
<i>Pluvialis apricaria</i>	-	+	15
<i>Charadrius morinellus</i>	-	+	43
<i>Larus michahellis</i>	-	+	256
<i>Larus cachinnans</i>	-	+	8
<i>Larus ridibundus</i>	+	-	ca. 600
<i>Hirundo rustica</i>	+	-	ca. 1000
<i>Galerida cristata</i>	-	+	5
<i>Alauda arvensis</i>	-	+	ca. 300
<i>Sturnus vulgaris</i>	+	+	ca. 2000
<i>Phoenicurus ochruros</i>	-	+	5
<i>Saxicola rubetra</i>	+	+	3
<i>Saxicola torquatus</i>	+	+	8
<i>Oenanthe oenanthe</i>	-	+	17
<i>Passer montanus</i>	-	+	ca. 60
<i>Motacilla alba</i>	-	+	30
<i>Anthus cervinus</i>	-	+	2

References

- Kovács G. (1995): Kék vércsék (*Falco vespertinus*) nagy szeptemberi gyülekezése. *Madártani Tájékoztató*, 1995. január–június, p. 20–21.

Gábor Kovács

Establishment of a large waterbird breeding community on Nagy-szék, Cegléd

Perje creek, originating at the junction of the hill of *Monor–Irsai-dombság* and the flat area of *Gerje–Perje-sík* in the eastern part of Pest county used to nourish extensive wetlands before the implementation of the water regulation works in the 1860s. About a dozen sodic pan type habitats survived until these days (*Cigány-szék* and *Nagy-szék* at Cegléd, *Gerce-szék* at Abony, *Nádas-dűlő* at Törtel e.g.), out of which the largest one is Nagy-szék north of Cegléd with its size of 250 hectares. The alkaline marsh between the canals of *Perje-főcsatorna* and *Perje-felső melléksatorna*—also called 'Delta' locally—also preserved most of its natural values despite the significant interventions by water engineering. The deep area, which is characterised by solonchak sodic soil, and which is accompanied by straight canals accompanied by high dykes, fills up with water only in years extremely rich in precipitation. The last such year was 2010. The maximum water depth was 1.0–1.2 metre at its deepest point while the ratio of open water surface areas was ca. 60%.

Nagy-szék of Cegléd is part of the Natura 2000 network by virtue of its natural values as 'Székek' special area of conservation No. HUDI200046. By the power of law all sodic pans are considered protected, including this area, which was reconfirmed by a decision of the nature conservation authority during the autumn of 2010. The dominant vegetation of Nagy-szék is Pannonic salt steppes and salt marshes—a priority habitat type of Community interest—predominantly consisting of various sodic meadow plant communities. In deeper parts *Bolboschoenetum maritimi* sodic marshes as well as a continuous, 40 ha-large marshland with smaller openings can be found. On the higher parts and on the slopes of the dykes loess grassland fragments deteriorated at medium levels occur. A loose grove of predominantly oleaster trees (*Elaeagnus angustifolia*), of 15 hectares is also present at one site. It is striking how heavily the borders of plant associations rearrange themselves as a result of the extremely different weather conditions of consecutive years—the droughty year of 2009 was followed by a flood never seen before.

A smaller heronry of some 50–100 nesting pairs already evolved on Nagy-szék in earlier years in accordance with the water conditions, and other strictly protected waterfowl and shorebird species also nested here in previous years, hence, we kept the area under strict surveillance after the spring snow melting. The rangers of the national park directorate surveyed the site at two-week-intervals from April 2010 on. The nesting community was observed from the bordering dykes by binoculars and spotting scopes with a 40-fold magnification. In June and three weeks later in July the heronry and the adjacent marsh tern colony were checked by boat and the nests were approached in chest waders in order to ring the nestlings. Estimated breeding results are as follows: Black-necked Grebe (*Podiceps*

nigricollis) 3 pairs, Great Egret (*Ardea alba*) 150 pairs, Little Egret (*Egretta garzetta*) 15 pairs, Black-crowned Night Heron (*Nycticorax nycticorax*) 250 pairs, Purple Heron (*Ardea purpurea*) 30 pairs, Grey Heron (*Ardea cinerea*) 30 pairs, Bittern (*Botaurus stellaris*) 10 pairs, Greylag Goose (*Anser anser*) 10 pairs, Gadwall (*Anas strepera*) 3 pairs, Spoonbill (*Anas clypeata*) 10 pairs, Ferruginous Duck (*Aythya nyroca*) 5 pairs, Black-winged Stilt (*Himantopus himantopus*) 3 pairs, Redshank (*Tringa totanus*) 5 pairs, White-cheeked Tern (*Chlidonias hybrida*) 250 pairs, Whiskered Tern (*Chlidonias leucopterus*) 3 pairs.

The following birds were ringed (number of individuals in brackets): Great White Egret (62), Little Egret (2), Black-crowned Night Heron (54), Purple Heron (15), Grey Heron (12), Whiskered Tern (193). As part of a nationwide programme, the nestlings of Great White Egrets were marked by colour plastic rings as well.

It is noteworthy that a total of 50 Spoonbills (*Platalea leucorodia*) were also present throughout the summer but they showed no sign of nesting even after repeated observations. It was, on the other hand, to the surprise of the staff of the directorate that—despite of the late date in the summer—a new colony evolved on the oleaster trees of the grove on Nagy-szék in August 2010. A total of 80 pairs of Pygmy Cormorants (*Phalacrocorax pygmeus*) and 15 pairs of Squacco Herons (*Ardeola ralloides*) nested successfully here. To the request of the directorate the local hunting association stopped waterfowl hunting in a one-kilometre-radius around the colony. Appearance of species nesting predominantly on trees (Little Egret, Black-crowned Night Heron, Squacco Heron, Pygmy Cormorant) was notable, which was in connection with the translocation of colonies destroyed by the extreme weather conditions. One of such colonies was the heronry at Tiszaalpár—at an aerial distance of some 40 kilometres from Nagy-szék—, which was damaged to 70% in the middle of the nesting period due to the flood of 2010 (*I. Bártol, in litt.*). The birds of the colony at Cegléd foraged predominantly on the nearby wetlands but they showed up regularly around the fish ponds of Jászkarajenő, on other wetlands of Gerje–Perje plateau and Tápió–Hajta region.

Based on the 2010 breeding results the Nagy-szék waterbird colony may be considered of nationwide importance (ca. 500 pairs of herons, ca. 250 pairs of marsh terns), which further emphasises the already known ornithological importance of the area.

In the future it is imperative to find a solution to a transformation of the still prevailing current practices giving preference to water draining (the water management company cleaned up the Perje-főcsatorna by rhizome level dredging during the autumn of 2010) as well as an enforcement of the current nature protection status of the region or possibly extending it as an EU special protection area (SPA) or Ramsar site.

András Fűri, Zsolt Kepes, Valentin Szénási, Tamás Vidra & Tibor Vincze

Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*) killing duck prey by drowning

I was doing a waterfowl survey between Kisoroszi and Almásfüzitő on the Danube on December 4, 1999. As a result of the low water level river shoals were visible on certain sections of the river, which served as a resting place for waterfowl. A gravel shoal upstream

from Szob, getting exposed regularly at shallow water, was one of such sites; at the time of my observation with a spotting scope a total of 3200 Mallards (*Anas platyrhynchos*) were resting on the shoal and in the surrounding water. While checking the number and species composition of the gathering flock I noticed that a Northern Goshawk—based on its large size presumably a female—made a surprise attack at the duck flock and hit a female Mallard from the birds just the taking off. It landed with its prey in the shallow water near the gravel bar in a way it managed to push the head and most of the body of the duck under the water while only the feet of the raptor reached into the cold water. The duck gave up any fleeing attempts and remained motionless within a few minutes and the goshawk pulled its prey on the dry part of the gravel and started to pluck it. The duck, however, showed signs of life again soon and started to beat with its wings attempting to escape from the talons towards the water. It was not clear how actively the raptor, which was balancing all the way on the back of the duck, was guiding the direction of the movement but as soon as they reached the river, it pushed the head and body of the duck under water again and kept it there for a couple of minutes until the duck became completely motionless. It pulled its prey to the gravel bar the second time now and continued the plucking and consumption of the duck.

I saw a large sized Northern Goshawk—most likely the same individual—on other occasions (on October 16, 1999 and on November 13, 2000) near the gravel bar: it was feeding on a prey the first time and sitting on a tree of the gallery forest on the right side of the river the next time. Although there were cases when I did not see goshawk in the area, repeated observations indicated that probably the same individual was attempting to take prey from the ducks of the resting site.

The prey list of Northern Goshawks ranges from goldcrests to pheasants for males and even to hares, domestic hens, occasionally herons, female turkeys or grouse for females (Glutz von Blotzheim, 1989). Based on observations of several years ducks (Anatidae) consisted 0.4–5.7% of the prey list by piece in various central European territories (Glutz von Blotzheim, 1989), showing that various ducks may not be typical prey items but they occur regularly on the diet of goshawks.

Birds of prey drowning their victims have been reported for other species as well before. Vähätalo (2001) observed repeatedly Eurasian Sparrowhawks (*Accipiter nisus*) killing their victims by drowning and he collected a number of other cases for this species from the literature as well (Broadley, 1985; Drew, 1997; Ralston, 1997; Weekley, 1997; Wells, 1997). Similar cases had been reported for two North American raptors—the Sharp-shinned Hawk (*Accipiter striatus*) and the Cooper's Hawk (*Accipiter cooperii*)—in the literature (Palmer, 1988; Griffin, 2001), as well as on the Internet. Killing prey by drowning has been mentioned for Western Marsh Harrier (*Circus aeruginosus*) (Frost, 2000–2010) and Northern Harrier (*Circus cyaneus*) (Cornell Lab of Ornithology, 2011) as well. Kalotás (1996) reported a White-tailed Eagle (*Haliaeetus albicilla*) to catch a Little Grebe (*Tachybaptus ruficollis*) by grabbing into the water, it kept the grebe under the water for three minutes before taking off from the water. While harriers and the White-tailed Eagle are wetland birds and the Eurasian Sparrowhawk and its North American congeners also hunt often around puddles, bird fountains, etc. the habitat and food preference of Northern Goshawks allows for the application of drowning most likely less frequently, although it reduces the

risk of an injury during the battle with a victim considerably, facilitating especially the capturing of such large sized preys as the Mallard—in our case the weight of 880–1320 grams of a female goshawk (Bauer *et al.*, 2005) is against the roughly equal weight of 750–1575 grams of a female Mallard. Although hunting in groups by goshawks is not unknown (cf. Palmer, 1988) this species, similarly to sparrowhawks, tends to hunt alone, hence, the hereby discussed hunting technique is either based on inherited elements or each individual has to learn it independently by experience. Killing prey by drowning is especially interesting in the cited case described by Kalotás (1995) since White-tailed Eagles also capture fish and the applicability of the method by the raptor is largely dependent on whether the prey has lungs or gills.

References

- Bauer, H.-G., Bezzel, E. & Fiedler, W. (Hrsg.) (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Nonpassiriformes – Nichtsperlingsvögel. AULA-Verlag, Wiebelsheim, 808 p.
- Broadley, B. J. (1985): Unusual method of killing prey by Sparrowhawk. *Scottish Birds* **13**, p. 268.
- Cornell Lab of Ornithology (2011): Northern Harrier (accessed at: http://www.allaboutbirds.org/guide/Northern_Harrier/lifehistory)
- Drew, C. C. (1997): Eurasian Sparrowhawk drowning Magpie. *British Birds* **90**, p. 524–525.
- Frost, P. (2000–2010): Western Marsh Harrier (accessed at: <http://www.pauldfrost.co.uk/mharrier.html>).
- Glutz von Blotzheim, U. N. (1989): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 4. Falconiformes. 2., durchgesehene Auflage. Aula, Wiesbaden, p. 444–478.
- Griffin, D. R. (2001): Animal minds: beyond cognition to consciousness. University of Chicago Press, Chicago, p. 66–67.
- Kalotás Zs. (1996): Rétságas (*Haliaeetus albicilla*) különös vadászata. *Túzok* **1**, p. 143.
- Palmer, R. (1988): Handbook of North American birds. Volume 4. Yale University Press, New Haven, 433 p.
- Ralston, G. (1997): Eurasian Sparrowhawk drowning Corn Bunting. *British Birds* **90**, p. 525.
- Vähätalo, A. V. (2001): Sparrowhawks kill large-sized prey by drowning. *Ornis Fennica* **78**, p. 139–140.
- Weekley, D. R. (1997): Eurasian Sparrowhawk drowning Eurasian Jay. *British Birds* **90**, p. 524.
- Wells, J. (1997): Eurasian Sparrowhawk drowning Common Starling. *British Birds* **90**, p. 525.

Gábor Magyar^{at}

Conflict between Eurasian Cranes (*Grus grus*) and marsh terns (*Chlidonias* spp.) on a flooded meadow

The weather was rich in precipitation between May and June of 2010 in the region of Hortobágy. A total of 243 mm rain fell from May 1 to June 23 in the area of Nagyiván. The flooded Sároséri-főcsatorna spilled the meadows and pastures on the left side and covered more than 150 hectares with water. This excellent foraging site attracted a large amount of water birds and even a mixed colony of marsh terns consisting of three species established in the area of the so-called Rossz-ér.

I was watching the gathering birds on June 23rd in the area of Labodás, especially the foraging of eight overwintering Eurasian Cranes, which were walking around in the stands with *Eleocharis palustris* and *Alopecurus pratensis* to catch insects. Several individuals of the three species of marsh terns were nesting on their colony some 800 or 900 metres away, which birds were in continuous low height pursuit for food to return back periodically to the colony with the caught items. The population of Rossz-ér with 100 pairs of Whiskered Terns (*Chlidonias hybrida*), 40 pairs of Black Terns (*Chlidonias niger*) and 20 pairs of White-winged Terns (*Chlidonias leucopterus*) were hunting here together with further individuals, predominantly White-winged Terns of further colonies near Határ-fenek and Kerek-lapos. I noted that the marsh terns were especially attracted by the activity of the diligently foraging Cranes since they were flying over their head in loose groups and attempted “to fish in troubled waters” by catching the insects flushed by the wading of the large birds. Some of the cranes snapped at the terns nervously from time to time and out of the three marsh tern species the White-winged Terns responded to it with a vigorous attack. Up to 3-4 terns were hovering, screaming and initiating attacks over some of the nervously darting cranes. In certain moments all eight cranes were occupied by snapping at the terns flocking together to the clamour, moreover, since they did not manage to reach the attackers they started to hit one another. This peculiar altercation settled only after some fifteen minutes of fighting. Individuals of the other two marsh tern species attacked the cranes much less frequently and they did not repeat their swoops.

I observed commensalism of White-winged Terns with wading birds (at that time Eurasian Spoonbills, *Platalea leucorodia*) on a marsh meadow on June 13, 2006 the first time and at the same time and place I also noticed their aggressive behaviour towards Great Egrets (*Ardea alba*) (Kovács, 2006).

References

- Kovács, G. (2006): A 2006-os árvízi és belvízi árasztások hatása a Hortobágy déli és nyugati területeinek madárvilágára. *Aquila* **113**, p. 21–38.

Gábor Kovács

Carrion Crows (*Corvus corone cornix*) and Rooks (*Corvus frugilegus*) fishing from leaks

On February 10 of 2010 I was checking the area as a ranger on the back of the ice over the basin of the sodic pan of Büdös-szék near Szabadszállás. It caught my attention that a few crows were standing near the upsurges of the ground water on the ice, which was made slightly slushy by the rising water. When checking out the upsurges more thoroughly, I noted that several tracks of crows were visible in their surroundings and the crows were commuting between those upsurges with a distance of less than 10 metres, while no signs of their movement was visible in the snow at those parts of the pond where no melting occurred. I took a closer look at the upsurges and realised that in the centre of those upsurge-

es frequented by the crows small leaks with a diameter of maximum 10 centimetres were excavated by their beaks. Some of these leaks were already frozen but the thin ice and the footmarks both prove that they had been used recently by crows. When spending a little time at these leaks one could see fairy shrimp larvae (*Brachinecta* sp.) coming up close to the water surface at regular intervals. Most likely the crows were catching these larvae in this pauper, cold and snowy period of the winter. I was observing the behaviour of the crows from a distance by moving a bit back from the site. They flew to the leaks, waited there silently to capture something in the water from time to time. I saw eight Carrion Crows and one Rook during their leak fishing.

On Pipás-szék of Szabadszállás I also found the traces of leak fishing by crows on the 10th of February, but the leaks were frozen here so they must have used them on previous days. On February 11th, I concluded from the tracks on the ice of Zab-szék also that crows used to fish around the leaks here.

Both Carrion Crow and Rook are intelligent and highly capable of problem solving, which are further supported by their leak making and fishing activity observed. The spreading of this type of behaviour among local crows is a further evidence for their docility and their capability of learning foraging techniques from each other.

Csaba Pigniczki

Review article — Irodalmi áttekintés

The environmental background of type C avian botulism outbreaks in wetlands: a review

Gergely Babinszky¹, Gábor Csitári¹ & Márta E. Gulyás²

¹Group of Chemistry and Microbiology, Dept. of Plant Science and Biotechnology, University of Pannonia, Keszthely; ²Central Agricultural Office Food and Feed Safety Directorate

ABSTRACT — Botulism in waterfowl results from ingesting the neurotoxin formed by *Clostridium botulinum*, a strict anaerobic, spore-forming bacterium. The basic requirements for an outbreak include the presence of a toxigenic strain of *C. botulinum*, a suitable substrate and favourable environmental conditions such as temperature, pH, salinity, redox potential, etc. for bacterial growth and toxigenesis, vectors that transfer toxin from substrate to birds, and a population of susceptible birds. Since some of these factors are sometimes identical regarding the botulism outbreak and non-outbreak sites, and many wetlands with these optimal characteristics are not known as sites of botulism, other factors may also play a role in development of the outbreaks. This review summarizes the most important biotic and abiotic characteristics that may facilitate the occurrence of avian botulism epizootics in wetlands.

Key words: avian botulism, *Clostridium botulinum*, environmental conditions, waterfowl, wetland characteristics.

Correspondence: Gergely Babinszky, Group of Chemistry and Microbiology, Dept. of Plant Science and Biotechnology, University of Pannonia, Deák Ferenc u. 16, H-8360 Keszthely, Hungary

Introduction

Avian botulism is a neuro-paralytic disease caused mainly by the obligate anaerobic spore-forming bacteria, *Clostridium botulinum* type C.

Since it was first described in western USA and Canada in the early 1900s (Hobmaier, 1932), avian botulism became the most significant disease of wild waterfowl in total mortality. In North America, major avian losses were documented in three well-confinable areas: the deltas of the Great Salt Lake (Utah), the southern San Joaquin Valley (California) and the Elfros region of Saskatchewan in Canada (Rocke, 2006).

Until 2006, type C botulism was diagnosed in at least 28 countries all over the world and on every continent with the exception of Antarctica (Rocke, 2006).

Environmental factors

Many prerequisites for development of avian botulism in a particular area have been confirmed and debated so far. These experiences were gathered into three major concepts: the sludge-bed theory, the microenvironment theory, and the bird carcass theory (Marion et

al., 1983). The sludge-bed theory requires the occurrence of *C. botulinum* type C in the wetland for the occurrence of an outbreak (Haagsma *et al.*, 1972). In these cases, aquatic substrates containing *C. botulinum* spores serve as an incubator for germination and toxin production under favourable environmental conditions. This theory was criticized by Coburn (1940) and Hunter (1970).

The microenvironment theory (Bell *et al.*, 1955) claims that the digestive tract of invertebrate carcasses provides adequate sites for growth and toxin production by *C. botulinum* type C.

Contrary to the preceding two theories, the third theory does not require the presence of *C. botulinum* in a particular wetland habitat prior to an outbreak. If a bird with spores in its alimentary tract dies by any reason at a yet uncontaminated lake, type C organisms could multiply and produce toxin within the carcass. Since botulinum toxin is ineffective to invertebrates, fly larvae developing in these carcasses can concentrate large amounts of it—without any illness. The consumption of such larvae by other waterfowl can lead to avian botulism (Rosen, 1971; Smith *et al.*, 1975). Since the bird carcass theory may be considered a subset of the microenvironment theory (Wobeser, 1997b) often only the first two theories are referred to in the literature.

Water temperature, pH, salinity, redox potential and invertebrate biomass are thought to influence the occurrence of outbreaks, but regarding some factors there was no consistent difference between the outbreak and non-outbreak sites. Furthermore, many wetlands with these optimal characteristics are not known as avian botulism sites, and outbreaks often occur in deep, well-oxygenated lakes either in late winter or in early spring. Thus, additional factors (e.g. density of avian carcasses, blue-green algal blooms) may be involved in the initiation phase of outbreaks (Rocke & Samuel, 1999; Rocke *et al.*, 1999).

As Wobeser (1987) declared: 'no single set of environmental conditions that can be associated with all outbreaks of botulism', but he named five key factors: presence of spores, favourable environmental conditions for bacterial growth, infection of *C. botulinum* by specific bacteriophages, ingestion of the toxin by susceptible birds and spreading of bacteria and toxin by appropriate vectors. A more detailed characterisation of these factors can be read below.

Spores

Since Meyer & Dubovsky (1922) made their extensive survey of soil samples from various parts of the United States for several types of *C. botulinum* spores, the widespread distribution of these spores has been generally accepted.

Clostridium spores are highly resistant, and spores produced during epizootics can be expected to persist in marsh sediments for long periods of time or carried by birds colonizing new wetland habitats. Spores are 0.6–1.0 μm in width and 1.2–1.4 μm in length, oval-shaped and (sub)terminally situated (Segner & Schmidt, 1971). They are resistant to ionizing and ultraviolet radiation, alcohols, phenolic and quaternary ammonium compounds but relatively sensitive to hypochlorite, ethylene-oxide and formaldehyde (Smith, 1977). Presence of exosporium is type-specific: it can be present, absent—as in types C and D—or present with accompanying appendages (Stevenson & Vaughn, 1972).

Type C and D organisms are known to produce four toxic factors, C₁, C₂, C₃ and D (see below). C₂ and C₃ toxins, unlike the other botulinum toxins, are not neurotoxins, but C₂ has an enterotoxic and vascular permeability activity causing diarrhoea in avian botulism outbreaks (Ohishi & Sakaguchi, 1982; Kurazono *et al.*, 1987).

Although the ADP-ribosylating activity of C₃ toxin has been known for a long time, the exact role of this toxin type in avian botulism outbreaks is still unclear (Salyers & Whitt, 1994).

Nakamura *et al.* (1978) reported that C₂ toxin was produced only during sporulation and not during vegetative growth in type C strains producing no C₁ toxin. The higher the spore concentration, the higher the C₂ toxicity and when spore concentration was lower than 10⁴/ml, no C₂ toxicity was demonstrated.

The protein showing C₂ toxicity was extractable from the spore coats of *C. botulinum* type C. The C₂ toxin derived from the spore coats proved more heat-stable than that found in the culture's supernatant. The heat resistance of the toxin in spores might be due to the matrix of the spore wall (Yamakawa *et al.*, 1983).

Despite the differences in the techniques used by Haagsma (1973), Smith & Moryson (1975) and Wobeser *et al.* (1987), the ratio of positive samples for type C spores from known botulism areas to that from other wetlands was similar (ranged from 11:1 to 17:1). Results from other studies (see Table 1) suggest that, in general, 1–5% of mud samples from non-outbreak wetland sites may contain type C spores.

Wobeser *et al.* (1987) noticed that failing to demonstrate toxin in soil cultures does not assure that spores of *C. botulinum* are not present in a wetland.

Eight of the ten soil samples collected by Wobeser *et al.* (1987) from a marsh that had been dry for several years, and from another marsh that had not had a recognized outbreak of botulism for eleven years were toxin-positive, indicating a long residual effect after a botulism outbreak.

Because of the highly resistant spores, any wetland with a known history of the disease is probably very susceptible to repeated occurrences. Spores of *C. botulinum* can be carried in the gut or on the surface of birds and can easily contaminate the non-outbreak wetlands (Smith *et al.*, 1978).

Environmental conditions as promoters of bacterial growth

Air and water temperature

In many cases, strong correlation can be found between avian botulism outbreaks and long, dry summers or constantly higher temperature periods (Pullar, 1934; Blaker, 1967; Feiler & Köhler, 1977; Hälterlein & Heinze, 1983; Reichholf, 1983; Grill *et al.*, 1987; Haagsma, 1987; Niess, 1987). First cases are often occurring in a hot period, but further progression of the outbreak is not affected by lower air temperature—except for the outbreaks in late autumn (Feiler & Köhler, 1977; Hälterlein & Heinze, 1983; Reichholf, 1983; Grill *et al.*, 1987). Peak mortality is usually occurring during July through September (Westphal, 1991).

Location	Wetland type	Toxin-positive / examined samples	Reference
Austria	Saline	90 / 121*	Zechmeister et al. (2005)
Botswana	Freshwater	1 / 8	Smith (1982)
Czech Republic	Freshwater	1 / 4	Hubálek et al. (1984)
England			
London	Freshwater	12 / 69	Smith & Moryson (1975)
Norfolk Broads	Salinity not specified	23 / 45	Borland et al. (1977)
Many sites	Fresh and marine	14 / 379	Smith et al. (1982)
Mersey Estuary	Brackish	19 / 98	Smith et al. (1978)
France			
Camargue	Freshwater	0 / 44	Smith & Moryson (1977)
The Netherlands	Freshwater (botulism outbreak sites)	184 / 237	Haagsma (1987)
	Freshwater (non-outbreak sites)	6 / 141	Haagsma (1987)
Indonesia	Freshwater	1 / 50	Haq & Sukadi (1981)
	Marine	2 / 46	Haq & Sukadi (1981)
Ireland	Fresh and marine	0 / 55	Smith et al. (1978)
Japan	Freshwater	129 / 230	Serikawa et al. (1977)
River Nakagawa	'Sludge'	42 / 108	Itoh et al. (1978)
Mauritius	Freshwater	5 / 17	Smith (1982)
Nigeria	Freshwater	5 / 18	Smith (1982)
Scotland			
Edinburgh	Freshwater	0 / 7	Smith & Moryson (1975)
Many sites	Fresh and marine	2 / 77	Smith et al. (1978)
The United States			
N. Dakota, California	Salinity not specified (botulism outbreak sites)	13 / 12*	Williamson et al. (1999)
N. Dakota, California	Salinity not specified (non-outbreak sites)	5 / 4*	Williamson et al. (1999)
Florida	Phosphate-mine settling ponds	26 / 467	Marion et al. (1983)
Wales	Fresh and marine	2 / 43	Smith et al. (1978)

Table 1. Occurrence of *Clostridium botulinum* type C in wetland soils. (Modified after Wobeser et al. 1987); *Demonstration of type C toxin gene

1. táblázat. *Clostridium botulinum* C típusának előfordulása vizes területek talajában (Wobeser et al. 1987 után, módosítva); * C típusú toxin génje kimutatva

Soos & Wobeser (2006) found that 'avian carcasses are 22.7 times more likely to develop toxin-laden maggots at mean daily water temperatures $\geq 20^{\circ}\text{C}$ than at temperatures $< 20^{\circ}\text{C}$. With increasing water temperature, carcasses developed maggots significantly more rapidly and were available for a shorter time period'. In the light of these findings, outbreaks occurring on late autumn or early spring can be quite puzzling because of the (seemingly) unfavourable environmental conditions. 'Overwintering' of the toxin could be a good explanation: Hubálek & Halouzka (1988) found that the time required for the 99% (hundred-fold) reduction of toxicity was 6 months at $+5^{\circ}\text{C}$ and more than 5 years at -20°C . Graham et al. (1978) demonstrated experimentally that the type C botulinum toxin (initial concentration: 10^5 mouse lethal doses (MLD)/ml) might well be stable over 344 days—including a whole winter period—in semi-natural circumstances.

Beside toxic avian carcasses, scavenging invertebrates e.g. calliphorid larvae (*Lucilia sericata*, *Calliphora vomitoria*, *Fannia canicularis*, *Phaenicia sericata*, *Lucilia illustris*),

leeches, sow-bugs and ptycopterid larvae (e.g. *Asellus aquaticus*) are also playing a role in outbreaks in early spring as winter reservoirs of type C botulinum toxin.

Lucilia sericata and *Calliphora vomitoria* are able to overwinter as diapaused prepupal larvae under appropriate conditions at temperatures above -9°C to -11°C . When the carrion is situated in water, a majority of the larvae will sink to the bottom and die. Hubálek & Halouzka (1991) found that toxin-bearing larvae in the mud remained largely intact (though dead) over 131 days in winter. About 10 of these toxic larvae (or pupae) would be sufficient to kill a duck when ingested from the bottom in spring.

Foraging behaviour seems to confirm these findings: while filter feeding and dabbling waterfowl, such as Mallard (*Anas platyrhynchos*), Green-winged Teal (*Anas carolinensis*), Pintail (*Anas acuta*) and Northern Shoveler (*Anas clypeata*) were affected most commonly in autumn, only diving ducks e.g. Lesser Scaup (*Aythya affinis*) and Tufted Duck (*Aythya fuligula*) were found to be involved in spring outbreaks (Wobeser et al., 1983; Hubálek & Halouzka, 1991).

The widely accepted theory that toxin-bearing maggots become non-toxic at the time of pupation was disproved by Hubálek & Halouzka (1991) in the course of an outbreak in 1988–89.

Heat pollution of the water by nuclear power plants or other sources can also lead to avian botulism outbreaks during colder periods (Köhler et al., 1977; Haagsma, 1987). Since these territories are free of ice even in winter-time, sometimes hundreds or thousands of birds can gather at a single site.

Organic matter content

Theory of Bell et al. (1955) as decaying vegetation appears to be poor substrate for vegetative growth and toxigenesis of *C. botulinum* type C is debated by Rocke & Bollinger (2007). Vertebrate carcasses are also important (Smith & Turner, 1989) as they provide a large amount of substrate, a self-contained anaerobic microenvironment, and the high temperatures optimal for growth and toxin production (Wobeser & Galmut, 1984) (see below).

Avian botulism outbreak sites with higher than average organic matter content were reported in many studies (Köhler et al., 1977; Bartha & Sztojkov, 1978; Rocke & Samuel, 1999). Large amount of organic matter could derive from fish kills or bird die-offs (Ball et al., 1998), floods (Bartha & Sztojkov, 1978) and human activities such as inadequate sewage management (Westphal, 1991) or water regulation (Sandler et al., 1993; Rocke et al., 1999).

Redox potential, pH, salinity (conductivity), dissolved oxygen

Although, in general, optimal pH for bacterial growth is neutral or slightly alkaline, Segner et al. (1971) found that terrestrial strains of *C. botulinum* of type C could grow even at a pH of 5.62.

The lowest pH measured by Wobeser et al. (1987) was 6.0, which was found in six wetlands; and samples taken from four out of those produced type C toxin together with a sample with pH 9.0.

C. botulinum type C toxin is stable at a wide range of pH values, and only the pH lower than 2.5 or higher than 10.0 can inactivate the toxin rapidly, after a 16-hour exposure at 28°C (Halouzka & Hubálek, 1992).

Rocke & Samuel (1999) compared 32 outbreak and non-outbreak sites and found that the most important water characteristic was the pH feature, but its effect was strongly influenced by the water temperature and redox potential. In general, the risk of botulism outbreaks increased when the pH was between 7.5 and 9.0, the redox potential was negative, and water temperature was above 20°C. Risk declined in wetlands with a pH under 7.5 or over 9.0, when redox potential was positive (over +100 mV), water temperature was lower (10–15°C) and salinity was lower than 2.0 ppt (parts per trillion), approximately 3100 µS/cm.

Despite this, avian botulism outbreaks can occur in wetland habitats being more saline than in average (Grüll *et al.*, 1987; Zechmeister *et al.*, 2005). Moreover, many strains of *C. botulinum* type C were isolated from marine sediment.

Terrestrial and marine strains of *C. botulinum* type C isolated by Segner *et al.* (1971) showed 2% (3130 µS/cm) and 2.5% (3910 µS/cm) sodium chloride tolerance, respectively.

Wobeser *et al.* (1987) found that wetlands from which one or more samples produced toxin were more saline (mean conductivity = 3463 ± 4108 µS/cm) than those from which no samples produced toxin (mean conductivity 1799 ± 1280 µS/cm), but this difference was not significant. The average conductivity in July, 1985 of 14 avian botulism outbreak sites was 2670 µS/cm (range 750–5500 µS/cm). Observations on Neusiedler See, Austria showed highly variable conductivity values ranged between 2000 and 39000 µS/cm in high risk (HR) years while only 1000 to 20700 µS/cm in low risk (LR) years (Farnleitner *et al.*, 2003; Zechmeister *et al.*, 2006).

Shaw (1929) discovered elevated plasma chloride levels in ducks suffering from botulism. Cooch (1964) suggested that birds drinking saline water may die of a sub-lethal dose of botulinum toxin because of inadequate functioning of the salt gland, the organ responsible for the osmoregulation of plasma. Wobeser (1988) found this theory logical 'as the avian salt gland is stimulated by the release of acetylcholine (Hokin & Hokin, 1959) and botulinum toxin is thought to act presynaptically by preventing the release of this neurotransmitter (Simpson 1984)'. In accordance with these findings, Wobeser (1988) provided water from natural saline, avian botulism wetlands or fresh water as drinking water for some 2-week old Mallard ducklings for 1 or 2 weeks prior to and after receiving material containing *C. botulinum* type C toxin. As he mentioned: 'although relatively little additive or synergistic interaction was found between severity of symptoms and salinity, botulinum toxin might interfere with salt gland function as suggested by Cooch (1964)'.

Because of the obligate anaerobic characteristic of *C. botulinum*, it can be expected that the lower redox potential is facilitating the bacterial multiplication considerably. According to experiments of Smoot & Pierson (1979) redox potential can not affect the growth of *C. botulinum* alone, only with other factors e.g. salinity and pH. 'The association between botulism outbreaks and redox potential may possibly be indirect and due to the competitive or even synergistic effects of other wetland microbes' (Rocke *et al.*, 1999).

C. botulinum needs nutrient-rich environment with low levels of dissolved oxygen to grow, and those features are very characteristic of eutrophic wetlands. In the light of these

facts, it is not surprising that eutrophication is correlating with a higher probability of avian botulism outbreaks in Central Europe (Westphal, 1991). Although Keymer *et al.* (1972) and Marion *et al.* (1983) found adequate dissolved oxygen levels on botulism outbreak sites, in these cases, avian losses can be explained by the microenvironment theory.

Invertebrate biomass

Rocke *et al.* (1999) found that the average biomass of invertebrates was higher in outbreak intervals than either in non-outbreak intervals or non-outbreak wetlands. Hence, invertebrates may play a role in initiating botulism outbreaks by providing a means of toxin transfer. Farnleitner *et al.* (2003) reported significant differences in the abundance of macrozoobenthos between HR and LR periods although more toxigenic samples were found in LR than in HR years (Zechmeister *et al.*, 2006). 90% of the species investigated by the authors belonged to the families Chironomidae and Ceratopogonidae while the remaining 10% could be classified to Oligochaeta, Trichoptera and Bryozoa species.

Earlier, two researchers (Jensen & Allen, 1960) presented empirical evidence suggesting that botulism outbreaks coincided with a sharp decline of the predominant benthic invertebrates following a population peak, presumably in response to the decreasing oxygen. Rocke *et al.* (1999) postulated that dead invertebrates provided substrate that facilitated bacterial growth and production of botulinum toxin.

Inhibitory organisms

The initial colonization of *C. botulinum* type C in a wetland and its subsequent population dynamics might be influenced by the presence of inhibitory organisms (Moulton *et al.*, 1976). Graham (1978) added *C. botulinum* type C to 105 mud samples and failed to re-isolate the bacteria in more than 50% of the samples following a 28-day incubation. From these—apparently inhibitory—samples he isolated several *Bacillus* spp. that produced peptide antibodies active *in vitro* against *C. botulinum* type C. Bacteria with inhibitory activity against *C. botulinum* type C were isolated from 32% of 1600 sediment samples collected from 10 marshes in a northern Californian wetland (Sandler *et al.*, 1998). Aerobic bacteria were isolated at an average from 12% (7–18%) of the samples collected in each marsh while anaerobic/facultative inhibitors from an average of 23% (19–33%). Isolated bacteria with inhibitory activity included *Bacillus licheniformis*, *B. macerans/polymyxa*, *B. mycoides/cereus*, an actinomycete, several *Streptococcus* spp., and several *Clostridium* spp. However, the authors did not find evidence to support the hypothesis that growth-inhibiting bacteria in wetland sediments significantly influenced populations of *C. botulinum* type C.

Bacteriophages

The current nomenclature for *C. botulinum* recognises four physiological groups (Table 2). This is mostly based on the ability of the organism to digest complex proteins (Holdeman & Brooks, 1970; Smith, L. D. S. & Hobbs, 1974). Although phages have been identified in groups I, II and III of *C. botulinum*, they have been associated with toxigenicity only

Properties	Phenotypic groups			
	I.	II.	III.	IV.
Toxin types	A, B, F	B, E, F	C, D	G
Proteolysis	+	-	- *	+
Saccharolysis	+	+	+	-
Gelatine hydrolysis	+	+	+	+
Main metabolites **	A, P, B, iB, iV	A, B	A, P, B	A, B, iB, iV
Toxin gene	chromosome	chromosome	bacteriophage	plasmid
Close relatives	<i>C. sporogenes</i> , <i>C. putrificum</i>	<i>C. butyricum</i> , <i>C. beijerinickii</i>	<i>C. haemolyticum</i> , <i>C. novyi</i> type A	<i>C. subterminale</i> , <i>C. haemolyticum</i>

* some strains show weak proteolysis

** A: acetic acid, P: propionic acid, B: butyric acid, iB: isobutyric acid, iV: isovaleric acid

Table 2. Phenotypic groups of *Clostridium botulinum* (after Holdeman & Brooks, 1970; Smith, L. D. S. & Hobbs, 1974)

2. táblázat. A *Clostridium botulinum* csoportjai fenotípusuk szerint (Holdeman & Brooks, 1970 és Smith, L. D. S. & Hobbs, 1974 után)

in group III (type C and D) bacteria (Eklund *et al.*, 1989; Sunagawa and Inoue, 1992). Production of neurotoxins by *C. botulinum* type C and D is governed by the presence of specific converting bacteriophages (Inoue & Iida, 1970; Eklund *et al.*, 1971; Inoue & Iida, 1971; Eklund *et al.*, 1972).

Since the host-phage relationship is unstable and phage loss may occur most likely, these converting phages are thought to be pseudolysogenic. Although the phage loss is taking place with a loss of toxigenicity, it also increases the sensitivity of reinfection (Hunter & Poxton, 2002).

Loss of toxigenicity, in the absence of converting phage, is a stable and permanent state (Hunter & Poxton, 2002). Phage loss can be easily attained by ultraviolet irradiation, acridine orange and phage-specific antiserum treatment. Hunter & Poxton (2002) claimed: 'non-toxicogenic clostridia resembling *C. botulinum* have frequently been isolated from the environment and toxicogenic cultures can become non-toxicogenic in the laboratory. This suggests that the phage is not stably integrated into the host chromosome'.

Interestingly, *C. botulinum* types C and D have been shown to be interconvertible. It has been proposed that interconversion between type C and D strains could occur in nature due to the pseudolysogenic state: non-toxicogenic strains could be converted to type C or D by different converting phages (Eklund & Poysky, 1974; Hunter & Poxton, 2002). Therefore type C and D strains could produce the following toxin types: C₁, C₂, C₃ and D (Salysers & Whitt, 1994).

The molecular background of interconversion was observed by Moriishi *et al.* (1996a, 1996b) while the genome sequence of *C. botulinum* type C neurotoxin-converting phage and the molecular mechanisms of pseudolysogeny was studied by Sakaguchi *et al.* (2005). Takeda *et al.* (2005) analyzing *C. botulinum* isolates from avian botulism outbreaks found that the neurotoxin gene comprised two thirds of type C and one third of type D, forming a

mosaic structure. Hauser *et al.* (1993) proved that the gene responsible for C3 toxin production can be found in *C. botulinum* type C as well as type D phages.

Since lysogeny is a prerequisite for toxin production and alteration of the environmental conditions may profoundly influence the probability of lysis in (pseudo)lysogenic bacteria, environmental needs of bacteriophages like temperature, sodium chloride concentration, pH, etc. may also influence the occurrence and severity of avian botulism outbreaks (Hariharan & Mitchell, 1976).

Ingestion of the toxin

Filter feeders (e.g. Northern Shoveler) and dabbling ducks (e.g. Mallard) can easily up-take invertebrates and other kinds of organic matter that may contain sufficient levels of toxin to cause botulism. Hubálek & Halouzka (1991) measured 8 LD₅₀/ml type C toxin in a water sample collected at a distance of 1 m from a dead swan. However, other samples (water, mud and invertebrates) derived from 5 to 30 m from the avian carcasses were free of detectable level of toxin.

The major sources of toxin are maggots and other invertebrates that are not susceptible themselves, but can concentrate large amounts of toxin and thus initiate a carcass-maggot cycle and late autumn–early spring outbreaks (see above).

Spreading of bacteria and toxin

Duncan & Jensen (1976) found as high as 400 000 MLD/g toxin levels in maggots collected from avian carcasses. Consuming only one of these maggots can be fatal in the light of the 50% lethal dose for type C botulinum toxin in waterfowl (36 000–43 000 MLD/kg of body weight; Rocke *et al.*, 2000). 'Although most waterfowl will not directly consume a vertebrate carcass, many would ingest maggots that fall off. In this way, botulism outbreaks in waterfowl often become self-perpetuating. This has become known as the carcass-maggot cycle of botulism, and it is thought that toxic maggots have the greatest potential to cause massive die-offs of birds' (Wobeser 1997a).

Although many factors influence the carcass-maggot cycle, including numerous environmental conditions such as the temperature and wind speed, the most significant one is the density of toxigenic carcasses (Reed & Rocke, 1992; Wobeser *et al.*, 1997; Farnleitner *et al.*, 2003). Duncan & Jensen (1976) found toxic maggots in 85–90% of maggot-infested carcasses, while Reed & Rocke (1992) reported values ranging from 29% to 69%. 'Although not every carcass will become maggot-infested or produce toxic maggots, factors that reduce the availability of toxic carcasses in wetlands, such as the presence of scavenging predators and carcass pick-up, may lower the risk of waterbird exposure to botulinum toxin' (Rocke, 2006).

Spores can also be found in the tissues of most wetland inhabitants, including aquatic insects, mollusks and crustacea, and many vertebrates, including birds and fish (Reed & Rocke, 1992). In a 3-year study Nol *et al.* (2004) found that 1–9% of the observed tilapia (*Oreochromis mossambicus*) population was positive for *C. botulinum* type C toxin gene in the Salton Sea, California, a wetland in which avian botulism is enzootic.

Smith & Turner (1989) incubating the same amount of *C. botulinum* type C spores in mouse, bird and fish carcasses found the highest toxin titers in mouse carrions preceding avian and piscine carcasses. However, the authors proved that piscine carrions were able to provide adequate reservoir for the causative agent of avian botulism.

Other factors

So far many studies have investigated the relationship between blue-green algal blooms and avian botulism epizootics. Massive blooms of cyanobacteria (*Anabaena*, *Aphanizomenon* and *Microcystis* spp.) were reported many times during avian botulism outbreaks that occurred on Lake Erie and Lake Huron (Brittain *et al.*, 2000). Keymer *et al.* (1972) reported the presence of the blue alga *Oscillatoria agardhii* during an avian botulism outbreak in London. Although the algal toxin isolated by the authors was not toxic to birds, its toxicity to mice had been proved. Köhler *et al.* (1977) also marked blue algae-contaminated river bays as sites of an outbreak occurred near Berlin in 1975. Massive algal blooms were also observed during the outbreak in 2001 at lake Neusiedl, Austria (Farnleitner *et al.*, 2003).

Although the connection between avian botulism outbreaks and toxic cyanobacteria has not been proved yet, microcystin-producing cyanobacteria may sensitise the birds to avian botulism (Murphy *et al.*, 2000).

Waterfowl density in a particular wetland can also affect the expansion and severity of avian botulism outbreaks. According to Wobeser (1997a) avian botulism could be considered as a contagious disease, 'if contagion is defined as 'the communication of disease from body to body by contact direct or mediate' (Simpson & Weiner, 1989). The reproductive rate (R) of an infectious disease has been described as the 'average number of secondary infections attributable to a single infectious case introduced into a fully susceptible population' (Fine *et al.*, 1982). Wobeser (1997a) defined R for botulism 'as the average number of secondary intoxications attributable to a single carcass introduced into a marsh', i.e. M_2/M_1 where M_2 is the number of animals dying of secondary poisoning originating from M_1 , and M_1 is the number of animals dying in a marsh for any reason during a particular period. Further, $M_2 = M_1(P_s)(P_m)(\beta)$ where P_s is the proportion of carcasses that contain spores of toxigenic *Clostridium botulinum*, while P_m is the proportion of carcasses that become infested with maggots and persist until toxin-laden maggots emerge'.

β is an intoxication coefficient that could influence R and consists of two components: the first (C) represents the frequency of contact occurring between live birds and toxic material, and the second (P_i) is the proportion of such contacts that are ending in intoxication, meaning the proportion of birds that ingest sufficient toxic maggots to cause death. The intoxication coefficient is similar to the transmission coefficient (Anderson, 1982) used for infectious diseases.

The intoxication coefficient (β) is complex and any factor increasing the contact between live birds and carcasses could increase the likelihood of contagion. Therefore, increased density of live birds, carcasses containing maggots, or both, in a marsh would increase C and, hence, β .

Based on the research of Soos & Wobeser (2006) botulism outbreaks can be described as featuring an initiation phase during which the toxin produced within unknown substrate

becomes accessible to birds, and featuring a propagation phase during which the carcasses of birds killed by botulism become the substrate for producing the additional toxin that reaches the healthy birds via the carcass-maggot cycle (Ball *et al.*, 1998).

Management and control of avian botulism

The technique applied most widely to manage avian botulism consisted of collecting and disposing of these carcasses during the propagation phase of the outbreaks. According to the recommendations of Soos & Wobeser (2006), the removal of carcasses might be more successful if it is performed during the initiation phase of the outbreaks when the carcass density and mortality are lower. When the botulism outbreaks reach the propagation phase, mortality is likely to exceed the rate at which the carcasses can be collected. Therefore, early surveillance is crucial in avoiding avian botulism outbreaks with monitoring blow-fly density and activity as well as locating areas with high numbers of carcasses. Such areas can be nesting sites of colonial species or islands 'which attractive to birds as resting places and might concentrate birds where toxic maggots are plentiful because of reduced scavenging' (Wobeser, 1997a). As it was mentioned by Soos & Wobeser (2006), these strategies also might focus on preventing birds from nesting in high numbers, or on reducing the hatching rate in species that generate high juvenile carcass densities.

Hungarian aspects – in a nutshell

In 1959, the first avian botulism case in Hungary (Fehér-tó nature reserve) documented by Lehoczkiné was followed by others from the 1960s. At that time, diseases mainly occurred among domestic ducks kept on fish ponds, affecting thousands of birds and causing major economic losses.

Bartha & Sztojkov (1978) reported the first Hungarian type C outbreaks confirmed by a toxin neutralisation test. These cases were occurred on Péteri-tó and on a hunting lake near Lake Balaton in 1977–78. On the area of Kis-Balaton, a part of the Balaton-felvidék National Park, avian botulism had been also known for decades (Table 3).

All of the Hungarian outbreaks can be described with the same key factors such as shallow, stagnant water with low dissolved oxygen level, high organic matter content derived from decaying vegetation and relatively high waterfowl density (see also Bartha & Sztojkov, 1978 and Horváth *et al.*, 1994).

Babinszky *et al.* (2008) examined the relationship between some water-quality parameters—water temperature, pH, conductivity, water-soluble oxygen (WSO) and organic matter content (chemical oxygen demand, COD)—and avian botulism cases on high and low avian botulism risk (HR and LR) areas of Lake Kis-Balaton in HR and LR years. In some cases, significant ($P < 0.05$) differences were found in water temperature, pH, WSO and COD values between HR and LR sites and years. However, the authors also found optimal characteristics in LR years just like suboptimal values in HR years. Thus, complexity of the epizootiology of avian botulism was confirmed by these results as well.

Year	Losses (individuals)
1977	ca. 7000
1978	ca. 50
1988	499
1993	1001
1994	84
1995	301
1996	48
2006*	>150

Table 3. Documented outbreaks of botulism and the amount of avian losses in the area of Lake Kis-Balaton (data provided by Balaton-felvidék National Park Directorate; * further carcasses were discovered later on a ca. 150 m long dam)

3. táblázat. A botulizmus dokumenteált esetei és a madárellulások száma a Kis-balaton területén (adatok a Balaton-felvidéki nemzeti Park Igazgatóság szívésségéből; * később további madártetemek kerültek elő egy kb. 150 m hosszú gátról)

Conclusions

Although avian botulism cases have been documented for over a century, the whole ecological background of the disease is still unclear. Because of the complexity of the environmental factors that may facilitate bacterial growth and toxin production, botulism epizootics are not always predictable. Moreover, avian losses were documented even under suboptimal conditions e.g. in late autumn or early spring, and environmental characteristics of outbreak and non-outbreak wetland sites are not differing in many cases. Despite these facts, some factors can be associated with the majority of outbreaks such as the presence of spores and specific bacteriophages, favourable environmental conditions for bacterial growth (temperature, pH, salinity, redox potential, dissolved oxygen, organic matter content etc.), ingestion of the toxin by susceptible birds and spreading of bacteria and toxin by appropriate vectors.

Since other elements e.g. microorganisms with inhibitory activity, blue-green algal blooms, avian and carcass density and other–still unknown–factors could also affect the occurrence of avian botulism epizootics in a particular wetland site, further research may contribute to a better understanding of this complex phenomenon.

Since the significance of these characteristics might have been different between each wetland site, examination of those and the interactions between them (Babinszky *et al.*, 2008) could encourage a more effective way of prevention.

Acknowledgments

The authors wish to thank *Dr Vladov Sztojkov, Máté Magyar, Mrs. Szilvia Babinszky and Zoltán Terdik* in writing of the manuscript.

References

- Anderson, H. M. (1982): Transmission dynamics and control of infectious disease agents. In: Population biology of infectious diseases (R. M. Anderson and R. M. May, eds.). Springer-Verlag, Berlin, p. 149–176.
- Babinszky, G., Csitári, G. & Józsa, S. (2008): Observations on environmental factors in connection with avian botulism outbreaks in a Hungarian wetland habitat. *Acta Microbiologica et Immunologica Hungarica* **55**, p. 455–464.
- Ball, G. T., Bollinger, M., Conly, B., MacFarlane, B., Murkin, H., Murphy, T., Pybus, M. J., Rocke, T., Samuel, M., Sharp, D. & Wobeser, G. (1998): Report to the Prairie Habitat Joint Venture by the working group on avian botulism. Canadian Cooperative Wildlife Health Centre, Saskatoon, p. 1–31.
- Bartha, T. & Sztojkov, V. (1978): Botulizmus járványos előfordulása víziszármvasoknál. *Egészségtudomány* **22**, p. 405–415.
- Bell, J. F., Sciple, G. W. & Hubert, A. A. (1955): A microenvironment concept of the epizootology of avian botulism. *Journal of Wildlife Management* **19**, p. 352–357.
- Blaker, D. (1967): An outbreak of botulinus poisoning among waterbirds. *Ostrich* **38**, p. 144–147.
- Borland, E. D., Moryson, C. J. & Smith, G. R. (1977): Avian botulism and the high prevalence of *Clostridium botulinum* in the Norfolk Broads. *Veterinary Record* **100**, p. 106–109.
- Brittain, S. M., Wang, J., Babcock-Jackson, L., Carmichael, W. W., Rinehart, K. L. & Culver, D. A. (2000): Isolation and characterisation of microcystins, cyclic heptapeptide hepatotoxins from a Lake Erie strain of *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Great Lakes Research* **26**, p. 241–249.
- Coburn, D. R. (1940): Some important relationships between aquatic plants and the cause of 'western duck sickness.' Patuxent Wildlife Research Center (looseleaf) **11**.
- Cooch, F. G. (1964): A preliminary study of the survival value of a functional salt gland in prairie Anatidae. *Auk* **81**, p. 380–393.
- Duncan, R. M. & Jensen, W. I. (1976): A relationship between avian carcasses and living invertebrates in the epizootology of avian botulism. *Journal of Wildlife Diseases* **12**, p. 116–126.
- Eklund, M. W., Poysky, F. T. & Habig, W. H. (1989): Bacteriophages and plasmids of *Clostridium botulinum* and *Clostridium tetani* and their relationship to production of toxins. In Simpson, L. L. (ed.): Botulinum neurotoxin and tetanus toxin. Academic Press, London, p. 25–51.
- Eklund, M. W., Poysky, F. T., Reed, S. M. & Smith, C. A. (1971): Bacteriophage and the toxigenicity of *Clostridium botulinum* type C. *Science* **172**, p. 480–482.
- Eklund, M. W., Poysky, F. T. & Reed, S. M. (1972): Bacteriophage and the toxigenicity of *Clostridium botulinum* type D. *Nature: New Biology* **235**, p. 16–17.
- Eklund, M. W. & Poysky, F. T. (1974): Interconversion of Type C and D strains of *Clostridium botulinum* by specific bacteriophages. *Applied Microbiology* **27**, p. 251–258.
- Farnleitner, A. H., Zechmeister, T. C. & Kirschner, A. K. T. (2003): Vorkommen und Abschätzung des Botulinum-Neurotoxin-Giftbildungspotenzials und dessen Zuordnung zu ökologischen Parametern in den Lacken des Nationalparks Neuseidler See – Seewinkel. *BFB-Bericht* **91**, p. 4–45.
- Feiler, M. & Köhler, B. (1977): Massensterben von Wasservögeln durch Botulismus auf der Potsdamer Havel im Sommer 1975. *Der Falke* **24**, p. 226–240.
- Fine, P. E. M., Aron, J. L., Bercer, J., Bradley, D. J., Burger, H. J., Knox, E. G., Seeliger, H. P. R., Smith, C. E. G., Ulm K. W., & Yekutieli, P. (1982): Control of infectious diseases. In Anderson, R. M. & May, R. M. (eds.): Population biology of infectious diseases. Springer, Berlin, p. 121–148.
- Graham, J. M. (1978): Inhibition of *Clostridium botulinum* type C by bacteria isolated from mud. *Journal of Applied Bacteriology* **45**, p. 205–211.
- Graham, J. M., Smith, G. R., Borland, E. D. & MacDonald, J. W. (1978): Avian botulism in winter

- and spring and the stability of *Clostridium botulinum* type C toxin. *Veterinary Record* **102**, p. 40–41.
- Grüll, A., Rauer, G. & Sagmeister, H. (1987): Ökologische Untersuchungen am Wasservogel-Botulismus im Seewinkel (Neusiedlerseegebiet). Arbeitsgemeinschaft Gesamtkonzept Neusiedler See – Forschungsprojekt BC 7a 'Botulismus' – Endbericht 1984–1986.
- Haagsma, J. (1973): Die etiologie en epidemiologie van botulismus bij watervogels in Nederland. Proefschrift; Facultie der Diergeneeskunde, Rijksuniversiteit, Utrecht, 205. p.
- Haagsma, J. (1987): Avian botulism in the Netherlands. In Eklund, M. W. & Dovell, V. R. Jr. (eds.): Avian botulism: an international perspective. Thomas, Springfield, p. 153–165.
- Haagsma, J., Over, H. J., Smith, T. & Hoekstra, J. (1972): Botulism in waterfowl in the Netherlands in 1970. *Netherlands Journal of Veterinary Science* **5**, p. 12–33.
- Halouzka, J. & Hubálek, Z. (1992): Effect of pH on the stability of type C toxin of *Clostridium botulinum*. *Folia Microbiologica* **37**, p. 157–158.
- Haq, I. & Sukadi, F. (1981): Incidence of *Clostridium botulinum* in coastal and inland areas of west Java. *Japanese Journal of Medical Science and Biology* **34**, p. 231–235.
- Harihara, H., & Mitchell, W. R. (1976): Observations on bacteriophages of *Clostridium botulinum* type C isolates from different sources and the role of certain phages in toxigenicity. *Applied and Environmental Microbiology* **32**, p. 145–158.
- Hauser, D., Gibert, M., Eklund, M. W., Boquet, P. & Popoff, M. R. (1993): Comparative analysis of C3 and botulin neurotoxin genes and their environment in *Clostridium botulinum* types C and D. *Journal of Bacteriology* **175**, p. 7260–7268.
- Hälterlein, B. & Heinze, G. (1983): Massensterben von Vögeln durch Botulismus. *Berichte der Deutschen Sektion des Internationalen Rates für Vogelschutz* **23**, p. 131–158.
- Hobmaier, M. (1932): Conditions and control of botulism (duck disease) in waterfowl. *California Fish and Game* **18**, p. 5–21.
- Hokin, L. E. & Hokin, M. R. (1959): Evidence for phosphaditic acid as the sodium carrier. *Nature* **184** (Suppl **14**), p. 1068–1069.
- Holdeman, L. V. & Brooks, J. B. (1970): Variation among strains of *Clostridium botulinum* and related clostridia. Protocols of the first U.S.–Japan conference on Toxic Microorganisms, p. 278–286.
- Horváth, J., Lelkes, A., Futó, E. & Lakatos, J. (1994): Botulizmus okozta madárpusztulások a Kis-Balatonon. *Aquila* **101**, p. 201–204, 225–226.
- Hubálek, Z. & Halouzka, J. (1988): Thermal sensitivity of *Clostridium botulinum* type C toxin. *Epidemiology and Infection* **101**, p. 321–325.
- Hubálek, Z. & Halouzka, J. (1991): Persistence of *Clostridium botulinum* type C toxin in blow fly (*Calliphoridae*) larvae as a possible cause of avian botulism in spring. *Journal of Wildlife Diseases* **27**, p. 81–85.
- Hubálek, Z., Hudec, K., Neubauer, M. & Pellantova, J. (1984): Botulism in waterbirds on the Stary pond near Pohorelice (Breclav district). *Veterinarni Medicina* **29**, p. 747–752.
- Hunter, B. F. (1970): Ecology of waterfowl botulism toxin production. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* **35**, p. 64–72.
- Hunter, L. C. & Poxton, I. R. (2002): *Clostridium botulinum* types C and D and the closely related *Clostridium novyi*. *Reviews in Medical Microbiology* **13**, p. 75–90.
- Inoue, K. & Iida, H. (1970): Conversion to toxigenicity in *Clostridium botulinum* type C. *Japanese Journal of Microbiology* **14**, p. 87–89.
- Inoue, K. & Iida, H. (1971): Phage conversion of toxigenicity on *Clostridium botulinum* types C and D. *Japanese Journal of Medical Science and Biology* **24**, p. 53–56.
- Itoh, T., Saito, K., Inaba, M. & Sakai, S. (1978): Demonstration of type C *Clostridium botulinum* from sludges and fresh-water fish in the River Nakagawa in Tokyo. *Annual Report of the Tokyo Metropolitan Research Laboratory for Public Health* **29**, p. 13–18.
- Jensen, W. I. & Allen, J. P. (1960): A possible relationship between aquatic invertebrates and avian

- botulism. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference*, p. 171–180.
- Keymer, I. F., Smith, G. R., Roberts, T. A., Heaney, S. I. & Hibberd, D. J. (1972): Botulism as a factor in waterfowl mortality at St. James's Park, London. *Veterinary Record* **90**, p. 111–114.
- Köhler, B., Feiler, M., Friedrichs, F. & Böttcher, E. (1977): Ausbruch von Botulismus bei Wasservögeln. *Monatshefte für Veterinärmedizin* **5**, p. 178–182.
- Kurazono, H., Hosokawa, M., Matsuda, H. & Sakaguchi, G. (1987): Fluid accumulation in the ligated intestinal loop and histopathological changes of the intestinal mucosa caused by *Clostridium botulinum* C₂ toxin in the Pheasant and chicken. *Research in Veterinary Science* **42**, p. 349–353.
- Marion, W. R., O'Meara, T. E., Riddle, G. D. & Berkhoff, H. A. (1983): Prevalence of *Clostridium botulinum* type C in substrates of phosphate-mine settling ponds and implications for epizootics of avian botulism. *Journal of Wildlife Diseases* **19**, p. 302–307.
- Meyer, K. F. & Dubovsky, B. J. (1922): The distribution of the spores of *B. botulinus* in the United States. *Journal of Infectious Diseases* **31**, p. 559–594.
- Moriishi, K., Koura, M., Fujii, N., Fujinaga, Y., Inoue, K., Syuto, B. & Oguma, K. (1996a): Molecular cloning of the gene encoding the mosaic neurotoxin, composed of parts of botulinum neurotoxin types C1 and D, and PCR detection of this gene from *Clostridium botulinum* type C organisms. *Applied and Environmental Microbiology* **62**, p. 662–667.
- Moriishi, K., Koura, M., Abe, N., Fujii, N., Fujinaga, Y., Inoue, K. & Oguma, K. (1996b): Mosaic structures of neurotoxins produced from *Clostridium botulinum* types C and D organisms. *Biochimica et Biophysica Acta* **1307**, p. 123–126.
- Moulton, D. W., Jensen, W. I. & Low, J. B. (1976): Avian botulism epizootiology on sewage oxidation ponds in Utah. *Journal of Wildlife Management* **40**, p. 735–742.
- Murphy, T., Lawson, A., Nalewajko, C., Murkin, H., Ross, L., Oguma, K. & McIntyre, T. (2000): Algal toxins—initiators of avian botulism? *Environmental Toxicology* **15**, p. 558–567.
- Nakamura, S., Serikawa, T., Yamakawa, K., Nishida, S., Kozaki, S. & Sakaguchi, G. (1978): Sporulation and C₂ toxin production by *Clostridium botulinum* type C strains producing no C₁ toxin. *Microbiology and Immunology* **22**, p. 591–596.
- Niess, H. (1987): Gefahren für den Entenbesatz – Vier Jahre Botulismus auf der Alster. *Wild und Hund* **89**, p. 38–43.
- Nol, P., Rocke, T. E., Gross, K. & Yuill, T. M. (2004): Prevalence of neurotoxic *Clostridium botulinum* type C in the gastrointestinal tracts of tilapia (*Oreochromis mossambicus*) in the Salton Sea. *Journal of Wildlife Diseases* **40**, p. 414–419.
- Ohishi, I. & Sakaguchi, G. (1982): Production of C₂ toxin by *Clostridium botulinum* types C and D as determined by its vascular permeability activity. *Infection and Immunity* **35**, p. 1–4.
- Pullar, E. M. (1934): Enzootic botulism amongst wild birds. *Australian Veterinary Journal* **10**, p. 128–135.
- Reed, T. M. & Rocke, T. E. (1992): The role of avian carcasses in botulism epizootics. *Wildlife Society Bulletin* **20**, p. 175–182.
- Reichholz, J. (1983): Ausbrüche von Enten-Botulismus im Sommer 1982 in Bayern. *Anzeiger der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern* **22**, p. 37–56.
- Rocke, T. E. (2006): The global importance of avian botulism. In Boere, G. C. Galbraith, C. A. & Stroud, D. A. (eds.): Waterbirds around the world. The Stationery Office, Edinburgh, p. 422–426.
- Rocke, T. E. & Bollinger, T. K. (2007): Avian botulism. In Thomas, N. J. Hunter, D. B. & Atkinson, C. T. (eds.): Infectious Diseases of Wild Birds. Iowa State University Press, Ames, p. 377–416.
- Rocke, T. E., Euliss, N. H. Jr. & Samuel, M. D. (1999): Environmental characteristics associated with the occurrence of avian botulism in wetlands of a Northern California refuge. *Journal of Wildlife Management* **63**, p. 358–368.
- Rocke, T. E. & Samuel, M. D. (1999): Water and sediment characteristics associated with avian botu-

- lism outbreaks in wetlands. *Journal of Wildlife Management* **63**, p. 1249–1260.
- Rocke, T. E., Samuel, M. D., Swift, P. K. & Yarris, G. S. (2000): Efficacy of a type C botulism vaccine in Green-winged Teal. *Journal of Wildlife Diseases* **36**, p. 489–493.
- Rosen, M. (1971): Botulism. In Davis, J. Anderson, R., Karstad, L. & Trainer, D. (eds.): Infectious and parasitic diseases of wild birds. Iowa State University Press, Ames, p. 100–117.
- Sakaguchi, Y., Hayashi, T., Kurokawa, K., Nakayama, K., Oshima, K., Fujinaga, Y., Ohnishi, M., Ohtsubo, E., Hattori, M. & Oguma, K. (2005): The genome sequence of *Clostridium botulinum* type C neurotoxin-converting phage and the molecular mechanisms of unstable lysogeny. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **102**, p. 17472–17477.
- Salyers, A. & Whitt, D. (1994): Bacterial pathogenesis: a molecular approach. ASM Press, Washington, D. C., p. 130–137.
- Sandler, R. J., Rocke, T. E., Samuel, M. D. & Yuill, T. M. (1993): Seasonal prevalence of *Clostridium botulinum* type C in sediments of a Northern California wetland. *Journal of Wildlife Diseases* **29**, p. 533–539.
- Sandler, R. J., Rocke, T. E. & Yuill, T. M. (1998): The inhibition of *Clostridium botulinum* type C by other bacteria in wetland sediments. *Journal of Wildlife Diseases* **34**, p. 830–833.
- Segner, W. P. & Schmidt, C. F. (1971): Heat resistance of spores of marine and terrestrial strains of *Clostridium botulinum* type C. *Applied Microbiology* **22**, p. 1030–1033.
- Segner, W. P., Schmidt, C. F. & Boltz, J. K. (1971): Minimal growth temperature, sodium chloride tolerance, pH Sensitivity, and toxin production of marine and terrestrial strains of *Clostridium botulinum* type C. *Applied Microbiology* **22**, p. 1025–1029.
- Serikawa, T., Nakamura, S. & Nishida, S. (1977): Distribution of *Clostridium botulinum* type C in Ishikawa Prefecture, and applicability of agglutination to identification of non-toxigenic isolates of *Clostridium botulinum* type C. *Microbiology and Immunology* **21**, p. 127–136.
- Shaw, P. A. (1929): Duck disease studies. 1. Blood analyses in diseased birds. *Proceedings of the Society for Experimental Biology and Medicine* **27**, p. 6–7.
- Simpson, J. A. & Weiner, E. S. C. (1989): The Oxford English dictionary. 2nd ed., Vol. III. Clarendon Press, Oxford, 1143 p.
- Simpson, L. L. (1984): Molecular basis for the pharmacological actions of *Clostridium botulinum* type C₂ toxin. *Journal of Pharmacology and Experimental Therapeutics* **230**, p. 665–669.
- Smith, G. R., Hime, J. M., Keymer, I. F., Graham, J. M., Olney, P. J. S. & Brambell, M. R. (1975): Botulism in captive birds fed commercially-bred maggots. *Veterinary Record* **97**, p. 204–205.
- Smith, G. R., Milligan, R. A. & Moryson, C. J. (1978): *Clostridium botulinum* in aquatic environments in Great Britain and Ireland. *Journal of Hygiene (Cambridge)* **80**, p. 431–438.
- Smith, G. R. & Moryson, C. J. (1975): *Clostridium botulinum* in the lakes and waterways of London. *Journal of Hygiene (Cambridge)* **75**, p. 371–379.
- Smith, G. R. & Moryson, C. J. (1977): A comparison of the distribution of *Clostridium botulinum* in soil and in lake mud. *Journal of Hygiene (Cambridge)* **78**, p. 39–41.
- Smith, G. R., Oliphant, J. C. & White, W. R. (1982): *Clostridium botulinum* type C in the Mersey estuary. *Journal of Hygiene (Cambridge)* **89**, p. 507–511.
- Smith, G. R. & Turner, A. (1989): The production of *Clostridium botulinum* toxin in mammalian, avian and piscine carrion. *Epidemiology and Infection* **102**, p. 467–471.
- Smith, L. D. S. (1977): Botulism: the organism, its toxins, the disease. Thomas, Springfield, p. 15–33.
- Smith, L. D. S. & Hobbs, G. (1974): Genus III *Clostridium* Prazmowski 1880, 23. In Buchanan, R. E., Gibbons, N. E. (eds.): Bergey's Manual of Determinative Bacteriology, 8th ed. Williams & Wilkins, Baltimore, p. 551–572.
- Smoot, L. A. & Pierson, M. D. (1979): Effect of oxidation-reduction potential on the outgrowth and chemical inhibition of *Clostridium botulinum* 10755A spores. *Journal of Food Science* **44**, p. 700–704.

- Soos, C. & Wobeser, G. (2006): Identification of primary substrate in the initiation of avian botulism outbreaks. *Journal of Wildlife Management* **70**, p. 43–53.
- Stevenson, K. E. & Vaughn, R. H. (1972): Exosporium formation in sporulating cells of *Clostridium botulinum* 78A. *Journal of Bacteriology* **112**, p. 618–621.
- Sunagawa, H. & Inoue, K. (1992): Biological and biophysical characteristics of phages isolated from *Clostridium botulinum* type C and D strains, and physicochemical properties of the phage DNAs. *Journal of Veterinary Medical Science* **54**, p. 675–684.
- Takeda, M., Tsukamoto, K., Kohda, T., Matsui, M., Mukamoto, M. & Kozaki, S. (2005): Characterization of the neurotoxin produced by isolates associated with avian botulism. *Avian Diseases* **49**, p. 376–381.
- Westphal, U. (1991): Botulismus bei Vögeln. AULA-Verlag, Wiesbaden, p. 1–78.
- Williamson, J. L., Roche, T. E. & Aiken, J. M. (1999): In situ detection of the *Clostridium botulinum* type C₁ toxin gene in wetland sediments with a nested PCR assay. *Applied and Environmental Microbiology* **65**, p. 3240–3243.
- Wobeser, G. A. (1987): Control of botulism in wild birds. In Eklund, M. W. & Dovell, V. R. Jr. (eds.): Avian botulism: an international perspective. Thomas, Springfield, p. 339–348.
- Wobeser, G. (1988): Effects of botulism on ducks drinking saline water. *Journal of Wildlife Diseases* **24**, p. 240–245.
- Wobeser, G. A. (1997a): Avian botulism—another perspective. *Journal of Wildlife Diseases* **33**, p. 181–186.
- Wobeser, G. A. (1997b): Botulism. In: Wobeser, G. A. (ed.): Diseases of wild waterfowl. 2nd ed. Plenum Press, New York, p. 149–161.
- Wobeser, G., Baptiste, K., Clark, E. G. & Deyo, A. W. (1997): Type C botulism in cattle in association with a botulism die-off in waterfowl in Saskatchewan. *Canadian Veterinary Journal* **38**, p. 782.
- Wobeser, G. & Galmut, E. A. (1984): Internal temperature of decomposing duck carcasses in relation to botulism. *Journal of Wildlife Diseases* **20**, p. 267–271.
- Wobeser, G., Marsden, S. & MacFarlane, R. J. (1987): Occurrence of toxigenic *Clostridium botulinum* type C in the soil of wetlands in Saskatchewan. *Journal of Wildlife Diseases* **23**, p. 67–76.
- Wobeser, G., Raimnie, D. J., Smith-Windsor, T. B. & Bogdan, G. (1983): Avian botulism during late autumn and early spring in Saskatchewan. *Journal of Wildlife Diseases* **19**, p. 90–94.
- Yamakawa, K., Nishida, S. & Nakamura, S. (1983): C2 toxicity in extract of *Clostridium botulinum* type C spores. *Infection and Immunity* **41**, p. 858–860.
- Zechmeister, T. C., Kirschner, A. K. T. & Farnleitner, A. H. (2006): Drei-Jahres-Monitoring von Vogelbotulismustoxin im Nationalpark Neusiedler See–Seewinkel. *BFB-Bericht* **93**, p. 4–39.
- Zechmeister, T. C., Kirschner, A. K. T., Fuchsberger, M., Gruber, S. G., Süß, B., Rosengarten, R., Pittner, F., Mach, R. L., Herzig, A. & Farnleitner, A. H. (2005): Prevalence of botulinum neurotoxin C1 and its corresponding gene in environmental samples from low and high risk avian botulism areas. *Alternativen zu Tierexperimenten* **22**, p. 185–195.

Az MME Nomenclator Bizottság 2008. évi jelentése a Magyarországon ritka madárfajok előfordulásáról

MME Nomenclator Bizottság

Abstract — MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG: The 2008 report of the Hungarian Checklist and Rarities Committee on rare birds in Hungary. For the 21st report of the Hungarian Checklist and Rarities Committee 171 records were considered of which 81% were accepted (118 records of 35 different species an one record of a hybrid bird in Category A, two records of one species in Category C, four records of four species in Category D_A, seven records of three species in Category D_E, four records of three species in Category E, and also three breeding records of three species were accepted). Highlights of 2008 were the first Hungarian records of *Anas americana*, *Calidris maritima* and *Emberiza rustica*.

Key words: accidentals, bird rarities report, rarities committee, Hungary.

Correspondence: MME NB, H-1121 Budapest, Költő utca 21.; E-mail: nomenclator@birding.hu

Bevezetés

A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Nomenclator Bizottsága (MME NB) 2008-ban az év során észlelt és jelentett ritkaságok mellett néhány korábbi adatot is megvizsgált. E jelentés tehát a 2008-as adatok mellett korábbi, de az MME NB által ebben az évben megvizsgált adatokat is tartalmaz. E jelentés összeállítása során a Nomenclator Bizottság 171 adatot vizsgált. A beküldött jelentések közül a bizottság 35 faj 118 adatát, továbbá egy hibrid madárfaj egy adatát fogadta el A kategóriába, egy faj két adatát C, négy faj négy adatát D_A, három faj 7 adatát D_E, három faj négy adatát E kategóriába; illetve három faj három költési adatát hitelesítette (mely összesen 81%-a a megvizsgált adatoknak).

A 2008. évi adatok lezárása és összesítése céljából az MME NB 2009. szeptember 4-én Hortobágyon ült össze. 2008-ban az alábbi személyek vettek részt a bizottság munkájában (ábécé sorrendben): *Kern Rolland, Nagy Tamás, ifj. Oláh János, Selmeczi Kovács Ádám, dr. Sós Endre, Tar János* és *Zalai Tamás* (titkár).

A korábban elfogadott adatok az MME NB éves jelentéseiben található meg. A legfeljebb tizenöt hitelesített adattal rendelkező fajok esetében az előfordulások 1997 végéig, illetve 2008. május 30-ig összesítve is megtalálhatók Magyarország madarainak névjegyzékének legutóbbi kiadásaiban (*Magyar et al., 1998; MME NB, 2008*). A fajok neve mögött zárójelben olvasható számadatok a faj bizonyított magyarországi előfordulásainak számát jelentik 2008 végéig. Az előfordulások számát és az összes példányszámot törtjel választja el (amennyiben csak egy szám van feltüntetve, ez az előfordulást és az egyedszámot is jelenti). A megfigyelés helyeül legtöbbször a közigazgatási településhatárt adtuk meg, és ettől csak kivételes esetben térünk el (pl. a Fertő környéki adatok esetében rendszerint a legközelebbi település nevét tüntettük fel). Rendszerint mindazok nevét feltüntettük, akik a madarat elsőként megtalálták, meghatározták, és az észlelésről jelentést készítettek.

Amennyiben a madarat háromnál több személy találta, a további megfigyelőkre rendszerint „és társaik” megjegyzéssel utalunk. Abban az esetben, ha az adott példányt az első megfigyelést követően más megfigyelők is látták, rájuk „és mások” kifejezéssel utalunk.

Ezúton is felhívjuk tagtársaink figyelmét, amennyiben olyan ritka madár előfordulási adatával rendelkeznek, melyet a Nomenclator Bizottság a részére beküldött jelentés hiányában még nem bírált, készítsenek jelentést az adatról, és a hitelesítés érdekében juttassák el a bizottság titkára címére, lehetőség szerint elektronikus formában (Zalai Tamás, e-mail: nomenclator@birding.hu, vagy H-1121 Budapest, Költő u. 21.). A jelentés elkészítésének módjáról egyebek mellett a *Partimadár* 1994/2. számában közölt irányelvek a mérvadó (Magyar, 1994). A jelentések bármilyen formában készíthetők, de mind az elkészítés, mind a bírálatok során könnyebbséget jelent a Bizottság által rendszeresített jelentőlap használata (a bizottság bármelyik tagjától kérhető, de elérhető az MME Nomenclator Bizottság honlapján is: <http://www.birding.hu/contents/mmebizottsag.jsp>).

Felhívjuk a figyelmet továbbá arra, hogy az AERC (Association of European Rarities Committees, <http://www.aerc.eu>) ajánlása szerint kívánatos a rendkívül ritka fajok legalább első tíz előfordulási adatának az egyenkénti, a megfigyelések körülményeit és a madár részletes leírását is tartalmazó, önálló közleményben való publikálása a megfigyelők által valamelyik hazai szaklapban, lehetőleg olyanban, amelyik idegen nyelvű (angol vagy német) összefoglalókat is közöl a cikkekről (pl. *Aquila*).

Az el nem fogadott adatok a jelentés végén található a megfigyelők nevének feltüntetésével nélkül. Ezeknek az adatoknak csak kisebb részénél volt a megjelölt madárfaj egyértelműen kizárható és az észlelt egyed más fajnak határozható, a többi esetben valószínűsíthető volt ugyan a faj, de a beküldött dokumentumok alapján mégsem volt egyértelműen meghatározható. Minthogy ezek az adatok nem abszolút bizonyosságúak, a madártani szakirodalomban kerülendő a rájuk való hivatkozás. Sajnálatos módon több esetben érkezett ritka madárfajokról adat dokumentáció (leírás, fénykép stb.) nélkül, különösen régebbi adatok esetén. Amennyiben a megfigyelést nem dokumentálták, azt még elbírálni sem tudtuk, és ezért automatikusan az el nem fogadott adatok között szerepeltettük.

A jelentésben felsorolt adatokra történő hivatkozás esetén, amennyiben az MME NB jelentésén kívül más forrás nem adható meg (minthogy azt máshol nem publikálták még), javasoljuk a megfigyelők nevét is feltüntetni a következő példához hasonlóan: „Kenti csér (*Sterna sanvicensis*) 2008. július 10. Balatonberény, strand 2 ad. (nászruhából vedlő) pld. (Gál Sz. in *MME NB*, 2010)”.

A hitelesítendő fajok körét érintő változások

2010. január 1-jétől feloldottuk a leíraskötelezettséget a következő fajok esetében az ország teljes területére: kis lilik (*Anser erythropus*), az örvös lúd *Branta bernicla bernicla* alfaja esetében, vörös ásólúd (*Tadorna ferruginea*), pehelyréce (*Somateria mollissima*) és fakó rétihéja (*Circus macrourus*). 2010. január 1-jétől kiterjesztettük a leíraskötelezettséget a törpevízicsibére (*Porzana pusilla*) és a kövirigóra (*Monticola saxatilis*). A vörös ásólúd (*Tadorna ferruginea*) 2010. január 1-jét követő adatai egységesen átkerülnek C kategóriába.

Személyi változások

2009. január 1-től *iff. Oláh János* tíz éves megbízatása lejártával leköszönt Nomenclator Bizottsági tagságáról, helyette a bizottság *Simay Gábort* választotta új tagnak. Ezúton köszönjük meg *iff. Oláh Jánosnak* tízéves tagsága alatt végzett áldozatos és önkéntes társadalmi munkáját. A Bizottság *dr. Sós Endre* tagságát további egy évvel meghosszabbította.

A 2008. év nevezetességei

2008-ban az MME NB három új madárfajt fogadott el hazánk madarainak névjegyzékébe: az álarcos réce (*Anas americana*) és az erdei sármány (*Emberiza rustica*) első hazai előfordulása mellett először bizonyosodott be teljes mértékig hitelesíthetően a tengeri partfutó (*Calidris maritima*) előfordulása is a mai Magyarország területén. Szintén először sikerült bizonyítani hazánkban a barázdabillegető brit alfajának (*Motacilla alba yarrellii*) és a házi veréb olasz alfajának (*Passer domesticus italiae*) előfordulását. Ez utóbbi madár D_E kategóriába került, származásának bizonytalan volta miatt. A barátkeselyű (*Aegypius monachus*) 2008-as megfigyelése révén átkerült B kategóriából D_A kategóriába.

További említésre méltó adatok 2008-ban: a rövidcsőrű lúd (*Anser brachyrhynchus*) 14., az örvös réce (*Aythya collaris*) 3., a jeges bűvár (*Gavia immer*) 12. és 13., a Baird-partfutó (*Calidris bairdii*) 3. és 4., a nyílfa-kü halfarkas (*Stercorarius longicaudus*) 1967 utáni 9., a sarki csér (*Sterna paradisaea*) 13., a kucsmás poszáta (*Sylvia melanocephala*) 3., a vándorfűzike (*Phylloscopus inornatus*) 12–15., a vörösfejű gébics (*Lanius senator*) 1973 óta 6., és a szalagos keresztcsőrű (*Loxia leucoptera*) 5. előfordulása.

Az MME NB által 2008-ban elfogadott adatok – Accepted records in 2008

A Magyarországon hitelesítetten előfordult madárfajok egyes adatait az AERC által elfogadott elvek alapján, de a kategóriákat módosítva soroltuk be. Az egyes kategóriák meghatározása a madárnévjegyzék (MME NB, 2008) legutóbbi kiadásának bevezetőjében, az elbírálandó fajok listája az MME NB honlapján¹ található meg. Ugyancsak a névjegyzék sorrendjét, illetve tudományos neveit követtük a jelentés összeállításánál.

A kategória

Kis hattyú (*Cygnus columbianus*) (26/72)

2008. január 25 – március 10. Hortobágy, Borsós 7 ad. pld. (Szilágyi A. és mások);

2008. március 7–14. Sáp, Kásás, 2 ad. és 2 imm. (2y) pld. (Bene Gy., Schelnik J., Borúzs A. és mások);

Rövidcsőrű lúd (*Anser brachyrhynchus*) (14/143)

2008. január 17–23. Sarród, Lászlómajor és Fertőújlak, Nyéki-szállás 2 ad. pld. (Hadarics T. és mások);

¹ <http://www.birding.hu/contents/mmebizottsag.jsp>

Kis lilik (*Anser erythropus*)

2008. január 7. Fertőendred, szántó 2 ad. pld. (Pellinger A., Tamás Á.); 2008. január 16–18. Sarród, Lászlómajor 1 ad. pld. (Pellinger A.); 2008. január 20–24. Sarród, Lászlómajor 2 ad. pld. (Pellinger A., Pintér B., Verseczki N. és mások); 2008. február 3. Fertőújlak, Fésűs-sarok 2 ad. + 2 imm. pld. (Tamás Á.); 2008. február 13 – március 15. Fertőújlak, Borsodi-dűlő 2 ad. pld. (Pellinger A., Tamás Á.); 2008. február 19. Fertőújlak, Borsodi-dűlő 1 ad. + 1 imm. pld. (Pellinger A.); 2008. február 29–március 3. Fertőújlak, Borsodi-dűlő és Sarród, Lászlómajor 1 ad. pld. (Pellinger A.); 2008. március 4. Fertőújlak, Borsodi-dűlő 1 imm. pld. (Tamás Á., Szász E.);
2008. január 12–február 22. Geszt, Begécsi-víztároló és környéke max. 2 ad. pld. (Horváth G., Simay G., Mazula A. és mások); 2008. február 23. Geszt, Kivágás 4 ad. pld. (Horváth G. és társai);
2008. január 25–március 14. Pusztaszer, Vesszős-szék és Büdös-széki-pusztá 2 ad. pld. (Nagy T.); 2008. január 25. Pusztaszer, Vesszős-szék 1 ad. tojó pld. (Nagy T.); 2008. február 8. Pusztaszer, Vesszős-szék 1 ad. hím pld. (Nagy T.); 2008. február 21. Pusztaszer, Büdös-széki-pusztá 1 ad. + 1 imm. pld. (Nagy T.); 2009. február 29. Tömörkény, Csaj-tó 2 ad. pld. (Nagy T.); 2008. március 3–17. Pusztaszer, Büdös-szék 1 ad. pld. (Nagy T.); 2008. március 14. Pusztaszer, Büdös-szék 2 ad. pld. (Nagy T.);
2008. február 5–17. Geszt, Begécsi-víztároló és Geszt, Kivágás max. 2 ad. pld. (Horváth G. és mások); 2008. február 22. Geszt, Kivágás 4 ad. (Horváth G. és társai); 2008. február 22. Biharugra, Fancsika 2 ad. pld. (Durkó L., Hegyesi A.);
2008. március 2. Kunhegyes, Kolbász 2 ad. pld. (Monoki Á., Kiss Á.);
2008. március 14. Kardoskút, Fehér-tó 1 ad. pld. (Tar J., Ecsedi Z., Nagy Gy.);
2008. november 12. Rétszilas, Rétimajor 1 ad. pld. (Molnár Z., Sós E.);
2008. november 22–24. Abádszalók, Tisza-tó (Abádszalóki-öböl) 5 ad. + 1 imm. pld. (Monoki Á., Kiss Á.; Zalai T.);
2008. október 27–december 10. Geszt, Begécsi-víztároló 1 ad. pld. (Mazula A., Ferkovics E., Horváth G. és mások); 2008. október 31. Geszt, Begécsi-víztároló 1 ad. pld. (Mazula A., Horváth G., Tóth I.);
2008. november 2–december 22. Pusztaszer, Szeri-pusztá 2 ad. és 2 juv. pld. (Nagy T., Boros B.); 2008. november 2 – december 8. Pusztaszer, Szeri-pusztá 1 ad. pld. (Nagy T., Boros B.); 2008. november 10. Pusztaszer, Szeri-pusztá 2 ad. pld. (Nagy T.); 2008. december 1–22. Pusztaszer, Szeri-pusztá 1 ad. és 2 juv. pld. (Nagy T., Boros B.); 2008. december 11–22. Baks, Szeri-pusztá és Pusztaszer, Szeri-pusztá 2 ad. pld. (Nagy T.); 2009. december 15. Pusztaszer, Szeri-pusztá 1 ad. pld. (Nagy T.); 2008. december 15–2009. január 20. Pusztaszer, Szeri-pusztá 1 ad. + 1 imm. pld. (Nagy T.); 2009. február 6. Pusztaszer, Szeri-pusztá 1 juv. pld. (Nagy T.); 2009. február 9. Pusztaszer, Szeri-pusztá 3 ad. pld. (Nagy T.); 2009. február 22. Tömörkény, Csaj-tó 1 juv. pld. (Nagy T., Pataki Zs.); 2009. február 23–26. Ópusztaszer, Csajhát és Pusztaszer, Szeri-pusztá 1 ad. pld. (Nagy T., Bolla B.); 2009. március 6–31. Pusztaszer, Szeri-pusztá 2 ad. pld. (Nagy T., Pataki Zs.); 2009. március 6. Pusztaszer, Szeri-pusztá 2 ad. pld. (Nagy T.);
2008. november 4 – 2009. január 26. Fertőújlak, Nyéki-szállás, Pap-rét és Borsodi-dűlő, Kapuvár, Kistölgyfapuszta és Nagycenk, Dénesmajor 2 ad. pld. (Hadarics T. és mások); 2008. november 7. Fertőújlak, Nyéki-szállás 1 ad. pld. (Hadarics T., Tamás Á.; Pellinger A.); 2008. november 15. Fertőújlak, Nyéki-szállás 1 subad. Pld. (Pellinger A., Burzi A.); 2008. december 6. Fertőújlak, Borsodi-dűlő 4 ad. + 2 juv. pld. (Szász E., Tamás Á.); 2008. december 6–22. Fertőújlak, Borsodi-dűlő 2 ad. + 3 juv. pld. (Szász E., Tamás Á. és mások); 2009. január 7. Kapuvár, Kis-tölgyfapuszta 2 ad. pld. (Pellinger A., Tamás Á.); 2009. január 20. Nagycenk, Dénesmajor 2 ad. pld. (Pellinger A., Kugler T.); 2009. február 26. Fertőújlak, Borsodi-dűlő 1 ad. pld. (Pellinger A.);
2008. november 4–6. Berettyóújfalú, Andaháza 2 ad. pld. (Vasas A. és mások); 2008. november 7–10. 3 ad. pld. (Ványi R. és mások); 2008. november 11–13. 1 ad. pld. (Ványi R., Simay G.); 2008. november 15. 2 ad. pld. (Simay A., Simay G.); 2008. november 17. 1 ad. pld. (Simay G., Ványi

- R.); 2008. november 26. 2 ad. + 1 imm. pld. (Ványi R.); 2008. november 28. 2 ad. pld. (Simay G., Ványi R.); 2008. december 2–5. 1 ad. pld. (Simay G., Ványi R.);
 2008. november 6–11. Bősárkány, Nyirkai-Hany 1 ad. pld. (Pellinger A., Ferenczi M. és mások);
 2008. november 23. Szeged, Nagy-Fekete 2 ad. + 1 juv. pld. (Domján A., Barkóczy Cs.);
 2008. december 17. Poroszló, Felső-járás 2 ad. pld. (Zalai T.); 2009. január 2. Poroszló, Vénasszonydűlő 1 ad. pld. (Borbáth P.); 2009. január 2. Újlőrincfalva, Garádicsos 2 ad. pld. (Borbáth P.);
 2009. január 1–7. Kisköre, Tanya-hely-dűlő 1 ad. pld. (Borbáth P.; Zalai T.); 2009. január 7. Sarud, Szérük-lapos 3 ad. pld. (Borbáth P., Zalai T.); 2009. február 2. Poroszló, Szobor-tábla 1 ad. pld. (Borbáth P.); 2009. február 15. Poroszló, Tisza-tó (Valki-medence) 2 ad. pld. (Zalai T.);
 2009. március 17. Sarud, Falualja 1 ad. pld. (Zalai T.).

Örvös lúd (*Branta bernicla bernicla*) (1988 óta: 59/67)

2008. január 19–február 16. Fertőtújlak, Ürgedomb és Fésűs-sarok 1 ad. (Hadarics T.; Tamás Á. és mások)
 2008. január 25–29. Tiszacsege, Cserepes 1 ad. pld. (Tihanyi G. és mások); 2008. február 25–március 7. Hortobágy, Csécsi-halastó 1 ad. pld. (Gál A.); 2008. március 12. Hortobágy, Gáthátja 1 ad. pld. (Tar J.); 2008. március 18. Tiszacsege, Cserepes-puszt 1 ad. pld. (Tar J.);
 2008. február 20. Tömörkény, Szeri-puszt 1 imm. (2y) pld. (Nagy T.);
 2008. november 2. Dinnyés, Dinnyési-Fertő, 1 ad. pld. (Kupán K., T. Karlsson);
 2009. november 12. Pusztaszer, Szeri-puszt 1 ad. pld. (Nagy T.); 2009. november 15–22. Tömörkény, Csaj-tó 1 ad. pld. (Nagy T. és társai);
 2008. december 27. Solt, Járáspuszt 1 ad. pld. (Tamás Á., Mácsai R.);

Pehelyréce (*Somateria mollissima*) (2006 óta: 7/12)

2008. szeptember 23–28. Budapest, Duna (FOKA-öböl) max. 5 juv. pld. (Kókay B. és mások);
 2008. november 23–december 6. Pilismarót, Maróti-öböl 2 juv. pld. (Veszelinov O. és mások);

Jeges búvár (*Gavia immer*) (13)

2008. március 19–31. Balatonlelle, Balaton 1 ad. pld. (Nagy L. és mások);
 2008. június 18. Poroszló, Tisza-tó (Poroszlói-medence) 1 ad. (nászruhas) pld. (Csicsman S., Kamarás M., Pusztai L.);

Pásztorgém (*Bubulcus ibis*) (27/40)

2008. április 19. Tiszacsege, Kecskés 1 ad. (nászruhas) pld. (Tihanyi G.); 2008. május 11. Hortobágy, Akadémiai-libanevelő 1 ad. pld. (Ecsedi Z., Szilágyi A., Oláh J.); 2008. július 3. Hortobágy, Akadémiai-halastó 1 ad. pld. (Kovács G., Hajdúné Vigh K.);
 2008. május 3–11. Makó, Montág-puszt 1 ad. (nászruhas) pld. (Engi L., Mészáros Cs.);

Fakó keselyű (*Gyps fulvus*) (n+13)

2008. augusztus 18. Fertőd, belterület 1 ad. pld. (C. F. Rosmalen);

Fakó rétihéja (*Circus macrourus*)

2008. március 22. Harkakötöny, Harka-tó 1 ad. hím pld. (Kiss T.);
 2008. március 24. Szabadkígyós, Nagy-gyöp 1 ad. hím pld. (Németh F.);
 2008. május 31. Veszprém, külterület 1 imm. pld. (Vácz M.);
 2008. augusztus 19. Hajdúszoboszló, Angyalháza 1 ad. hím (Szilágyi A.);
 2008. október 2. Tiszapüspöki, Proletár-földek 1 juv. pld. (Zalai T.);
 2008. október 1. Szabadkígyós, Nagy-gyöp 1 ad. hím pld. (Forgách B.);
 2008. október 9–10. Újkígyós, Juli-puszt 1 ad. hím pld. (Forgách B.);

Fekete sas (*Aquila clanga*) (1988 óta: A: 69/75, D_A: 1)

2008. október 17–2009. február 27. Nagyhegyes, Elepi-halastó 1 ad. pld. (Szilágyi A. és mások)

- azonos a 2000. óta rendszeresen visszajáró madárral;
 2008. október 31–november 13. Geszt, Begécsi-víztároló 1 *juv.* pld. (Horváth G. és társai);
 2008. december 12. Sarud, Tisza-tó (Sarudi-medence) 1 *imm.* pld. (Zalai T.);
 2008. december 2–8. Biharugra, Biharugrai-halastavak 1 *subad.* pld. (Horváth G., Porkoláb M.);
 2008. november 11–december 27. Bősárkány, Nyirkai-Hany 1 *juv.* pld. (Pellinger A. és mások)
 azonos az 1993. óta a térségbe rendszeresen visszajáró madárral;
 2008. november 1–2009. március 8. Bősárkány, Nyirkai-Hany 1 *juv.* pld. (Kozma L. és mások);

Törpesas (*Aquila pennata*) (2007 óta: 8)

2008. május 3. Cserépfalu, Szár-hegy 1 *ad.* (sötét változatú) pld. (Kleszó A.);
 2008. május 11. Tard, belterület 1 *ad.* (világos változatú) pld. (Kleszó A.);
 2008. május 15. Karcag, külterület 1 *ad.* (világos változatú) pld. (Antal L.);
 2008. június 3. Dömös, külterület 1 (világos változatú) pld. (Prommer M.);
 2008. június 4. Balmazújváros, Paprét 1 *ad.* (sötét változatú) pld. (Tar J.);
 2008. július 8. Balmazújváros, Daru-karinkó 1 *ad.* (világos változatú) pld. (Tar J., Borza S., Varga L.);
 2008. július 25. Besenyőtelek, Tepélypuszta 1 *ad.* (világos változatú) pld. (Kovács A. és társai);

Feketeszárnyú székicsér (*Glareola nordmanni*) (1990 óta: 19/22 és fészkelés: 3)

2008. május 4–július 16. Kisújszállás, Nagyrét és Dombi-sziget, valamint Karcag, Magyarka max. 2 *ad.* pld. (Monoki Á. és mások);
 2008. május 10–június 25. Bugyi, külterület 2 *ad.* pld. (Fodor A., Gyarmati G.; Kókay B. és mások);

Baird-partfutó (*Calidris bairdii*) (4)

2008. február 10–16. Fertőújlak, Nyéki-szállás 1 *ad.* pld. (Tamás Á., Szász E.; Pellinger A. és mások);
 2008. június 11. Geszt, Begécsi-víztároló 1 *ad.* pld. (Horváth G.);

Vándorpartfutó (*Calidris melanotos*) (60/69)

2008. augusztus 6–8. Fertőújlak, Üрге-domb 1 *juv.* pld. (Szász E., Tamás Á.);
 2008. szeptember 5–11. Hortobágy, Hortobágyi-halastó 1 *juv.* pld. (Tar J.; Molnár Sz. és mások);
 2008. szeptember 9–21. Fertőújlak, Nyéki-szállás max. 2 *juv.* pld. (Szász E., Eöri D. és mások);
 2008. szeptember 20–30. Szeged, Fehér-tó 1 *juv.* pld. (Domján A., Ampovics Zs. és mások);
 2008. szeptember 25–október 10. Apaj, Ürbői-halastavak 1 *juv.* pld. (Lendvai Cs., Kókay B. és mások);
 2008. október 1. Apaj, Ürbői-halastavak 1 *juv.* pld. (Kókay B.);
 2008. október 5. Balmazújváros, Virágoskúti-halastó 2 *juv.* pld. (Borza S. és társai);
 2008. október 5. Hortobágy, Hortobágyi-halastó 1 *juv.* pld. (Tar J.);
 2008. október 8. Szeged, Szegedi-Fertő 1 *juv.* pld. (Mészáros Cs., Puskás J., Engi L.);
 2008. október 10. Dinnyés, Dinnyési-Fertő 1 *juv.* pld. (Kiss Á., Vasuta G.);
 2008. október 11. Naszály, Ferencmajori-halastó 1 *juv.* pld. (Lendvai Cs. és társai);
 2008. október 25–26. Apaj, Ürbői-halastavak 1 *juv.* pld. (Hegedűs D. és társai).

Tengeri partfutó (*Calidris maritima*) (1)

2008. november 14–15. Balatongyörök, móló 1 *juv.* (1y) pld. (Gál Sz., Faragó Á., Kancsal B. és mások).

Terekcankó (*Xenus cinereus*) (61/65)

2008. május 1–9. Kaba, cukorgyári ülepitők 1 *ad.* (nászruhas) pld. (Oláh J., Ecsedi Z. és mások);
 2008. május 14. Kisújszállás, Nagyrét 1 *ad.* (nászruhas) pld. (Monoki Á.).

Lapocsőrű víztaposó (*Phalaropus fulicarius*) (31)

2008. augusztus 8–10. Balmazújváros, Virágoskúti-halastó 1 *ad.* (nyugalmi ruhába vedlő) pld. (Katona J. és társai);

2008. szeptember 26–október 5. Szeged, Fehér-tó 1 juv. (1y) pld. (Engi L. és mások);
 2008. október 14–november 13. Biharugra, Biharugrai-halastavak és Geszt, Begécsi-víztároló 1 ad. (nyugalmi ruhás) pld. (Horváth G. és társai);

Ékfarkú halfarkas (*Stercorarius parasiticus*) (1988 óta: 51/56)

2008. augusztus 30–szeptember 21. Hortobágy, Hortobágyi-halastó 1 ad. (világos változatú) pld. (Oláh J. és társai);
 2008. október 5. Szigliget, móló 1 juv. (sötét változatú) pld. (Bruckner A.);

Nyílfarkú halfarkas (*Stercorarius longicaudus*) (1967 óta: 9)

2008. szeptember 20. Abádszalók, Tisza-tó (Abádszalóki-öböl) 1 juv. pld. (Bodzás J.), a bizonyítópéldány a szegedi Móra Ferenc Múzeum gyűjteményében;

Halászsirály (*Larus ichthyaetus*) (105/108)

2008. február 29. Tömörkény, Csaj-tó 1 ad. (nászruhá) pld. (Nagy T.);
 2008. július 26–szeptember 11. Kenderes, Telekhalmi-halastó 1 ad. (nászruhá) pld. (Kiss Á., Monoki Á. és mások);
 2008. október 5. Hortobágy, Hortobágyi-halastó 1 imm. (1y) pld. (M. Raes, L. Simons);
 2008. október 25. Szeged, Fehér-tó 1 ad. (nyugalmi ruhás) pld. (Mészáros Cs. és társai);

Heringsirály (*Larus fuscus*) *graellsii* vagy *intermedius* alfaja (17)

2008. január 7. Budapest, Soroksári-Duna 1 ad. (nyugalmi ruhás) pld. (Kókay B., Kókay Sz.);
 2008. május 8–12. Fertőújlak, Borsodi-dűlő 1 ad. (nászruhá) pld. (Pellinger A.; Tamás Á. és társai);
 2008. október 19. Balatonberény, Balaton 1 imm. (3y) pld. (Cser Sz., Gál Sz.);
 2008. december 22. Csanytelek, Sírőhegyi-halastó 1 ad. (nyugalmi ruhás) pld. (Nagy T.).

Heringsirály világos hátú alfaja (*Larus fuscus graellsii/intermedius/heuglini*) (27/29)

2005. szeptember 18. Dunatétlen, Böddi-szék 2 ad. pld. (Hegedűs D. és társai);
 2005. november 26. Tata, Öreg-tó 1 ad. (nyugalmi ruhás) pld. (Ferenczi M. és mások);
 2008. január 14. Visegrád, Szentendrei-sziget 1 ad. (nyugalmi ruhás) pld. (Tamás Á., Szász E.);

Ezüstsirály (*Larus argentatus*) (1997 óta: 60/95)

2007. december 27. Balatonkeresztúr, hulladéklerakó 1 ad. (nyugalmi ruhás) pld. (Gál Sz., Horváth L.);
 2008. január 2–18. Tihany, rév 1 ad. (nyugalmi ruhás) pld. (Pánya Cs. és mások); 2008. január 13. Szántód, rév 2 juv. (2y) pld. (Bobor G.); 2008. január 18. Szántód, rév 2 ad. pld. (Kóta A.); azonosak a 2007 őszén ugyanitt megfigyelt madarakkal;
 2008. január 3–18. Siófok, Balaton 1 ad. pld. (Faragó Á., Gál Sz. és mások); azonosak a 2007 őszén ugyanitt megfigyelt madarakkal;
 2008. január 13. Zalavár, Kis-Balaton 1 imm. (2y) pld. (Gál Sz., Cser Sz.);
 2008. február 28. Tiszacsege, Nagy-Kecskés, 1 imm. (2y) pld. (Tihanyi G.);
 2008. szeptember 8–október 26. Balatonfenyves, Balaton 1 ad. (nyugalmi ruhába vedlő) pld. (Faragó Á., Cser Sz.);
 2008. november 14–december 13. Balatonfüzfő, Balaton 1 ad. (nyugalmi ruhás) pld. (Faragó Á., Gál Sz., Kancsal B.);
 2008. november 23. Balatonöszöd, Balaton, 1 ad. (nyugalmi ruhás) pld. (Kókay B. és társai);
 2008. december 14. Balatonberény, Balaton 1 ad. (nyugalmi ruhás) pld. (Schmidt A., Magyar G., Sós E.);

Csüllő (*Rissa tridactyla*) (1988 óta: 53/59)

2008. április 7. Balatonberény, Balaton 1 imm. (2y) pld. (Gál Sz.);
 2008. november 15–16. Balatonboglár, móló 1 juv. (1y) pld. (Faragó Á., Gál Sz. és mások);

2008. december 24. Balatonberény, Balaton 1 juv. (1y) pld. (Gál Sz., Faragó Á., Kancsal B.);

Kenti csér (*Sterna sandvicensis*) (19/45)

2008. július 10. Balatonberény, strand 2 ad. (nászruhából vedlő) pld. (Gál Sz.);

Sarki csér (*Sterna paradisaea*) (13/14)

2008. október 3–9. Szigliget, móló 1 juv. pld. (Bruckner A. és mások);

Barázdabillegető yarrellii alfaja (*Motacilla alba yarrellii*) (1)

2008. január 18–29. Fertőújlak, Hídi-major 1 ad. tojó pld. (Fodor A. és mások);

Berki poszáta (*Cettia cetti*) (22, költés: 2)

2008. július 1. Pacsmag, Pacsmagi-halastavak 1 ad. tojó pld. (Molnár Z.), gyűrűzött példány, azonos az alábbi példánnyal: 2006. augusztus 4. Pacsmag, Adorjánpuszta 1 tojó pld. (Aczél G., Molnár Z.);

2008. október 23. Szeged, Fehér-tó 1 ad. hím pld. (Torday L. és mások);

2008. október 25–november 3. Sumony, Sumonyi-halastó 1 tojó pld. (Csihar L.; Staudinger I. és mások), gyűrűzött példány;

2008. november 1–3. Sumony, Sumonyi-halastó 1 hím pld. (Wisztercil J., Staudinger I. és mások), gyűrűzött példány;

Kucsmás poszáta (*Sylvia melanocephala*) (3)

2008. május 7. Ócsa 1 ad. (hím) pld. (Privigyei Cs. és mások), gyűrűzött példány;

Vándorfűzike (*Phylloscopus inornatus*) (15)

2008. szeptember 23. Zalaegerszeg, új köztemető 1 pld. (Faragó Á., Gál Sz.; Cser Sz.);

2008. október 17. Szalonna 1 juv. (1y) pld. (Huber A., Kiss Á.), gyűrűzött példány;

2008. október 23. Szeged, Fehér-tó 1 pld. (Tokody B., Rimóczi Á., Kiss O.);

2008. november 3. Tömörd, Nagy-tó 1 tojó pld. (Király G. és mások), gyűrűzött példány;

Csilpecsalpfűzike (*Phylloscopus collybita*) „tristis típusa” (6)

2008. április 2–10. Budapest (Csepel), Tamariska-domb 1 „tristis típusú” hím pld. (Kókay Sz. és mások);

Lázúrcinege és kék cinege hibridje (*Parus cyanus* × *Parus caeruleus*) (3)

2008. november 6. Szeged, Fehér-tó 1 juv. (1y) hím pld. (Molnár L., Farkas P.), gyűrűzött példány;

Vörösféjű gébicş (*Lanius senator*) (1973 óta: 6, költés: 2)

2008. május 17. Érsekszanád, Harábó 1 ad. hím pld. (Kalocsa B. és társai);

Szalagos keresztcsőrű (*Loxia leucoptera*) (5/6)

2008. október 23–28. Miskolc, Avas 1 ad. hím + 1 ad. tojó pld. (Simay G., Simay A. és mások);

Karmazsinpirók (*Carpodacus erythrinus*) (32/36)

2008. május 26–július 8. Felsőmarác, Himfai arborétum 1 ad. hím + 1 ad. tojó pld. (Kis P.; Gál Sz. és mások);

2008. augusztus 24. Biharugra, belterület 1 juv. pld. (Vasas A. és mások);

2008. szeptember 27. Izsák, Kolon-tó 1 juv. (1y) pld. (Nyúl M. és mások), gyűrűzött példány;

Sövénysármány (*Emberiza cirlus*)

2007. február 7–24. Nagyharsány, Szársomlyó 1 tojó pld. (Ónodí M.);

2008. december 8–2009. március 1. Nagyharsány, Szársomlyó 2 tojó pld. (Ónodí M. és mások);

Erdei sármány (*Emberiza rustica*) (1)

2008. október 14–15. Pölöske, horgásztó 1 juv. tojó pld. (Gál Sz., Kancsal B., Faragó Á. és mások).

C kategória

Nílusi lúd (*Alopochen aegyptiaca*) (C: 12/18, D_E: 1)

2008. február 2–3. Balmazújváros, Virágoskúti-halastó 1 ad. pld. (Varga L. és társai);

2008. augusztus 12–19. Apaj, Ürböi-halastavak 3 pld. (Bordé S., Németh F. és mások).

D_A kategóriaVörös ásólúd (*Tadorna ferruginea*) (1988 óta D_A: 43/56, D_E: 17/21)

2008. október 25. Tiszafüred, Meggyes-lapos 1 pld. (Tihanyi G.); 2008. október 27. Nagyhegyes, Elepi-halastó 1 pld. (Szilágyi A.);

Álarcos réce (*Anas americana*) (1)

2008. március 2–április 8. Apaj, Alsó-szűnyog-pusztá 1 ad. hím pld. (Laposá D., Hegedűs D., Kókay B. és mások); 2008. március 3. Kiskunlacháza, bányató 1 ad. hím pld. (Gödér R. és társai);

Örvös réce (*Aythya collaris*) (3)

2008. május 14. Hortobágy, Hortobágyi-halastó 1 ad. hím pld. (Tar J.);

Barátkeselyű (*Aegypius monachus*) (B: 4, D_A: 1)

2008. május 1–11. Tömörkény, Lyukashalmi-pusztá és Pusztaszter, Büdös-széki-pusztá 1 subad. pld. (Tölgyesi Cs., Áron K. és mások), 2008. május 16–23. Geszt, Begécsi-víztároló 1 subad. pld. (Horváth G., Porkoláb M. és mások).

D_E kategóriaKanadai lúd (*Branta canadensis*) (C: 9, D_E: 8)

2008. május 3–9. Tiszafüred, Kis-Jusztus 1 ad. (ssp. *canadensis*) pld. (Vasuta G. és társai);

Vörös ásólúd (*Tadorna ferruginea*) (1988 óta D_A: 43/56, D_E: 17/21)

2007. június 21. Fertőújlak, Borsodi-dűlő 1 ad. tojó pld. (Pellinger A., Kvetko R.);

2008. július 3–12. Fertőújlak, Borsodi-dűlő 1 ad. hím pld. (Hadarics T. és társai) azonos a 2004 októberé óta a térségben tartózkodó madárral;

2008. november 2–6. Fertőújlak, Fésűs-sarok 1 ad. tojó pld. (Pellinger A., Tamás Á.);

Csuklyás bukó (*Mergus cucullatus*) (4)

2008. január 29 – február 2. Bősárkány, Nyirkai-Hany 1 ad. (nászruhás) hím pld. (Ferenczi M. és társai), 2008. március 5. Badaacsonytomaj, Balaton 1 ad. (nászruhás) hím pld. (Bruckner A. és mások), azonos a 2005. december 3 – 2006. január 8. között ugyanitt megfigyelt példánnyal (D. Bastaja, Fodor A., Lendvai Cs. és mások);

2008. november 30 – 2009. március 1. Bősárkány, Nyirkai-Hany 1 ad. (nászruhás) hím pld. (Tomor Á.; Ferenczi M., Kraft Gy.), azonos a 2005. december 3 – 2006. január 8. között ugyanitt megfigyelt példánnyal (D. Bastaja, Fodor A., Lendvai Cs. és mások);

Házi veréb (*Passer domesticus*) *italiae* alfaja (1)

2008. március 9. Pécs, belterület 1 ad. hím pld. (Bank L. és társai), gyűrűzött példány.

E kategória

Sujtásos fűtyülőlúd (*Dendrocygna bicolor*) (D_E: 1, E: 2)

2008. augusztus 30–november 9. Hortobágy, Hortobágyi-halastó és Akadémiai-halastó, Nagyhegyes, Elepi-halastó max. 4 pld. (Nagy M. és társai);

Mandarinréce (*Aix galericulata*) (E: 11/12)

2008. március 14. Dusnok, Duna 1 ad. (nászruhá) hím pld. (Tamás Á., Benei Zs.);

Szent íbisz (*Threskiornis aethiopicus*) (E: 1)

2008. június 21–október 25. Apaj, Űrbői-halastavak 1 ad. pld. (Nagy G. G., Balázi P. és mások);

2008. december 1–22. Tihany, rév 1 pld. (Szász E. és mások).

Fészkelések

Bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) (fészkelés: 19)

2008. március 14–július 10. Királyszentistván, szennyvíztó 2 ad. + 9 pull. (Szelle E. és mások);

2008. április 17–augusztus 17. Dunatétlen, Böddi-szék 2 ad. + 4 pull. pld.; 2008. április 20–augusztus 17. Dunatétlen, Böddi-szék 2 ad. + 2 pull. pld. (összesen 2 pár költött) (Sós E., Selmezi Kovács Á.);

Csörgő réce (*Anas crecca*) (fészkelés: 7)

2008. július 3. Hortobágy, Hortobágyi-halastó 1 ad. tojó + 4 pull. pld. (Tar J., Borza S.);

Nagy őrgébics (*Lanius excubitor*) (fészkelés: 31)

2008. május 30. Drégelypalánk, Fekete-patak 2 ad. + 3 pull. pld. (Papp F.).

El nem fogadott, illetve visszavont adatok – Records not accepted or withdrawn

Kis lilik (*Anser erythropus*) 2007. december 9. Kevermes, belterület; **sarki lúd (*Anser caerulescens*)** 2008. február 12. Mosonmagyaróvár; **örvös lúd (*Branta bernicla*)** 2007. december 3–6. Fertőújlak, Nyéki-szállás; **jeges búvár (*Gavia immer*)** 2008. november 24. Szeged, Fehér-tó, **flamingófaj (*Phoenicopterus* sp.)** 2008. április 17. Szeged, belterület; **fakó keselyű (*Gyps fulvus*)** 2006. május 24. Kevermes; **fakó rétihéja (*Circus macrourus*)** 2008. március 22. Makó, Montág-pusztá, 2008. május 1. Poroszló, 2008. május 5. Homokmégy, Paskom, 2008. szeptember 27. Makó, Montág-pusztá, 2008. november 25. Nemeshany; **egerészölyv „vulpinus” alfaja (*Buteo buteo vulpinus*)** 2005. augusztus 19. Dunakeszi, Horányi-rév, 2008. május 2. Tiszafüred, Szeles-hát, 2008. május 17. Gyula, Városerdő, 2008. július 20. Bácsbokod, 2008. szeptember 23. Esztergom, 2008. október 31. Makó, Montág-pusztá, 2008. október 31. Nagyhegyes, Elepi-halastó; **fekete sas (*Aquila clanga*)** 2008. február 9. Hortobágy, Csécsi-halastó; **törpesas (*Aquila pennata*)** 2008. május 9. Makó, Montág-pusztá; 2008. június 3. Dömös (sötét változatú); **fehérkarmú vérese (*Falco naumanni*)** 2002. december – 2003. január Kevermes; **Feldegg-sólyom (*Falco biarmicus*)** 2003. október 12. Balmazújváros, Magdolnapusztá; **szibériai heringsirály (*Larus fuscus heuglini*)** 2008. január 31. Poroszló, Tisza-tó (Valkimedence); **ezüstsirály (*Larus argentatus*)** 2008. január 6. Tihany, rév; **dolmányos sirály (*Larus marinus*)** 2008. október 4. Szeged, Fehér-tó; **sarki csér (*Sterna paradisaea*)** 2008. március 30. Szeged, Szegedi-Fertő; **kékbecy vörös csillagos alfaja (*Luscinia svecica svecica*)** 2008. április 29. Hortobágy, Hortobágyi-halastó; **vörösféjú gébics (*Lanius senator*)** 2008. július 31. Budapest, Szilas-patak; **karmazsinpirók (*Carpodacus erythrinus*)** 2008. május 19. Csér, halastavak; **kerti sármány (*Emberiza hortula*)** 2008. május 1. Gulács, Tarpai-rét, 2008. május 15. Gyula, Mályvádi-erdő.

Summary: The 2008 Annual Report of the Hungarian Checklist and Rarities Committee

This is the twenty-first report of the Hungarian Checklist and Rarities Committee. For this report 171 records were considered of which 81% were accepted (118 records of 35 different species and one hybrid species in Category A, two records of one species in Category C, four records of four species in Category D_A, seven records of three species in Category D_E, four records of three species in Category E, and also three breeding records of three species were accepted). The annual meeting of the Committee was held on 4 September, 2009 in Hortobágy.

Definitions for categories follow the recommendations of the Texel and Heligoland guidelines of the AERC, with the exception of Category D, which is divided into Categories D_A and D_E from 2006. The two figures (divided by a slash) after species names indicate the number of occurrences and individuals up to and including 2008. When only one figure is shown this relates to both occurrences and individuals. For a few species, where the exact number of occurrences is unknown, only the number of records (and individuals) accepted since a particular year is given in brackets.

Since the report is in Hungarian, the following guidelines are given for acronyms and Hungarian words frequently used in the report. Dates are written according to the Hungarian sequence i.e. year, month, day. The date is followed by the place of occurrence, usually the name of the town of municipality followed by the name of the actual locality. Names or numbers of the particular pond of a fishpond system are given after the name of the pond system in brackets. Number of individuals is given before the acronym *pld.* (i.e. “individual”) with notes on plumage, sex or other circumstances of the record. *Hím* means male, *tojó* means female, *2y* means second year immature bird, *nyugalmi ruhás* means “winter (basic) plumage”, *nászruhás* refers to “adult summer (alternate) plumage”. *Gyűrűzött példány* means the bird was netted and ringed. The names of observers are in brackets. *És társai(k)* means “et al.” and it usually indicates that the bird was reported by more than four observers. Reference to publication or photo, where available, is given after the record. Rejected records are listed at the end of the report.

Highlights of 2008 were the first Hungarian record of American Wigeon (*Anas americana*), Purple Sandpiper (*Calidris maritima*) and Rustic Bunting (*Emberiza rustica*). The Cinereous Vulture (*Aegypius monachus*) was recorded for the first time since 1950. Also the first accepted observation made of the British subspecies of White Wagtail (*Motacilla alba yarrellii*) originated from this year.

Further noteworthy records for the year were: the 14th record of Pink-footed Goose (*Anser brachyrhynchus*), the 3rd record of Ring-necked Duck (*Aythya collaris*), the 12th and 13th records of Great Northern Loon (*Gavia immer*), the 3rd and 4th records of Baird’s Sandpiper (*Calidris bairdii*), the 9th record of Long-tailed Jaeger (*Stercorarius longicaudus*) since 1967, the 13th record of Arctic Tern (*Sterna paradisaea*), the 3rd record of Sardinian Warbler (*Sylvia melanocephala*), the 12–15th records of Yellow-browed Warbler (*Phylloscopus inornatus*), the 6th record of Woodchat Shrike (*Lanius senator*) since 1973, and the 5th record of Two-barred Crossbill (*Loxia leucoptera*).

Irodalom – References

- Magyar G. (1994): Hogyan dokumentáljuk ritka madarak előfordulását? *Partimadár* 4(2), p. 52–55.
- Magyar G., Hadarics T., Waliczky Z., Schmidt A., Nagy T. & Bankovics A. (1998): Magyarország madarainak névjegyzéke. Madártani Intézet, Budapest, 202 p.
- Hadarics T. & Zalai T. (szerk.) (2008): Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest 278 p.

Az MME Nomenclator Bizottság 2009. évi jelentése a Magyarországon ritka madárfajok előfordulásáról

MME Nomenclator Bizottság

ABSTRACT—MME Nomenclator Bizottság: The 2009 report of the Hungarian Checklist and Rarities Committee on rare birds in Hungary. For the 22nd report of the Hungarian Checklist and Rarities Committee 178 records were considered of which 80% were accepted (125 records of 34 different species/subspecies in category A, six records of two species in category C, one record of one species in category D_A, two records of one species in category D_E, four records of three species in category E. Four breeding records of three species/subspecies were also accepted). Highlights of 2009 were the first Hungarian records of *Larus glaucooides* and *Montifringilla nivalis*.

Key words: accidentals, bird rarities report, rarities committee, Hungary.

Correspondence: MME NB, H-1121 Budapest, Költő utca 21.; E-mail: nomenclator@birding.hu

Bevezetés

A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Nomenclator Bizottsága (MME NB) a hozzá eljuttatott leírások és dokumentumok alapján megvizsgálta a 2009-es év során észlelt leírásköteles madárfajok adatait, továbbá néhány korábbi évből származó megfigyelést is, így a jelentés a 2009-es megfigyelések mellett korábbi adatokat is tartalmaz.

A 2009. évi adatok lezárása és összesítése céljából az MME NB 2010. október 8-tól 10-ig a Szabolcs–Szatmár–Bereg megyei Nagyaron ült össze. Az alábbi személyek vettek részt a bizottság 2009-es évet érintő munkájában: *Barkóczi Csaba, Kern Rolland, Selmeczi Kovács Ádám, Simay Gábor, dr. Sós Endre, Tar János és Zalai Tamás* (titkár).

E jelentés összeállításánál 178 adatot vizsgáltunk meg. A beküldött jelentések közül a bizottság 34 faj/alfaj 125 adatát fogadta el A kategóriába, 2 faj 6 adatát C, 1 faj 1 adatát D_A, 1 faj 2 adatát D_E, 3 faj 4 adatát E kategóriába; továbbá hitelesítette 3 faj 4 költési adatát. Az MME NB a megvizsgált adatok 80%-át hitelesítette.

A korábban elfogadott adatok tételesen felsorolva az MME NB éves jelentéseiben találhatóak meg. A legfeljebb tizenöt hitelesített adattal rendelkező fajok esetében az előfordulások 1997 végéig, illetve 2008. május 30-ig megtalálhatók összegyűjtve a *Magyarország madarainak névjegyzéke* legutóbbi kiadásaiban (*Magyar et al., 1998; MME NB, 2008*).

Az elfogadott adatok felsorolásánál a fajok tudományos neve mögött zárójelben olvashatók a faj bizonyított magyarországi előfordulásainak számát jelentik 2009 végéig. Az előfordulások számát és az összes példányszámot törjtjel választja el (amennyiben csak egy szám van feltüntetve, ez az előfordulást és az egyedszámot is jelenti).

A megfigyelés helyét leggyakrabban a közigazgatási településhatárt adtuk meg, és ettől csak kivételes esetben térünk el (pl. a Fertő környéki adatok esetében rendszerint a legközelebbi település nevét tüntettük fel). Rendszerint mindazok nevét megadtuk, akik a madarat elsőként találták, meghatározták, és az észlelésről jelentést készítettek. Amennyiben viszont a madarat háromnál több személy találta, a további megfigyelőkre rendszerint és

tártsaik megjegyzéssel utalunk. Abban az esetben, ha az adott példányt az első megfigyelést követően más megfigyelők is látták, rájuk és mások kifejezéssel utalunk.

Ezúton is felhívjuk tagtársaink figyelmét, hogy amennyiben olyan ritka madárfaj előfordulási adatával rendelkeznek, melyet az MME NB részére beküldött jelentés hiányában még nem bírált, készítsenek jelentést az észlelésről, és a hitelesítés érdekében juttassák el a bizottság titkára címére, lehetőség szerint elektronikus formában (Simay Gábor, e-mail: nomenclator@birding.hu, vagy postacím: H-1121 Budapest, Költő u. 21.). A jelentés elkészítésének módjáról egyebek mellett a *Partimadár* 1994/2. számában közölt irányelvek a mérvadók (Magyar, 1994). A jelentések bármilyen formában készíthetők, de mind az elkészítés, mind a bírálatok során könnyebbé teszi a bizottság által rendszeresített jelentőlap használata (a bizottság bármelyik tagjától kérhető, de elérhető az MME NB honlapján is: <http://www.birding.hu/dokumentumok.html>).

Felhívjuk a figyelmet továbbá arra, hogy az AERC (Association of European Rarities Committees, <http://www.aerc.eu>) ajánlása szerint kívánatos a rendkívül ritka fajok legalább első öt előfordulási adatának az egyenkénti, a megfigyelések körülményeit és a madár részletes leírását is tartalmazó, önálló közleményben való publikálása valamelyik hazai szaklapban, lehetőleg olyanban, amelyik idegen nyelvű (angol vagy német) összefoglalókat is közöl a cikkekről (pl. *Aquila*).

Az el nem fogadott adatok a jelentés végén található a megfigyelők nevének feltüntetése nélkül. Minthogy ezek az adatok nem abszolút bizonyosságúak, a madártani szakirodalomban kerülendő a rájuk való hivatkozás. Sajnálatos módon több esetben érkezett ritka madárfajokról jelentés megfelelő dokumentáció (értékelhető leírás, fénykép stb.) nélkül, különösen régebbi megfigyelések esetén. Az ilyen módon, hiányosan dokumentált megfigyeléseket az MME NB nem tudja hitelesíteni.

A jelentésben felsorolt adatokra történő hivatkozás esetén, amennyiben az MME NB jelentésen kívül más forrás nem adható meg (minthogy azt máshol nem publikálták még), javasoljuk a megfigyelők nevét is feltüntetni a következő példához hasonlóan: „Sarki csér (*Sterna paradisaea*) 2009. május 19. Fertőújlak, Nyéki-szállás 1 ad. pld. (Tamás Á. és társai in *MME NB*, 2010)”.

A hitelesítendő fajok körét érintő változások

2011. január 1-jétől a leírandó madárfajok körét a korábbiakhoz képest nem érinti változás. Az MME NB a leírás köteles fajokat ezután csak meghatározott időközönként (5 évenként) revidálja, mivel a bizottság célja, hogy a megfigyelők és a leírást készítők számára könnyebben nyomon követhetők legyenek a változások; illetve a ritka madárfajok előfordulásában bekövetkező változások sem általánosíthatók ennél rövidebb idő alatt. Fentiek alól csak kivételes és rendkívül indokolt esetben térünk el.

A 2008-as évet érintő változások összefoglalása a bizottság előző jelentésében olvasható (*MME NB*, 2011), míg a hitelesítendő fajok aktuális jegyzéke az *MME NB* honlapján¹ érhető el.

¹ http://www.birding.hu/doc/Hitelesitendo_madarfajok_listaja_2010.doc

Személyi változások

2011. január 1-jétől *dr. Sós Endre* tizenegy éves, egy évvel meghosszabbított tagsága után leköszönt bizottsági tisztségéről, helyette a bizottság *Kókay Bencét* választotta új tagnak. Ezúton is köszönjük *dr. Sós Endrének* tagsága alatt végzett önkéntes és áldozatos társadalmi munkáját.

2011. január 1-től az MME NB *Simay Gábort* választotta meg titkárnak *Zalai Tamás* lejáró mandátumára, akinek ezúton is köszönjük eredményes és sokrétű titkári munkáját. A sokasodó feladatok miatt az MME NB *Kern Rollandot* általános titkárhelyettesnek választotta.

A 2009. év nevezetességei

2009-ben az MME NB két új madárfajt fogadott el hazánk madarainak névjegyzékébe: a sarki sirályt (*Larus glaucooides*) és a havasi pintyet (*Montifringilla nivalis*), melyekkel a Magyarországon bizonyítottan előfordult madárfajok száma 402-re emelkedett.

További említésre méltó adatok 2009-ben: a hosszúcsőrű cankógoda (*Limnodromus scolopaceus*), a himalájai füzike (*Phylloscopus humei*) és a fenyősármány (*Emberiza leucocephalos*) 2., a vörhenyes fecske (*Cecropis daurica*) 4., a csilpcsalpfüzike (*Phylloscopus collybita*) „*tristis*” típusának 7. és 8., a nyíl farkú halfarkas (*Stercorarius longicaudus*) 1967 utáni 10., a borzas gödény (*Pelecanus crispus*) 11. és 12., a vékonycsőrű sirály (*Larus genei*) 12., a fakó keselyű (*Gyps fulvus*) 1988 óta 13., a sarki csér (*Sterna paradisaea*) 14., a jeges bűvár (*Gavia immer*) és a szibériai heringsirály (*Larus fuscus heuglini*) 14. és 15., a rövidcsőrű lúd (*Anser brachyrhynchus*) 15. hazai előfordulása, az álarcos réce (*Anas americana*) első hitelesítetten előforduló példányának ismételt előfordulása (D_A kategóriában), valamint a gatyáskuvik (*Aegolius funereus*) 3. és a kis héja (*Accipiter brevipes*) 8. bizonyított költése.

Az MME NB által 2009-ban elfogadott adatok – Accepted records in 2009

A Magyarországon hitelesítetten előfordult madárfajok egyes adatait az AERC (Association of European Rarities Committees) által elfogadott elvek alapján, de a kategóriákat némileg módosítva soroltuk be. Az egyes kategóriák meghatározása a legújabb névjegyzék (*Hadarics & Zalai, 2008*) bevezetőjében található meg.

A kategória

Kis hattyú (*Cygnus columbianus*) (28/74)

2009. január 30–31. Babócsa, Erzsébet-sziget 1 ad. pld. (Csór S. és társai);

2009. március 15–18. Tiszabábolna, szabadstrand 1 pld. (Hatos P., Hatosné Kriszten Zs. és mások);

Rövidcsőrű lúd (*Anser brachyrhynchus*) (15/144)

2009. november 30. Fertőújlak, Ürgedomb 1 ad. pld. (Pellinger A., Szász E.);

Kis lilik (*Anser erythropus*)

2009. január 30. Ipolyvece, Ortás-rétek 1 ad. pld. (Selmecezi Kovács Á.);
2009. február 7. Apaj, Perjési-kaszálók 2 ad. pld. (Kókay B. és társai); 2009. február 15. Apaj, Baghyürbő-pusztá 1 ad. pld. ill. Apaj-pusztá 1 ad. pld. (Laposa D. és társai.); 2009. február 21. Dunatetőtlen, Bika-torok 2 ad. + 1 imm. pld. (Kókay B. és társai); 2009. március 7. Harta, Mikla-pusztá 3 ad. pld. (Kókay B. és társai); 2009. március 21. Dunatetőtlen, Böddi-szék 1 ad. pld. (Hegedüs D. és társai);
2009. március 1. Fertőújlak, Paprét 1 ad. pld. (Tamás Á.);
2009. október 31. Apaj, Alsó-szűnyog 1 ad. pld. (Kókay B., Laposa D.); 2009. október 31. Dunatetőtlen, szántó 4 ad. + 1 imm. pld. (Laposa D. és társai); 2009. november 8. Dunatetőtlen, Böddi-szék 1 ad. pld. (Kókay B., Lendvai Cs.); 2009. november 15. Apaj, Apaj-pusztá 1 ad. pld. (Kókay B., Lendvai Cs.); 2009. december 29. Solt, szántó 1 ad. pld. (Kókay B., Hegedüs D., Laposa D.);
2009. november 2–december 9. Pusztaszer, Szeripusztá 1 ad. pld. (Nagy T.); 2009. november 4–december 9. Pusztaszer, Szeripusztá 1 ad. pld. (Nagy T.); 2009. november 6–december 9. Pusztaszer, Szeripusztá 4 ad. pld. (Nagy T.); 2009. november 30–december 25. Pusztaszer ill. Ópusztaszer, Szeripusztá 1 család: 2 ad. + 1 juv. pld. (Nagy T. és mások); 2009. december 9. Pusztaszer, Szeripusztá 6 pld.: 2 ad. + 2 juv. (család) + 1 ad. + 1 juv. (a már november 6. óta a területen tartózkodó 3 ad. párral, ill. a november 30. óta a területen tartózkodó 2 ad. + 1 juv. madárral összesen 15 pld.-t figyelték meg ezen a napon) (Nagy T.);
2009. november 6. Fertőújlak, Borsodi-dűlő 1 ad. + 1 imm. pld. (Pellinger A.); 2009. november 18–december 30. Fertőújlak, Ürgedomb, Borsodi-dűlő, Hídi-major 2 ad. pld. (Pellinger A., és mások); 2009. november 30. Fertőújlak, Ürgedomb 1 ad. + 2 ad. + 3 imm. pld. (Szász E.); 2009. december 2–30. Fertőújlak, Borsodi-dűlő, Hídi-major 2 ad. pld. (Pellinger A., Kraft Gy. és mások).
2009. november 13. Berettyóújfalu, Andaháza 2 ad. + 4 imm. pld. (Vasas A., Simay G.); 2009. december 1. Berettyóújfalu, Korhány-dűlő 1 ad. tojó pld. (Vasas A., Simay G.);
2009. november 14. Bősárkány, Nyirkai-Hany 1 ad. + 1 imm. pld. (Ferenczi M., Kiss V., Kraft Gy.);
2009. november 14. Naszály, Ferencmajori-halastavak 1 ad. pld. (Csonka P.);
2009. november 18. Szabadszállás, Zab-szék 1 ad. pld. (Selmecezi Kovács Á.);
2009. november 27. Geszt, Begécsi-víztározó 1 imm. pld. (Horváth G.);

Örvös lúd (*Branta bernicla bernicla*) törzsalakja (1988 óta: 64/72)

2009. február 12. Egyek, Parajos 1 pld. (Gál A.);
2009. február 16. Szabadszállás, Zab-szék 1 ad. pld. (Pigniczki Cs.);
2009. február 17. Tiszagyenda, Gara-halom 1 ad. pld. (Monoki Á.);
2009. február 28. Balmazújváros, Virágoskúti-halastó 1 pld. (Tar J. és társai);
2009. március 14. Dunatetőtlen, Böddi-szék 1 ad. pld. (Hegedüs D., Karlsson T., Kókay B.);

Pehelyréce (*Somateria mollissima*) (2006 óta: 8/13)

2009. október 29. Esztergom, Duna 1 ad. hím. pld. (Prommer M.);

Jeges búbár (*Gavia immer*) (15)

2009. október 31. Kiskunlacháza, bányató 1 ad. pld. (Laposa D. és társai);
2009. november 28–december 13. Siófok, kikötő 1 juv. pld. (Laposa D. és mások); 2009. december 18. Balatonfüred, Balaton 1 pld. (Kocsis K., ifj. Vasuta G.);

Borzas gödény (*Pelecanus crispus*) (12)

2009. március 28–31. Tömörkény, Csaj-tó 1 ad. pld. (Nagy T. és mások); majd **feltehetően ugyanez a példány** feltűnt: 2009. április 1. Marcali, Marcali-víztározó 1 ad. pld. (Bruckner A.); 2009. június 11 – július 3. Tömörkény, Csaj-tó 1 ad. pld. (Nagy T. és mások); 2009. október 23. Balatonlelle, Irmapusztai-halastavak 1 ad. pld. (Kovács Gy., ifj. Vincze B., Bende B.); 2009. október 24–

27. Tömörkény, Csaj-tó 1 ad. pld. (Hajas Á., Hajas G.; Zalai T. és mások); 2009. október 31 – november 1. Marcali, Marcali-víztározó 1 ad. pld. (Nagy Á. és mások); 2009. november 13. Keszthely, móló 1 ad. pld. (Faragó Á. és társai); 2009. november 25 – december 7. Zalavár, Kis-Balaton 1 ad. pld. (Szász E., Klein Á. és mások); 2009. december 12. Aba, Holdvilág-tó 1 ad. pld. (Mészáros J., Staudinger I.);

2009. március 29–31. Hortobágy, Hortobágyi-halastó 1 ad. pld. (Szemerédy M. és mások); majd feltehetően ugyanez a példány feltűnt; 2009. április 11–12. Újszentmargita, Gelei-halastó 1 ad. pld. (Tihanyi G. és mások); 2009. május 10 – 25. Hortobágy, Hortobágyi-halastó és Gyökérkúti-halastó 1 ad. pld. (Lauer M. és mások); 2009. május 29. Tiszafüred, Meggyes-lapos 1 ad. pld. (Albert L. és társai); 2009. augusztus 13 – 28. Hortobágy, Hortobágyi-halastó 1 ad. pld. (Jureček, R. és mások); 2009. október 10. Kenderes-Bánhalma, Sós-kúti-halastavak 1 ad. pld. (Monoki Á.); 2009. október 14 – 23. Hortobágy, Hortobágyi-halastó 1 ad. pld. (Lauer M. és mások);

Gödényfaj (*Pelecanus species*) (3)

2009. április 1–3. Rétszilas, Rétszilasi-halastavak 1 pld. (Pintér B., Lökös L., Pifkó D. és mások);

Pásztorgém (*Bubulcus ibis*) (28/41)

2009. július 3–10. Berettyóújfalu, Andaháza 1 ad. (nászruhas) pld. (Ványi R. és mások);

Fakó keselyű (*Gyps fulvus*) (n+14)

2009. szeptember 5. Sopron, belterület, 1 juv. pld. (Vörös A. és társai);

Fakó rétihéja (*Circus macrourus*)

2005. március 30. Ragály, Gerenda-oldal 1 ad. hím pld. (Márkus I.);

2009. március 23–24. Sándorfalva, Fertő 1 ad. hím pld. (Tokody B., Kiss O.);

2009. április 2. Balatonszabadi 1 ad. hím pld. (Kóta A.);

2009. április 4. Rétszilas, Rétszilasi-halastavak 1 ad. hím pld. (Hraskó G. és társai);

Fekete sas (*Aquila clanga*) (1988 óta: A 76/82, D_A 1)

2009. február 5 – március 12. Sármellék, Zalavár, repülőtér mellett 1 ad. pld. (Szász E. és mások);

2009. február 25–26. Sármellék 1 subad. pld. (Ampovics Zs., Gál Sz., Kancsal B.);

2009. február 20. Köröstarcsa, Kereki 1 imm. (1y) pld. (Durkó L.);

2009. március 28–30. Berettyóújfalu, Andaháza 1 ad. pld. (Simay G. és mások);

2009. április 5. Újszentmargita 1 ad. pld. (Emri T.);

2009. április 6. Biharugra 1 ad. pld. (Horváth G.);

2009. május 4. Geszt, Begécsi-víztároló 1 imm. (2y) pld. (Horváth G.);

2009. november 1–2010. március 1. Bősárkány, Nyirkai-Hany 1 ad. pld. (Ferenczi M. és mások),

azonos az 1993 óta a térségbe rendszeresen visszajáró madárral (MME NB in press);

2009. november 6–2010. március 9. Nagyhegyes, Elepi-halastó 1 ad. pld. (Szilágyi A. és társai),

azonos a 2000 óta rendszeresen visszajáró madárral;

2009. november 19. Bősárkány, Nyirkai-Hany 1 juv (1y) pld. (Mogyorósi S, Váczi M.);

Törpesas (*Aquila pennata*) (2007 óta: 13)

2009. május 27. Szegi, Cigány-hegy 1 ad. (világos változatú) pld. (Papp G.);

2009. június 6. Debrecen, Csordalegelő 1 (világos változatú) pld. (Veszelinov O.);

2009. június 9. Füzesgyarmat, 1 ad. (világos változatú) pld. (Gebei L.);

2009. július 17. Klárafalva 1 ad. (világos változatú) pld. (Mészáros Cs., Domoki F.);

2009. július 19. Tömörkény, Csaj-tó 1 (világos változatú) pld. (Laposa D. és társai);

Feketeszárnyú székiésér (*Glareola nordmanni*) (1990 óta: 22/26; fészkelés: 3)

2009. május 9. Bugyi, külterület 1 ad. pld. (Kiss Á., Szél L.);

2009. május 22–31. Kisújszállás, Nagyret 2 ad. pld. (ifj. Oláh J., Monoki Á. és mások);

2009. október 5–9. Hortobágy, Nagy-Vókonya 1 ad. pld. (Kiss Á. és mások);

Pettyeslilefaj (*Pluvialis dominica/fulva*) (3)

2009. október 2–5. Hortobágy, Nagy-Vókonya 1 ad. pld. (ifj. Oláh J. és mások);

Vándorpartfutó (*Calidris melanotos*) (62/71)

2009. augusztus 29. Biharugra, Biharugrai-halastavak 1 juv. pld. (Durkó L., Hegyesi A.);

2009. október 3–6. Hortobágy, Nagy-Vókonya 1 juv. pld. (Ecsedi Z., ifj. Oláh J. és mások);

Hosszúcsőrű cankógoda (*Limnodromus scolopaceus*) (2)

2009. október 24–26. Szeged, Fehér-tó 1 juv. pld. (Mészáros Cs. és mások);

Terekcankó (*Xenus cinereus*) (64/68)

2009. május 21–24. Hajdúszoboszló, Hajdúszoboszlói-halastavak 1 pld. (Tar J. és mások);

2009. május 24. Békés, Fehérháti-halastavak 1 ad. pld. (Durkó L., Hegyesi A.);

2009. május 26. Hortobágy, Akadémia-halastó 1 ad. pld. (Gál A.);

Lapocsőrű víztaposó (*Phalaropus fulicarius*) (32)

2009. november 20. Geszt, Begécsi-vízátroló 1 pld. (Horváth G., Tóth I., Vasas A.);

Ékfarkú halfarkas (*Stercorarius parasiticus*) (1988 óta: 52/57)

2009. augusztus 28. Balatonfenyves 1 juv. pld. (Bordé S., Németh F.);

Nyíl farkú halfarkas (*Stercorarius longicaudus*) (1967 óta: 10)

2009. október 15. Oroszló, Baranya-csatorna völgye 1 juv. (1y) pld. (Niedling Gy.; Laczik D.),^a
bizonyítópéldány a Pécsi Természettudományi Múzeumban található;

Vékonycsőrű sirály (*Larus genei*) (12)

2009. április 18. Apaj, Csikóháti-halastó 1 ad. pld. (Pánya Cs. és társai);

Heringsirály (*Larus fuscus*) *graellsii* vagy *intermedius* alfaja (20/21)

2009. február 5. Ártánd, kavicsbánya-tó 1 ad. pld. (Vasas A., Simay G.);

2009. február 28. Zamárdi, Balaton 1 ad. pld. (Kókay B. és társai);

2009. december 1–3. Debrecen, hulladéklerakó melletti vízállás 2 ad. pld. (Pásti Cs.);

Heringsirály (*Larus fuscus*) világos hátú (*graellsii*, *intermedius* vagy *heuglini*) alfaja (28/30)

2009. május 6. Hortobágy, Hortobágyi-halastó 1 ad. pld. (Nagy M.);

Szibériai heringsirály (*Larus fuscus heuglini*) (15)

2009. március 17–18. Tiszafüred, szeméttelap 1 ad. pld. (Zalai T. és mások);

2009. november 3. Szeged, kommunális hulladéklerakó 1 ad. pld. (Barkóczi Cs., Domján A.);

Ezüstsirály (*Larus argentatus*) (1998 óta: 77/114)

2009. január 17. Budapest, Duna 1 subad. pld. (Kókay B., Laposa D., Tamás Á.);

2009. február 7. Apaj, Alsó-Szűnyog 1 imm. (2y) pld. (Kókay B. és társai);

2009. február 7. Gyál, horgásztó 1 imm. (2y) pld. (Magyar G., Sós E.);

2009. február 10. Tiszafüred, szeméttelap 1 imm. (2y) pld. (Juhász T., Zalai T.);

2009. március 17. Tiszafüred, szeméttelap 1 imm. (2y) pld. (ifj. Oláh J., Zalai T.), mely nem azonos a
korábban itt megfigyelt példánnyal;

2009. február 20. Abádszalók, Abádszalóki-öböl 1 imm. (2y) pld. (Zalai T.);

2009. február 21. Szigliget, móló 1 imm. (2y) pld. (Gál Sz., Talabér G.);

2009. október 1–20. Balatonfenyves 1 ad. pld. (Gál Sz.);

2009. október 18. Nagyhegyes, Elepi-halastó 1 ad. pld. (Emri T., Zöld B.);

2009. november 14. Szeged, kommunális hulladéklerakó 1 *ad.* pld. (Barkóczy Cs., Domján A.); 2009. december 29. Szeged, kommunális hulladéklerakó 1 *imm.* (1y) pld. (Barkóczy Cs., Domján A.); 2009. december 3. Siófok, Balatonszabadi-Sóstó, Balaton 2 *ad.* pld. (Sós E., Sós Á.); 2009. december 6. Balatonföldvár, kikötő 1 *ad.* pld. (Kókay B. és társai); 2009. december 13. Balatonvilágos, kikötő 1 *ad.* pld. (Kókay B. és társai); 2009. december 22. Budapest, szabadkikötő 1 *imm.* pld. (Kókay B.); 2009. december 23. Budapest, szabadkikötő 1 *imm.* pld. (Kókay B.), mely nem azonos a korábban itt megfigyelt példánnyal; 2009. december 27. Gyál, hulladéklerakó 1 *imm.* pld. (Kókay B. és társai); 2009. december 29. Szigliget, móló 1 *ad.* + 1 *subad.* pld. (Bruckner A.);

Sarki sirály (*Larus glaucooides*) (1)

2009. január 28–30. Dunavecse, Duna 1 *imm.* pld. (Kókay B., Hegedüs D. és mások);

Dolmányos sirály (*Larus marinus*) (59/61)

2009. november 14. Szeged, kommunális hulladéklerakó 1 *ad.* pld. (Barkóczy Cs., Domján A.);

Csüllő (*Rissa tridactyla*) (1988 óta: 57/63)

2009. október 17. Nagykanizsa, Miklósfai-halastavak 1 *imm.* (1y) pld. (Gál Sz. és társai); 2009. október 22. Balmazújváros, Virágoskúti-halastó 1 *imm.* (1y) pld. (Lisztes A., Borza S.); 2009. november 28. Fonyód, kikötő 1 *juv.* (1y) pld. (Kókay B. és társai); 2009. december 10–12. Abádszalók, Abádszalóki-öböl 1 *juv.* (1y) pld. (Balázs P., Rimóczi Á.; Zalai T. és mások);

Kenti csér (*Sterna sandvicensis*) (21/57)

2009. június 8. Fertőújlak, Nyéki-szállás 6 *ad.* pld. (Tamás Á.); 2009. június 9. ugyanott már csak 1 *ad.* pld. tartózkodott (Tamás Á. és társai); 2009. június 19. Tiszavasvári, Fehér-szik 6 pld. (Szabó A., Eszenyi A., Mester B.);

Sarki csér (*Sterna paradisaea*) (14/15)

2009. május 19. Fertőújlak, Nyéki-szállás 1 *ad.* pld. (Tamás Á. és társai);

Vörhenyes fecske (*Cecropis daurica*) (4/6)

2009. április 11. Vác, Látó-hegy (Naszály) 1 *ad.* pld. (Pintér B., Versecki N.);

Himalájai füzike (*Phylloscopus humei*) (2)

2009. november 12–december 5. Berekfürdő, belterület 1 pld. (Kirják S.);

Csilpcsalpfüzike (*Phylloscopus collybita*) „tristis” típusa (8)

2009. november 6. Tömörd, Madárvárta 1 „tristis típusú” pld. (Király G., Lukács Z.), gyűrűzött példány; 2009. november 8. Vác, ártéri tanösvény 1 *imm.* (1y) „tristis típusú” pld. (Schmidt A., Schmidtné Kővári I.);

Havasi pinty (*Montifringilla nivalis*) (1)

2009. december 31–2010. január 23. Salgótarján, Somoskő 1 pld. (Angyal E., Szederjesi T. és mások); már 2009. december 29-én megfigyelték a magyar határtól néhány méterre;

Karmazsinpirók (*Carpodacus erythrinus*) (32/36)

2009. május 25. Fertőrákos, Virágosmajor 1 hím (Mogyorósi S.);

Sarkantyús sármány (*Calcarius lapponicus*) (a Tisza vonalától nyugatra 1993–2009 között: 8/21)

2009. január 2–3. Poroszló, Nagy-állás 1 pld. (Borbáth P.; Zalai T.);

Fenyősármány (*Emberiza leucocephalos*) (2)

2009. február 24–25. Zalaszentmihály, Sihaj-rét 1 (valószínűleg 2y) hím pld. (Gál Sz. és mások);

Kerti sármány (*Emberiza hortulana*) (1996–2007: 7/20 + költés: 8/17)

2009. december 2. Hortobágy, Árpád-halom 1 pld. (Balázs I., Dudás M.).

C kategória**Kanadai lúd (*Branta canadensis*) (C: 10, D_E: 10)**

2009. november 1. Apaj, Alsó-Szúnyog 1 pld. (Kern R., Schmidt A., Schmidt E. és társaik).

Vörös ásólúd (*Tadorna ferruginea*) (1988 óta C: 4, D_A: 43/56, D_E: 17/21)

2009. január 10. Kapuvár, Kistölgyfapuszta 1 tojó pld. (Szász E., Pandúr L., Tamás Á.);

2009. október 10–december 6. Biharugra, Biharugrai-halastó és Geszt, Begécsi-víztároló 2 ad. pld. (Horváth G. és mások);

2009. október 12. Nagyhegyes; Elepi-halastó 1 ad. tojó pld. (Tar J. és társai); 2009. november 16–17. Nagyhegyes, Görbe-hát 1 ad. tojó pld. (Szilágyi A. és mások).

2009. október 12. Karcag, Kecskeri-víztározó 1 ad. hím pld. (Kálmán S.).

D_A kategória**Álarcos réce (*Anas americana*) (2)**

2009. február 7–március 15. Apaj, Alsó-szúnyog 1 ad. hím pld. (Hegedűs D., Laposa D. és mások).

D_E kategória**Kanadai lúd (*Branta canadensis*) (C: 10 D_E: 10)**

2009. május 24–25. Hortobágy, Hortobágy-halastó, Kondás 1 ad. pld. (Lauer M. és társai);

2009. október 31. Keszthely, Keszthelyi-öböl 1 ad. pld. (Hadarics T.).

E kategória**Fehérfarcú réce (*Anas bahamensis*) (1)**

2009. május 17–20. Fertőújlak, Borsodi-dűlő és Nyéki-szállás 1 ad. hím pld. (R. Kvetko, Hadarics T. és társai);

Mandarinréce (*Aix galericulata*) (E: 13/14)

2009. február 2. Komárom, Rüdiger-tó 1 ad. hím pld. (Turesányi K.);

2009. december 10. Sárvár, Arborétum 1 tojó pld. (Nagy L. és Boros E.);

Kisasszonyréce (*Aix sponsa*) (E: 6/17)

2009. január 27–február 13. Baja, Duna 1 tojó pld. (Tamás Á. és mások).

Fészkelések**Kis héja (*Accipiter brevipes*) (a költőhelyeken kívül 1988–2009: 7, költés: 8/11)**

2009. június 18–augusztus 5. Királyhegyes, Csikópusztai-erdő 2 ad. + 3 pull. (Mészáros Cs. és mások);

Vándorsólyom „brookei” típus (*Falco peregrinus „brookei”*) (2)

2008. március – június Keszthelyi-hegység 2 ad. + 2 pull. (Bagyura J. és társai);

2008. március – június Bakony 2 ad. + 3 pull. (Bagyura J. és társai);

Gatyáskuvik (*Aegolius funereus*) (a költőhelyeken kívül: 14, költés: 3)

2009. március 15–április 12. Miskolc, Bánkút, Füstös-kő 2 ad. pld. + öttojásos fészekalj. A költés nem volt sikeres, április 29-én összetört tojásokat találtak (Nehézy L., Nehézy D. és mások).

El nem fogadott, illetve visszavont adatok – Records not accepted or withdrawn

Sarki lúd (*Anser caerulescens*) 2009. február 12. Mosonmagyaróvár 8 pld.; **kis lilik (*Anser erythropus*)** 2009. március 16. Fertőújlak, Pap-rét 2 pld.; **kanadai lúd (*Branta canadensis*)** 2009. június 14. Mezőnagymihály, Nagyház-tanya; **örvös lúd (*Branta bernicla*)** 2009. január 27. Sarród, Lászlómajor; 2009. január 29. Bősárkány, Nyirkai-hany; 2009. február 7. Fertőújlak, Ürgedomb; 2009. október 30–november 23. Fertőújlak, Ürgedomb és Borsodi-dűlő; **vörös ásólúd (*Tadorna ferruginea*)** 2009. május 3. Fertőújlak, Nyéki-szálás; 2009. július 2–8. Fertőújlak, Borsodi-dűlő; **borzas gödény (*Pelecanus crispus*)** 2009. december 18. Balatonboglár, Balaton; **pásztorgém (*Bubulcus ibis*)** 2009. március 30. Szeged, Fehér-tó; **dögkeselyű (*Neophron percnopterus*)** 2009. május 6. Izsák, Matyó-halom; **fakó rétihéja (*Circus macrourus*)** 2009. augusztus 3. Szabadkigyós, Nagy-gyöp; 2009. október 23. Kardoskút, Fehér-tó; **fekete sas (*Aquila clanga*)** 2009. február 20. Hortobágy, Csécsi-halastó; **törpesas (*Aquila pennata*)** 2009. augusztus 28. Hortobágy, Zám; 2009. szeptember 21. Hortobágy, Zám 2 pld.; **fehérkarmú vércse (*Falco naumanni*)** 2009. május 30. Szeged, Fehér-tó; **Eleonóra-sólyom (*Falco eleonora*)** 2009. szeptember 13. Csárdaszállás, rizsföldek; **feketeszárnú székicsér (*Glareola nordmanni*)** 2009. augusztus 10. Hortobágy, Hortobágy-halastó; **eztüstírály (*Larus argentatus*)** 2009. február 21. Abádszalók, Abádszalóki-öböl; 2009. november 26. Szeged, Fehér-tó; 2009. december 13. Szántód, Balaton; 2009. december 13. Szeged, Fehér-tó; 2009. december 29. Szigliget, Balaton; **sárgalábú sirály (*Larus michahellis*)** 2009. június 11. Pötréte, tözgebánya-tó (költés); **sarkantyús pityer (*Anthus richardi*)** 2006. május 1. Szentgotthárd; **csíkosfejű nádiposzáta (*Acrocephalus paludicola*)** 2009. május 2. Szatymaz, Fehér-tó.

Summary: The 2009 Annual Report of the Hungarian Checklist and Rarities Committee

This is the twenty-second report of the Hungarian Checklist and Rarities Committee. For this report 178 records were considered by the Rarities Committee of which 80% were accepted (125 records of 34 different species/subspecies in category A, six records of two species in category C, one record of one species in category D_A, two records of one species in category D_E, four records of three species in category E, and four breeding records of three species/subspecies were also accepted). The annual meeting of the Committee was held on 8–10th October, 2010 in Nagyar.

Definitions for categories follow the recommendations of the general guidelines of AERC, with the exception of Category D, which is divided into Categories D_A and D_E from 2006 on. The two figures (divided by a slash) after species names indicate the number of occurrences and individuals up to and including 2009. When only one figure is shown, this relates to both occurrences and individuals. For a few species, where the exact number of occurrences is unknown, only the number of records (and individuals) accepted since a particular year is given in brackets.

Since the report is in Hungarian, the following guidelines are given for acronyms and Hungarian words frequently used in the report. Dates are written according to the Hungarian sequence i.e. year, month, day. The date is followed by the place of occurrence, usually the name of the municipality

followed by the name of the actual locality. Names or numbers of the particular pond of a fishpond system are given after the name of the pond system in brackets. Number of individuals is given before the acronym *pld.* (i.e. „individual”) with notes on plumage, sex or other circumstances of the record. *Hím* means male, *tojó* means female, *2y* means second year immature bird. *Gyűrűzött példány* means the bird was ringed. The names of observers are in brackets. The phrase *és társai(k)* means „et al.” and it usually indicates that the bird was originally found by more than four observers from, while *és mások* means the bird was observed by others than the initial observers on a successive date. Rejected records are listed at the end of the report.

Highlights of 2009 were the first Hungarian record of Iceland Gull (*Larus glaucoides*) and White-winged Snow-finch (*Montifringilla nivalis*).

Other noteworthy records from the year 2009: were the following: the 2nd record of Long-billed Dowitcher (*Limnodromus scolopaceus*), Hume’s Warbler (*Phylloscopus humei*) and Pine Bunting (*Emberiza leucocephalos*), the 4th record of Red-rumped Swallow (*Cecropis daurica*), the 7th and 8th record of Siberian (type) Chiffchaff (*Phylloscopus collybita „tristis”*), the 10th record of Long-tailed Skua (*Stercorarius longicaudus*) since 1967, the 11th and 12th record of Dalmatian Pelican (*Pelecanus crispus*), the 12th record of Slender-billed Gull (*Larus genei*), the 13th record of Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) since 1988, the 14th record of Arctic Tern (*Sterna paradisaea*), the 14th and the 15th record of both Great Northern Loon (*Gavia immer*) and Heuglin’s Gull (*Larus fuscus heuglini*), the 15th record of Pink-footed Goose (*Anser brachyrhynchus*), and the appearance of Hungary’s 1st American Wigeon (*Anas americana*) in the third consecutive year (category D_A), moreover, the 3rd breeding record of Boreal Owl (*Aegolius funereus*) and the 8th breeding record of Levant Sparrowhawk (*Accipiter brevipes*).

Irodalom – References

- Magyar G. (1994): Hogyan dokumentáljuk ritka madarak előfordulását? *Partimadár* 4(2), p. 52–55.
- Magyar G., Hadarics T., Waliczky Z., Schmidt A., Nagy T. & Bankovics A. (1998): Magyarország madarainak névjegyzéke. Madártani Intézet, Budapest, 202 p.
- Hadarics T. & Zalai T. (szerk.) (2008): Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest 278 p.
- MME Nomenclator Bizottság (2011): Az MME Nomenclator Bizottság 2008. évi jelentése a Magyarországon ritka madárfajok előfordulásáról. *Aquila* 118, p. 143–154.

IN MEMORIAM

Sziij József

A régi Garas utcai Madártani Intézet egyik utolsó (legfiatalabb) tagjától búcsúznunk. *Sziij József* 1927. augusztus 7-én Budapesten született. Egyetemi tanulmányait szülővárosában végzi, majd 1951-ben a Madártani Intézetben kezdi meg aktív tudományos munkásságát. Az 1956-os októberi forradalom bukása után Ausztriába emigrál. *Keve András* közvetítésével rövidesen a bonni Koenig Museumnál (*Günther Niethammernél*), majd a stuttgarti Naturkundemuseumban (*E. Schüznel*) dolgozik. Kutatási ösztöndíjak révén 1960–1969 között a radolfzelli Vogelwartén tevékenykedik (*Konrad Lorenznél*). Mikor végre megkapja a német állampolgárságot, egészen nyugdíjba vonulásáig (1992) a zoológia professzora az esseni egyetemen.

Munkássága röviden: madarak táplálkozásbiológiája (Budapest), gólyakutatás (Stuttgart), récefélék ökológiája és etológiája (Seewiesen–Radolfzell), nemzetközi vízimadárkutató (Radolfzell–Slimbridge). Esseni tanítványaival a görögországi folyótorkolatok szűnőökológiáját kutatja. A Thumana Nemzeti Parkban (Szaud-Arábia) különös figyelmet szentel az egyenesszárnyúak ökológiájának. A magyarországi gémtelpekről írt összefoglalásával az *Aquila* hasábjain debütál. Irodalomjegyzéke több mint 80 tudományos dolgozatot tartalmaz. Utolsó műve: *Die Springschrecken Europas* (Saltatoria Europaea) 2004-ben jelent meg a Neue Brehm Bücherei sorozat 652. köteteként.

Jóska 2010. január 22-én kelt, hozzám írt utolsó levelében közli, hogy kórházi kezelés után újra otthon van länhdeni házikójában. Szomorúan konstatálja: „Nagyon legyengültem, nehezen tudok járni. Most itt ülök az ablaknál és nézegetem a madarakat az etetön... ez lesz valószínűleg a további tudományos tevékenységem!” Fáradt szíve 2011. február 25-én szűnt meg dobogni.

dr. Stollmann András

Randík Aladár

A Bars megyei Garamszőlösön született 1936. július 17-én. Gimnazista kora óta érdekelték a madarak. *Keve András* és *Jozef Sládek* vezették be az ornitológia rejtelmeibe. Kapcsolatot tartott a néhai Madártani Intézettel és a Magyar Madártani Egyesülettel. 1957–1987 között több cikket publikált az *Aquilában* is. Alapító tagja és első elnöke volt az 1985-ben alakult Szlovák Madártani Egyesületnek. A zólyomi Erdészeti Egyetem elvégzése után a természetvédelemnél, később a Szlovák Tudományos Akadémián dolgozott, majd a tanári katedrát választotta hivatásul. Utolsó munkahelyén (City University of Seattle) a környezetvédelem, az életközösségek dinamizmusa és a biodiverzitás bonyolult kérdései foglalkoztatták. Aladár életútja 2011. január 26-án zárult le. A madártan és a természetvédelem határon túl is jól ismert személyisége a pozsonyi csalogány-völgyi temetőben lelt örök nyugalmat.

dr. Stollmann András

Emlékek Kovács Béláról (1926–1987)

Immár 25 éve nincs közöttünk *dr. Kovács Béla*, akinek életútját, munkásságát viszonylag kevesen ismerik, pedig munkássága megérdemel egy részletes életrajzot.

1971-től tanítványa lehettem a Debreceni Agrártudományi Egyetemen. Konzulensem, majd témavezető tanárom volt a tudományos diákköri (TDK) dolgozataim, diplomamunkám, végül pedig disszertációm elkészítése során. Ez alatt a hat év alatt nagyon sok értékes gondolatát osztotta meg velem. Számos történetet mesélt a 40-es, 50-es évekről, melyeket később, hortobágyi évtizedeim alatt gyakran felidéztem. Mesélt a fogságban eltöltött időről, ahová a háború végén, mint bevonultatott levontét hurcolták el. Egyik hadifogolytársának, Szűcs Ernőnek 1992-ben kiadott visszaemlékezésében egy csoportképen is szerepel, és a szöveg is többször említi (Déri Múzeum Évkönyve 1989–1990). A Dánia és Németország határán levő fogolytáborból egy teljes év elmúltával térhetett haza, vagy ahogyan gyakran emlegette: „visszajöttem az Atlanti-pocsolyától”.

Mint konzulens tanáromat, 1973 és 1976 között heti több alkalommal felkerestem az Állattani Tanszéken. Általa ismerhettem meg a számomra annyira fontos madártan szakirodalmát. Régebbi és újabb munkáiból különlenyomatokat kaptam és ellátott sokféle tudományos olvasnivalóval. Első terepi kiszállásunk 1973 őszén az én „régii” madármegfigyelő területemre, a bihari Sándorosra vezetett. Akkor fogalmazta meg, hogy ezeket a pár száz hektáros kis területeket cseréljem fel a Hortobágy vizsgálatával.

1974-ben és 1975-ben így tölthettem a kötelező egyetemi nyári gyakorlatok hónapjait Hortobágyi-halastón, immár „hivatalosan” és legalizáltan kizárólag madártani terepmunkával. Mindkét évben többször is meglátogatott, olyankor nem csak a halastavakat vizsgáltuk át, hanem autóján nagy portyákra vitt a pusztta távoli részeire is. Minden ismerős volt neki. Az Akadémia-tó esetétől (és furcsa nevétől) kezdve a Pentezug „meggyújtható vizü” artézi kútjáig, az Angyalfházán található szikes mocsarakig vagy az Ohati-erdőig. Ő vitt el először Nagyivánba, ahol *Szabó László Vilmost* felkeresve a Kunkápolnási-mocsárba is bepillanthattam. (Nem is sejtve, hogy alig két év múlva ide kerülök természetvédelmi őrnök és itt is maradok a pályám végéig...)

1974-ben együtt léptünk be a frissen alakult Magyar Madártani Egyesületbe, melynek első év végi gyűlésén megismertetett az addig számomra csak műveikből ismert neves magyar ornitológusokkal (*Györy Jenő, Keve András, Schmidt Egon, Sóvágó Mihály, Sterbetz István*).

Kovács Béla a madártannak egy, mára már eltűnőben levő ágát, a gyomortartalmak elemzésére alapozott táplálkozásvizsgálatot művelte. Doktori értekezése is ilyen tárgyú volt: 1968-ban megvédett disszertációjának címe „A vörös gém (*Ardea purpurea*) táplálékösszetételének vizsgálata, valamint a vörös gém helye a hortobágyi ökológiai rendszerben” (Debrecen, 70 oldal). Ezzel, valamint a bakcsó, a búbos vöcsök és a telelő énekesmadarak táplálékösszetételének elemzéséről publikált dolgozataival *Vasvári Miklós* háború előtti bromatológiai munkásságának lett méltó folytatója (aki a hazai gémfajok ezirányú vizsgálatával végzett úttörő munkát).

Nagy álmát, a Hortobágy védetté nyilvánításának megvalósítását sok előtanulmány, felmérés, terepi bejárás formájában támogatta. Az utókor mélyen hallgat erről, pedig a hatvanas évek közepe és 1972 között készült kiszállási dokumentumképeken *Festetics*

Antal, Szabó László Vilmos, Lukás Hoffmann, Radó András, Bujdosó Attila társaságában ott látjuk Kovács Bélát is.

Én nem csak madártani pályafutásom elindulását köszönhetem neki, hanem az egész Hortobágygal való ismerettségemet, a természetvédelem felé irányulást, de még a természetfotózásban való elmélyülést is. Nagyon hamar, szinte észrevétlenül távozott, 1987. május 5-én, 61 évesen. Május 12-én, temetése napján a Hortobágyon ritka tünemény, egyszerre öt (!) különböző alakú szivárvány díszlett a puszta egén. Búcsúztatásakor kopjafa síremlékét a Debreceni Köztemető madarainak koncertje zengte körül.

2004-ben megjelent madaras kézikönyvünkben (A Hortobágy madárvilága) szerényen bár, de megemlékeztünk róla is, mint a Hortobágy és Hajdú–Bihar megye madárvilágának kutatójáról és természetvédelmének munkásáról.

dr. Kovács Gábor

HÍREK

A Keve András Természetvédelmi és Madártani Szakkönyvtár adományozói 2011-ben

2011 folyamán az alábbi magánszemélyek kiadványokkal vagy azok beszerzéséhez anyagiakkal a könyvtárunkat: *Balogh Lajos, Bank László, Babinszky Gergely, Balczó Bertalan, Beretzky Marianna, Böhm András, Csathó András, Dankó István, Demeter András, Dévai György, Fenyvesi László, Fluck Dénes, Gerard Gorman, Haraszthy László, Kalotás Zsolt, Kern Roland, Kovács Zsolt, Kundráth Ferenc, Lengyel Szabolcs, Lovászi Péter, Molnár Viktor, Morandini Pál, Nagy János, Papp Ferenc, Rác Péter (Szlovákia), Rodics Katalin, Szegedi Zsolt, Tatár Sándor, Tóth Sándor, Tóth Tamás, Rolf Uhlig (Németország) és Ungi Balázs. Ugyancsak köszönettel tartozunk az alábbi intézmények, egyesületek, testületek segítségével könyvtárunk állományának gyarapodásában: *Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, MTA Földrajztudományi Intézet Könyvtára, Magyar Biológiai Társaság, MME Nomenclator Bizottság, Országos Széchényi Könyvtár.**

Büki József szakkönyvtáros

Új könyvtárosa van a Keve András Természetvédelmi és Madártani Szakkönyvtárnak

Büki József, a Keve András Természetvédelmi és Madártani Szakkönyvtár könyvtárosa 2011. decembertől nyugállományba került. A könyvtárért kifejtett munkássága kapcsán 2011-ben Pro Natura díjban részesült. Gratulálunk neki ebből az alkalomból, egyben megköszönjük sokéves eredményes tevékenységét, mellyel számos hazai és külföldi – hivatásos és műkedvelő – ornitológus kollégánk munkáját segítette.

A könyvtár gondozását 2012-től *Sipos-Bartl Boglárka* vette át, akinek sok sikert kívánunk új feladatához!

Dr. Magyar Gábor

KÖNYVISMERTETÉS

Rishad Naoroji: Birds of Prey of the Indian Subcontinent. Christopher Helm, London, 2006. 692 o., 15 színes tábla, 850 színes fotó, £40.

India madárvilágáról az elmúlt három évtizedben számos kiváló munka (kézikönyvek, terepi határozók, fotós képalbumok) látott napvilágot. Szerzőik többnyire brit és amerikai ornitológusok, az egy Salim Ali kivételével. A 2006-ban megjelent, India térségének ragadozómadarait ismertető kötet abban is eltér a fentiektől, hogy szerzője helyi szakember, műve pedig nem a teljes madárvilág, hanem speciálisan a ragadozómadarak bemutatására irányul.

Rishad Naoroji 1983 óta publikálja e madarokról készített fotóit, megfigyeléseit és vizsgálatait. Független kutatóként és civil madárvédőként dolgozik. Számos tanulmánya jelent meg a Corbett Nemzeti Park és Bharatpur területén végzett fészkelésbiológiai és etológiai munkálkodása alapján. Elsőként adott hírt olyan, az indiai szubkontinensre vonatkozóan új költőfajokról, mint a *Buteo hemilasius* vagy a *Microhierax caerulescens*. Ez a vaskos monográfia az első részletes, tudományos alaposságú, képekkel is rendkívül gazdagon illusztrált összefoglaló a térség ragadozó madarairól.

A bevezetőben a szerző köszönetet mond számos honfitársának és támogatójának, akik adatközlésekkel segítettek a könyv elkészítésében. Rövid általános madártani, morfológiai ismertető rész után külön fejezetet szán a ragadozóknak az indiai történelemben és mitológiában betöltött szerepének bemutatására. Az állatföldrajzi zónák ismertetését térkép és diagram mellett egyszerű fotóanyaggal (tájak, élőhelytípusok) részletezi, melynek során a szövegben kitér a jellemző fajokra, sőt, a zónánkénti teljes ragadozómadár-listát a könyvbéli sorszámuk felsorolásával is megadja. Egy kis fejezetben a megfigyelési, fotózási kérdéseket is taglalja, majd rátér a madárvédelmi problémák elemzésére. Az itteni alfejezetek közül kiemelten részletes a közelmúltban történt drámai keselyűállomány-összeomlás, melyet a diklofenák – 2-[2-(2,6-diklórfenil)aminofenil]etánsav – okozta mérgezés idézett elő. Az ezzel kapcsolatos sürgős védelmi tennivalókról is itt olvashatunk. Négy különösen veszélyeztetett madár (*Ichthyophaga humilis*, *Aquila hastata*, *Falco peregrinus peregrinator*, *Spilornis klossi*) védelmi és kutatási feladatait külön részben ismerteti. A védelmi akciókról szólva a faj- és élőhelyvédelem mellett a vegyszerezés elleni küzdelemlről, az elektromos vezetékek okozta problémákról, de az iparosítás miatti növekvő gondokról és a környezetbarát gazdasági tevékenység lehetőségeiről is sok információt nyújt. Itt foglalkozik a vonulási útvonalak kérdésével. Kitér a tájékoztatásnak és az oktatásnak a madárvédelemben való jelentőségére is. Eme általános fejezetek után a *John Schmitt* által festett 15 színes tábla következik, amely bemutatja a szubkontinens mind a 69 ragadozómadarát. A képtáblák különösen a fajonkénti nagyszámú röpkép miatt informatívak. A könyv fő része a madárfajok egyenkénti, igen részletes ismertetése. Egy-egy ragadozó fajfejezete az alfajok megnevezésével, majd a helyi nevek felsorolásával és az angol, valamint a latin nevek etimológiájával kezdődik. Külön alfejezetekben olvashatók a testméretadatok, a határozás (leírás, terepi bélyegek), státusz, elterjedés, élőhely (térképpel), viselkedés, táplálék, hang, fészkelés. Itt, a fajfejezetekben kaptak helyet a színes fényképek, melyek zöme igen jó minőségű. Köztük nagy nevű európai, amerikai ragadozómadár-fotósok (*Dick Forsman*, *William Clark*) felvételei is előfordulnak, de a többségét a szerző

maga készítette. Ez utóbbi tény csipetnyi rosszmájúságra is okot adhat a képek kritikus szemlélőinek, például a Brahma-kánya illusztrációit végignézve, ahol szembeötlő a különbség *Rishad Naorji* akciós, de inkább „szakmailag érdekes” képei, illetve *Sudhir Shivaram* és *Thakur Dalip Singh* művészi, „ütős” fotói között. Ugyanakkor el kell viszont ismerni, hogy más helyeken a szerző közöl utolérhetetlen képeket pl. keselyűkről, sasokról. A kötetet a függelékben közölt táblázatok és egy igen gazdag, 50 oldalnyi bibliográfia zárja.

Összegzőként elmondható, hogy az újszerű szerkesztésű, nagyon részletes, kézikönyv terjedelmű monográfia minden lényegest tartalmaz, amit tudni érdemes az indiai szubkontinens és a környező szigetek ragadozó madarairól. A képanyag pedig olyan nagyszámú és válogatottan jó fotókból áll, melyeket akár egyes hazai előfordulású fajok határozásához is eredményesen használhatunk, mint például a pusztai ölyv vagy a rétihéják színvariációi esetében. Minden terepi madarásznak, Indiába vagy Pakisztánba készülődő szakmai indíttatású turistának, ragadozó madaras „raptorofil”-nak jó szívvel ajánlom e munkát.

Dr. Kovács Gábor

GUIDELINES **for authors sending their manuscripts to *Aquila***

General guidelines

Aquila is a periodical established by the Hungarian Ornithological Centre (later Hungarian Ornithological Institute) over a hundred years ago, which is currently published annually by the Ministry of Rural Development, bearing legal rights of the former HOC. The periodical publishes original manuscripts of scientific quality that have not been published or submitted for publication elsewhere. Editors maintain their rights to refuse the publication of otherwise acceptable manuscripts if data collection, experiments or preparation of the paper in general are in conflict with the general principles and aims of nature protection or animal rights, especially if such conflicts are also of legal nature.

The periodical aims to be primarily an organ for publishing the latest outstanding results of ornithological research in Hungary, the Carpathian Basin, more widely in entire Europe, while leaving space for those works of Hungarian scientists conducted outside the region. The periodical accepts manuscripts from all fields of ornithology while giving preference to those helping the realisation of national nature conservation aims. The intended primary field of *Aquila* covers methodology, ecology, conservation biology, eco-faunistics, ethology, ornithogeography, archeology, applied ornithology and bird conservation. Space shall be given to those faunistical publications providing further significant information to zoogeography.

The periodical publishes communications in theoretical research those based on observations in Hungarian or in English, which shall be presented in detail in a structure customary in scientific communication (in an "IMRAD" structure). Publication in a major language other than Hungarian or English may be possible if justified as based on an agreement with the editor in chief.

Independently from the language of the article it is published with abstracts in English and in Hungarian language.

Comprehensive, national reports in ornithology also receive space in the periodical if they fulfil the formal requirements of full size articles and prepared with scientific standards.

Communications of smaller volume as well as observations interesting to the scientific community are published as short communications in a size preferably not exceeding two pages. Short communications are published in two languages in Hungarian and in English.

The periodical provides an opportunity for the publication of review articles that summarise current knowledge and results in a research area. Authors intending the preparation of such works are kindly requested to consult the editor in chief about details beforehand. Depending on the space available in a given issue, and after consultation with the editor, news, reports on special events and book reviews may also be accepted as long as they are of presumed interest to the readers.

For manuscripts with multiple authors written consent of all authors is requested for publication. Authors agree with the submission of their paper that publication copyrights will be born by the publishers furtheron, reprint of papers or excerpts thereof require the previous consent of the publisher.

Submission and peer review of manuscripts

Manuscripts intended to be published in *Aquila* shall be submitted to the editor in the format described in the following, in Hungarian or in English language, preferably in electronic format (by E-mail or on a digital storage device, preferably on CD or DVD). The text shall be written and submitted by a word processor compatible with Windows Word 2000 (with a .doc or .rtf extension) in 12 point Times Roman fonts, double spaced, formatted to A/4 paper size. Special custom made styles, macros, etc. shall be avoided in the file.

Typesetting (italics, underlining, bold typeface, etc.) shall be avoided with the exception of titles and subtitles, scientific names and citations. If submission in the requested format is not possible authors are kindly requested to consult with the editor to find a solution. Special attention shall be paid to correct grammar and word usage. For English papers spelling and grammar of Oxford English shall be followed.

If the manuscript cannot be submitted in an electronic format, it shall be sent by mail or handed over personally to the editor in three identical copies on A/4 size paper with double line space with 2.5 cm margins at both sides, written or printed only on one side of the paper (each copy shall contain the tables and figures). The pages shall be numbered.

Photographs or figures shall accompany the manuscripts in a quality acceptable for publication either in a digital format (in .tif or good resolution .jpg format) or in three originals in the size (or larger) intended for publication forwarded by mail.

Manuscripts are peer reviewed for publication with the involvement of independent outside referees. Based on the reviews and formal requirements the chief editor will accept or decline the manuscript for publication or, alternatively, instruct the author(s) for revision or correction of the manuscript. Revisions and corrections are requested to be completed as soon as possible following notification. Decision of the journal as based on the peer reviews is final, authors accept to submitting themselves to decisions made by the editors by sending their manuscripts to Aquila.

Formal requirements of the manuscripts

For the sections, style, etc. the format and output of papers published in recent issues of the periodical shall serve as a guidance. The sequence and recommended chapters of the manuscript are as follows: cover page with the title, the data of the authors, on the next page the abstract (in English, and preferably in Hungarian language as well), on (a) new page(s) continuously the text of the manuscript with titles of the chapters on bold face type divided into chapters (Introduction, Materials and Methods, Results, Discussion/Summary, Acknowledgements, References) followed by the tables, figures, captures of the tables and figures. Captures should always follow the tables or figures numbered with Arabic numbers continuously but independently from each other. If this is not possible the text of the captures should be added on a separate page continuously, in this case the numbers of the tables and figures should be marked by their numbers and on the back the names of the authors should be marked by pencil. If the main chapters are subdivided into subchapters their titles should be written in a new line underlined or double underlined depending on their level. Dividing the chapters at more than two levels should be avoided.

Cover page: This page shall contain the title of the work, the name(s) of the author(s), the institution or organisation where they conducted their work serving the basis of the paper, the postal and E-mail address, as well as the name of the corresponding author if this is different from the first author.

Abstract: the short abstract summarising the methods used, results achieved and the findings shall present in a compact but understandable manner the aim of the study, the methods, main results and conclusions. Its length shall not exceed 200 words and it shall be written in one paragraph. A maximum of eight key words covering the topic of the article as well as the running title not exceeding 60 characters shall be given also here.

Introduction: the introducing chapter shall present concisely the problem, hypothesis or theory to be discussed as well as the relevant information relating to the topic published in previous literature.

Material and methods: The material used for the study (chemicals, equipment, special computer software, etc.), the methods and procedures applied shall be described here to a detail necessary for the proper comprehension and interpretation of the results by the readers and for the possible reconstruction of the experiment by others at a later time or place under identical conditions. For field observations the description and characterisation of the study area may be placed here.

Results: This chapter shall contain the authors' own observations and research data. Authors shall abstain themselves from mixing the results with descriptions of methods or lengthy evaluation of the data, their comparison with data of other publications, presentation of hypotheses, which latter ones shall be placed all in the appropriate chapters.

Discussion/evaluation: According to the title of the chapter the evaluation of data, the comparison with the data and findings of other publications or hypotheses, recommendations for further research shall be placed here. If the nature of the publication calls for a combined chapter of 'Results and Discussion' authors' own data and their interpretation as well as findings taken from other publications shall be traceable and separable by the reader.

Tables and figures: The tables and figures, together with the captures, titles and explanations are requested to be submitted separately from the text of the manuscript. The presentation of data redundantly, i.e. in text, in tables and figures simultaneously should be avoided, text and figures should preferably complement each other. Both the tables and the figures should be prepared in a way they are informative, easily understandable, and preferably comprehensible independently and should contain the explanation of all the symbols used. Lengthy tables and photographs, especially coloured photos and figures may be published only conditionally and only after consultation with the editor, but they should be avoided as much as possible in the manuscript. In cases publication of such a material is accepted extra costs of publication may have to be born by the authors. Tables and figures should follow the text of the manuscript; authors, however may indicate in the text where they propose the positioning of the figures and tables. Tables and figures shall be numbered separately by Arabic numbers in the order of their mentioning in the text. Text (legends) of tables and figures shall be placed under them. Illustrations shall be designed with a width of one half or one column (6.5 or 13 cm). Captures of the illustrations may follow them immediately or they may be placed on a separate page consecutively under the title 'Figure Legends'. The size of the symbols shall be selected in a manner that they should be well visible in the printed form after a possible shrinking and they should also match in style of the printed text, thus any legend should preferably be written in Times New Roman fonts. Extensive text positioned within the figure, especially if the explanation is to be given both in Hungarian and English, shall be avoided; such texts should be placed in the captures text. Voluminous figures presenting little information—such as cake diagrams showing the ratio of only two or three numbers, etc.—shall also be avoided. For any illustration sent in separately the name of the authors shall be written by soft pencil on the top or the back of the paper.

In the electronic format of the manuscript all of the tables and figures may be copied at the end of the text (i.e. one file contains the whole manuscript), or alternatively, illustrations may also be submitted in separate files. In such cases, a Word document shall contain the text (title, abstract, introduction, material and methods, results, discussion, summary, acknowledgements, references, captures for the figures), and separate documents contain the individual tables and figures. Figures stored in computer files shall be attached in appropriate size and resolution in .tif or .jpg format. Figures shall be black and white unless agreed with the editor otherwise. Colour figures or charts where the colours do not represent extra information to the reader will not be accepted. This should be kept in mind especially when charts are exported from Excel spreadsheets.

Acknowledgements: Acknowledgements shall be concise and it should be positioned at the end of the publication. Reference or identification numbers of grants, awards or scholarships shall also be mentioned in this chapter if the study was financed from such sources.

Citations and references

In the text citing of data and statements of others, supported with evidence shall give credit to the original author(s) unless it is a fact well known in the given scientific community. The source of such information shall be preferably published in refereed journals or recognised scientific books. All

literature sources cited in the text shall be listed in the References section but no source shall be listed where no citation exists in the main text.

If the author of the cited material is referred to in the text the publication year shall be indicated in brackets in the following way: *Keve (1984)*. If the author as a source is not mentioned in the text itself the source shall be cited in brackets in the following manner indicating the last name of the author(s) followed by a comma and the year of the publication: (*Keve, 1984*). When more than one source is cited they shall be listed in chronological order, if more publications originate from the same year and their order cannot be determined, those sources originating from the same year shall be listed alphabetically. Sources shall be divided from each other by semicolons, and for publications from the same author it is sufficient to give the year of publication, divided by commas: *Keve & Schmidt, 1974; Schmidt, 1974a, 1974b; Aradi, 1983*. If the referenced material bears more than two authors only the first author shall be given followed by „et al.” (et alii, ‘and others’): *Brown et al. (1982)*. If the information originates from unpublished sources orally or in a written form the name of the source shall be followed by „pers. comm.” (‘personal communication’; information gained verbally) or „in litt.” (‘in litteram’, information gained by mail). In such cases the year of the information acquired does not need to be indicated.

As for the formal requirements of the References section authors are recommended to consult recent issues of the periodical. For periodicals the name of the author(s), the year of publication (in brackets) and the original title of the publication, closed by period mark shall be the sequence. It shall be followed by the full name of the periodical (no abbreviation is requested), number of the volume, divided by a comma from the page numbers. The page numbers shall contain the first and the last number of the page divided by an en-dash following this example: „p. 45–63”. If the page numbering of individual issues within a volume are continuous, indication of the number of the issue is unnecessary, in other cases the number of the issues shall be following the volume number within brackets and with no space between the volume number and the bracket.

For books, the title of the book is followed by the publisher, the place of the publication after a comma (for publications in cooperation of more than one publishers or more than one place of the publisher only the first publisher or the first town shall be indicated). The total number of the numbered pages shall be given, followed by the acronym „p.” (acronym for paginae, or pages). If reference is given to a part of the book with a separate author from the editor of the entire book, author, year, title of cited chapter shall be the sequence closed down by a period mark. This section shall be followed by the reference to the entire publication, starting with an „In”, then the name of the editor(s), followed by the remaining reference data of the book. If only a given section of the book is cited only the starting and finishing page shall be given conjugated by an en-dash. In such cases the acronym „p.” precedes the page numbers.

Only those publications shall be listed in the References section, which were cited in the main text. The list of references shall be listed in alphabetical order, within the publications by the same author in chronological order (regarding publication year) followed by alphabetical order by title. In case of several papers by the same author where single author, two authors or several authors exist, papers by single author precede papers published by two authors, and papers with several authors shall be listed last. The sequence for more than one author is in alphabetical order of the co-author(s).

If printed form of the publication does not exist and it is only available on the internet, the author of the publication (if the author is unknown than the owner of the web site), the title or short description of the document, the internet address and in brackets the date of downloading shall be presented.

Example for periodicals: *Boldogh, S. & Serfözö, J.*: The White Stork (*Ciconia ciconia*) in Northeast Hungary: a review of a 20-year monitoring programme. *Aquila* **116–117**, p. 7–16.

Example for books: *Cramp, S. & Perrins, C. (1994)*: The birds of the Western Palearctic. Vol. 8. Oxford University Press, Oxford, 899 p.

Example for book chapters: Gosler, A. G. & Mogyorósi, S. (1997): Bearded Tit. In Hagemeyer, W. J. M. & Blair, M. J. (eds.): The EBCC atlas of European breeding birds: their distribution and abundance. Poysner, London, p. 628–629.

Scientific, Hungarian and English vernacular names, taxonomy and sequence of species

Regarding taxonomy, sequence and scientific names the checklist of Dickinson (2003), regarding the use of English vernacular names the list of Gill & Wright (2006) shall be followed, unless explicitly referred to another system by authors. In case of Hungarian names the official published checklists shall be used (Waliczky *et al.*, 2000; Magyar *et al.*, 2004).

English bird names shall start with capitals (Barn Swallow *e.g.*). For each plant or animal species their scientific name shall be mentioned when they are mentioned the first time in the text, including the title. For tables listing several species the use of only their scientific names is preferred. For scientific names, with the exception of manuscripts of special taxonomic nature indication of authors of species and the year of description do not need to be indicated. For plant species the scientific or Hungarian names used by Simon (2000) are recommended.

Acronyms, units, statistical and other calculations

Acronyms and codes shall be used in the manuscript only to an extent where it does not complicate the understanding of the text. Whenever possible, authors should stick to national and international recommendations or standards. For data and results of calculations units used by SI (System International, metric system) shall be followed. For results of statistical evaluations use of standard statistical markings are requested. Statistical markings shall be typed in italics within the text (*T-test*, $t = \dots$, $n = \dots$, $P < \dots$, etc.). In English language manuscripts decimals are preceded by decimal points (6.3 *e.g.*) rather than commas.

Use of geographical names

For Hungarian geographical names those published in "Magyarország földrajznev-tára" shall be followed. For international names standard reference works shall be consulted for name use and spelling.

Publications referring to national bird rarities

Aquila publishes only papers with data on national bird rarities where they have been verified by the appropriate rarities committee or if such committee does not exist, if the record is supported by a detailed description and also preferably by photo evidence. For new species to Hungary (or any given country) full paper or a short communication is accepted, for any consecutive record up to the third record short communications may be accepted by the editorial board. For any further records their publication is recommended in regional ornithological journals or museum bulletins.

Proofreading

The editors send the edited manuscript for proofreading by E-mail or by regular mail, which are expected to be checked by the authors within reasonable time (preferably within a week). At this point significant changes of the draft, inclusion of text sections, deletion of paragraphs are usually not possible any more, only typographical errors can be corrected.

Reprints

Authors shall receive 10 reprints of the given paper published free of charge sent to the address of the corresponding author. Authors may distribute their papers in pdf format if available to interested parties at their liberty as long as the source of the paper is clearly indicated.

Authors are recommended to consult with the editor-in-chief for any question, especially those not discussed in this guideline.

References

- Dickinson, E. C. (ed.) (2003): The Howard and Moore complete checklist of the birds of the world. Third edition. Princeton University Press, Princeton, 1039 p.
- Gill, F. & Wright, M. (2006): Birds of the World. Recommended English names. Princeton University Press, Princeton, 259 p.
- Magyar G., Hadarics T., Schmidt A., Sós E., ifj. Oláh J., Nagy T., Végvári Zs. & Bankovics A. (2004): A világ madarainak magyar nevei 1. Lúdalakúak, nappali ragadozómadarak és lilealakúak. *Aquila* **111**, p. 145–166.
- Papp-Váry Á., Czermann F., Hidas G., Neményi I.-né & Szigeti B. (szerk.) (2004): Földrajzi világlátás. Cartographia Kiadó, Budapest, 464 p.
- Simon T. (2000): A magyarországi edényes flóra határozója. Harasztok – virágos növények. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 976 p.
- Waliczky, Z., Magyar, G., Hadarics, T., Kovács, G., Schmidt, A., Bankovics, A. Nagy, T., Oláh, J., Sós, E. & Végvári, Zs. (2000): A Nyugat-Palearktiszbán előfordult madárfajok magyar nyelvű névjegyzéke. *Aquila* **105–106**, p. 9–34.

Gábor Magyar
editor-in-chief

Index alphabeticus avium

- Accipiter brevipes* 157, 162, 164
Accipiter cooperi 114, 121
Accipiter gentilis 102, 113–115, 120–122
Accipiter nisus 49–53, 102, 114, 121, 122
Accipiter striatus 114, 121
Acrocephalus arundinaceus 97, 104, 103, 105, 109
Acrocephalus palustris 97, 103, 104, 105, 109
Acrocephalus schoenobaenus 97, 103, 104, 105, 109
Acrocephalus scirpaceus 97, 103, 104, 105, 109
Actitis hypoleucos 105
Aegithalos caudatus 94
Aegolius funereus 152, 162–163, 164
Aegyptius monachus 145, 151, 153
Aix galericulata 152, 162
Aix sponsa 162
Alauda arvensis 111, 118
Alcedo atthis 101, 102
Alopochen aegyptiaca 151
Anas acuta 11, 12–15, 18, 20–21, 129
Anas americana 143, 145, 151, 153, 157, 162, 164
Anas bahamensis 162
Anas carolinensis 129
Anas clypeata 11, 12–15, 18, 20–21, 108, 113, 120, 129, 133
Anas crecca 11, 12–15, 18, 20–21, 152
Anas penelope 11, 12–15, 18, 20–21
Anas platyrhynchos 11, 12–15, 18, 20–21, 24, 103, 105, 106, 114–115, 121, 122, 129, 130, 133
Anas querquedula 11, 12–15, 18, 20–21, 23, 103, 105
Anas strepera 11, 12–15, 17–18, 20–21, 113, 120
Anser albifrons 11, 12–15, 17, 20–21
Anser anser 11, 12–15, 17, 20–21, 108, 113, 120
Anser brachyrhynchus 145, 153, 157, 164
Anser erythropus 11, 12–15, 17, 20–21, 143, 146–147, 158
Anser fabalis 11, 12–15, 16–17, 20–21
Anthus campestris 101, 103
Anthus cervinus 111, 118
Aquila chrysaetos 102
Aquila clanga 148, 159
Aquila pennata 148, 159
Aquila pomarina 99
Ardea alba 107, 113, 116, 120, 123
Ardea cinerea 103, 105, 106, 113, 120
Ardea purpurea 101, 103, 104, 105, 113, 120
Ardeola ralloides 107, 113, 120
Arenaria interpres 107
Aythya collaris 145, 151, 153
Aythya affinis 129
Aythya ferina 11, 12–15, 19, 20–21, 23, 103
Aythya fuligula 11, 12–15, 19, 20–21, 129
Aythya marila 11, 12–15, 20–21
Aythya nyroca 11, 12–15, 19, 20–21, 23, 106, 108, 113, 120
Botaurus stellaris 101, 103, 104, 105, 113, 120
Branta bernicla 11, 12–15, 20–21, 143, 147, 158
Branta canadensis 151, 162
Branta leucopsis 11, 12–15, 20–21, 106
Branta ruficollis 11, 12–15, 20–21
Bubulcus ibis 147, 159
Bucephala clangula 11, 12–15, 19, 20–21
Burhinus oedicanus 111, 118
Buteo buteo 40, 102
Buteo lagopus 102
Buteo rufinus 102
Calcarius lapponicus 161
Calidris alpina 107
Calidris bairdii 145, 148, 153
Calidris maritima 143, 145, 148, 153
Calidris melanotos 148, 160
Caprimulgus europaeus 101, 102
Carpodacus erythrinus 150, 161
Cecropis daurica 157, 161, 164
Cettia cetti 150
Charadrius dubius 103
Charadrius morinellus 111, 118
Chlidonias hybrida 107, 113, 116, 120, 123
Chlidonias leucopterus 107, 113, 120, 116, 123
Chlidonias niger 107, 108, 116, 123
Ciconia ciconia 107
Ciconia nigra 107

- Circaetus gallicus* 99, 102
Circus aeruginosus 40, 101, 102, 103, 104, 105, 114, 121
Circus cyaneus 102, 114, 121
Circus macrourus 143, 147, 159
Circus pygargus 101, 102
Clangula hyemalis 11, 12–15, 20–21
Corvus corone cornix 116–117, 123–124
Corvus frugilegus 116–117, 123–124
Corvus monedula 39
Crex crex 81–86, 101
Cuculus canorus 105
Cygnus columbianus 12–15, 20–21, 145, 157
Cygnus cygnus 11, 12–15, 20–21
Cygnus olor 11, 12–15, 17, 20–21, 106
Dendrocopos major 102
Dendrocopos medius 92, 101, 102
Dendrocopos minor 102
Dendrocopos syriacus 102
Dendrocypna bicolor 152
Dryocopus martius 101, 102
Egretta garzetta 107, 113, 120
Emberiza cirius 150–151
Emberiza hortulana 162
Emberiza leucocephalos 157, 162, 164
Emberiza rustica 143, 145, 151, 153
Emberiza schoeniclus 103, 105
Erithacus rubecula 94
Falco cherrug 102
Falco columbarius 102
Falco peregrinus 102
Falco peregrinus brookei 162
Falco subbuteo 102
Falco tinnunculus 38, 39, 40, 102, 111, 118
Falco vespertinus 39, 40, 102, 111, 118
Ficedula albicollis 104
Ficedula parva 104
Fringilla coelebs 94
Fulica atra 11, 12–15, 20–21, 22, 24, 103, 105, 106
Galerida cristata 111, 118
Gallinago gallinago 103
Gallinula chloropus 103, 105
Gavia arctica 11, 12–15, 20–21, 107
Gavia immer 145, 147, 153, 157, 158, 164
Gavia stellata 11, 12–15, 20–21
Glareola nordmanni 148, 159
Glaucidium passerinum 87–95
Grus grus 107, 115–116, 122–123
Gyps fulvus 147, 157, 159, 164
Haematopus ostralegus 107
Haliaeetus albicilla 40, 42, 102, 107, 114, 115, 121, 122
Haliaeetus leucocephalus 42
Haliaeetus vocifer 42
Hieraaetus pennatus ld. *Aquila pennata*
Himantopus himantopus 113, 120
Hirundo rustica 111, 118
Jynx torquilla 102
Lanius collurio 101, 103
Lanius excubitor 152
Lanius senator 145, 150, 153
Larus argentatus 149, 160–161
Larus cachinnans 111, 118
Larus fuscus graellsii (149, 160)
Larus fuscus intermedius (149, 160)
Larus fuscus heuglini (149), 157, 160, 164
Larus genei 157, 160, 164
Larus glaucooides 155, 157, 161, 164
Larus ichthyaetus 149
Larus marinus 161
Larus michahellis 40, 111, 118
Larus minutus 107
Larus ridibundus 40, 111, 118
Limnodromus scolopaceus 157, 160, 164
Limosa lapponica 107
Limosa limosa 40
Locustella fluviatilis 94
Locustella luscinioides 103, 105
Locustella naevia 97, 109, 103, 104, 105
Lophodytes cucullatus ld. *Mergus cucullatus*
Loxia leucoptera 145, 150, 153
Lullula arborea 104
Lymnocyptes minimus 107
Melanitta fusca 11, 12–15, 20–21
Melanitta nigra 11, 12–15, 20–21
Mergus albellus 11, 12–15, 19, 20–21, 106
Mergus cucullatus 151
Mergus merganser 11, 12–15, 19, 20–21, 107
Mergus serrator 11, 12–15, 20–21, 107
Milvus migrans 102, 107
Milvus milvus 102, 107
Monticola saxatilis 143
Montifringilla nivalis 155, 157, 161
Motacilla alba 103, 105, 111, 118

- Motacilla alba yarrellii* 145, 150, 153
Motacilla flava 103, 105
Netta rufina 11, 12–15, 18–19, 20–21, 108
Nycticorax nycticorax 107, 113, 120
Oenanthe oenanthe 111, 118
Otis tarda 55–79, 111, 118
Pandion haliaetus 27–45, 102, 107
Panurus biarmicus 97, 103, 104, 105, 109
Parus ater 94
Parus caeruleus 94
Parus cyanus × *Parus caeruleus* 150
Parus major 94
Parus palustris 94
Passer domesticus italiae 141, 151
Passer montanus 38, 111, 118
Pelecanus crispus 157, 158–159, 164
Pernis apivorus 102
Phalacrocorax carbo 11, 12–15, 20–22, 41, 107, 108
Phalacrocorax pygmeus 11, 12–15, 20–21, 107, 113, 120
Phalaropus fulicarius 149, 160
Philomachus pugnax 107
Phoenicurus ochruros 111, 118
Phylloscopus collybita tristis 150, 157, 161, 164
Phylloscopus humei 157, 161, 164
Phylloscopus inornatus 145, 150, 153
Pica pica 38
Picus camus 102
Picus viridis 102
Platalea leucorodia 107, 113, 120, 123
Pluvialis apricaria 111, 118
Pluvialis dominica (160)
Pluvialis fulva (160)
Podiceps auritus 11, 12–15, 20–21
Podiceps cristatus 11, 12–15, 20–21, 97, 103, 104, (107), 109
Podiceps grisegena 11, 12–15, 20–21, 103, (107)
Podiceps nigricollis 11, 12–15, 20–21, (107), 108, 113, 119–120
Porzana porzana 58
Porzana pusilla 143
Rallus aquaticus 103, 105
Regulus regulus 94
Remiz pendulinus 103, 105, 106
Rissa tridactyla 150, 161
Saxicola rubetra 111, 118
Saxicola torquatus 118
Somateria mollissima 11, 12–15, 20–21, 143, 147, 158
Stercorarius longicaudus 145, 149, 153, 157, 160, 164
Stercorarius parasiticus 149, 160
Sterna hirundo 107
Sterna paradisaea 145, 153, 157, 161, 164
Sterna sandvicensis 150, 161
Sturnus vulgaris 111, 118
Sylvia melanocephala 145, 150, 153
Sylvia nisoria 101, 103
Tachybaptus ruficollis 11, 12–15, 19–21, 103, 105, (107), 114, 121
Tadorna ferruginea 11, 12–15, 20–21, 143, 151, 162
Tadorna tadorna 11, 12–15, 20–21, 152
Threskiornis aethiopicus 152
Tringa totanus 103, 105, 113, 120
Vanellus vanellus 40, 103, 105, 111, 118
Xenus cinereus 148, 160

A szerzők mutatója — Index of the authors

- Babinszky, Gergely* 125–141
Bakacsi, Gábor 27–48
Bod, Péter 27–48
Csáki, Imre 81–86
Csitári, Gábor 125–141
Faragó, Sándor 7–26, 55–80
Füri, András 112–113, 119–120
Gulyás, Márta Emőke 125–141
Kalmár, Sándor Flóris 61, 55–80
Kepes, Zsolt 112–113, 119–120
Kotymán, László 27–48, 81–86
Kovács, Gábor 111–112, 115–116, 118–119, 122–123, 166–167, 169–170
Magyar, Gábor 113–115, 120–122
MME Nomenclator Bizottság 129, 143
Nagy, Gergő Gábor 97–110
Őze, Péter 81–86
Papp, Sándor 49–54
Pačenovský, Samuel 87–96
Pigniczki, Csaba 116–117, 123–124
Rottenhoffer, István 97–110
Papp, Sándor 27
Schmidt, András 87–96
Stollmann, András 165
Szénási, Valentin 112–113, 119–120
Vidra, Tamás 112–113, 119–120
Vincze, Tibor 112–113, 119–120

