

# Breeding ecology and population decline of the crested lark *Galerida cristata* in Warsaw, Poland

G. LESIŃSKI



Lesiński, G. 2009. Breeding ecology and population decline of the crested lark *Galerida cristata* in Warsaw, Poland – Ornis Hung. 17-18: 1-11.

**Abstract** The crested lark *Galerida cristata* inhabited almost exclusively open areas in the outskirts of new settlements of Warsaw in the years 1980-2006. The highest density of the species (0.11 pairs/km<sup>2</sup>) in the entire city (494 km<sup>2</sup>) was recorded in 1986, and locally (a plot of 2.6 km<sup>2</sup>) – 5.7 pairs/km<sup>2</sup> in 1980. Breeding period lasted from April 12<sup>th</sup> (the first egg) to July 31<sup>st</sup> (the last fledgeling) with broods most intensively initiated in May. There were usually 4-5 eggs per brood, rarely 3 (mean 4.36±0.60 SD). The mean number of eggs in the first brood was 4.47±0.64 eggs, in the first repeated brood – 4.17±0.98 eggs and in the second brood – 4.09±0.70 eggs. Most pairs (71%) performed the second brood. Reproductive success of the population of 17 pairs studied in 1980 was 3.47 fledgelings leaving the nest per nesting pair (nearly 40% of broods were destroyed). Breeding losses resulted mostly from human activity and intensive rainfalls. Population of *G. cristata* in Warsaw was characterized by a great dynamics. None of the 17 pairs living on the plot of 2.6 km<sup>2</sup> in 1980 remained in 1987 due to the management of new settlements. The species strongly regressed throughout the city: 53 pairs were found in 1986 but only 2 in 2002, one pair in 2003-2005, with a total extinction in 2006. One of probable reasons for this decline could be the development of populations of corvid predators – mainly *Pica pica* (its density has increased near 20 times) and *Corvus cornix* in peripheral Warsaw.

Department of Functional Food and Commodity, Warsaw University of Life Sciences – SGGW, Nowoursynowska 159C, PL-02-787 Warsaw, Poland. e-mail: glesinski@wp.pl

## 1. Introduction

Specifics of an urban area with its frequent and intensive penetration by people and rapid changes strongly affect biology of synanthropic birds. The crested lark *Galerida cristata* is one of the unique species building its nests on the ground, which has accommodated to living near human settlements. Such species are threatened mostly because of the practices connected with a ground managing, and their habitat selection and reproductive success strongly depend on anthropogenic factors. Breeding ecology of *G. cristata* was the subject of

few studies. More attention to this topic was paid in areas, where the species is abundant – in western Europe (Labitte 1957), northern Africa (Heim de Balsac & Mayaud 1962 after Roselaar 1988), and south-western Asia (Hartley 1946, Belskaya 1974, Shkedy & Safriel 1992). In central Europe populations of *G. cristata* were studied in details in Germany (Sudhaus 1966, Witsack 1968, 1969, Krüger 1977, Pätzold 1986, Baumann 1987, Zang & Südbeck 2000, Vökler 2005), Denmark (Møller 1978), southern Sweden (Hultén *et al.* 1989), the Netherlands (Hazevoet *et al.* 1993), Switzerland (Hagelbach *et al.* 2003), Czech Republic (Línek

1999) and Hungary (Orbán 2004). Data on the breeding ecology of this species from Poland, where it lives now near geographic range border, are missing.

This study was aimed to analyse breeding ecology of the species in central Poland and to evaluate the differences in relation to other populations. Having in mind the observed decline of *G. cristata* in many places in Europe (Roselaar 1988, Hazevoet *et al.* 1993, Líněk 1999, Zang & Südbeck 2000, Hegelbach *et al.* 2003) and shrinking range of the species, a long-term monitoring was planned and attempts were undertaken to explain possible factors determining population changes.

## 2. Methods

### 2. 1. Study area and field methods

Studies were carried out in Warsaw (central Poland) within the administrative borders (20°51' – 21°09' E; 52°06' – 52°20' N) in the area of 494 km<sup>2</sup>. Observations started in 1980 in residential areas with buildings 0–15 years old and up to 30 m tall, in north-western part of the city (plot “Bielany” of an area of 2.6 km<sup>2</sup>). Since the beginning of April till the middle of August the area was surveyed every 1–2 days for 2–7 hours a day in various periods of a day. The studies consisted in mapping the records and estimating territories of breeding pairs. Special attention was paid to finding nests and tracing the breeding history. Phenology and the effects of hatching (numbers of hatchlings leaving the nest) were estimated and possible reasons of the brood destruction were recorded. Location of nests (lawns versus barren lands covered with herb vegetation) was noted. Studies near the nests were as short as pos-

sible in a way to avoid attracting the attention of people or predators.

Intensity of the studies carried out in 1980 allows for the supposition that almost 100% of nests containing broods were found ( $n=57$ ). Some nests abandoned by birds during construction could, however, be overlooked. For broods found at the stage of lying eggs, incubation or feeding the hatchlings, the starting point was estimated assuming that one egg was laid per day, incubation starts with lying the last but one egg and lasts 13 days on average and that hatchlings leave the nest 10 days after hatching (Dementiev & Gladkov 1954, Ferguson-Lees 1962).

More information about the breeding phenology, brood size, reasons of breeding losses or nest location was obtained during long-term monitoring of the numbers of *G. cristata* between 1982 and 2000. Data on 58 broods were collected in that period.

Census of the nesting pairs of *G. cristata* in the entire city was performed in 1986, 1988, 1990, 1993, 1995, 2002, 2003, 2004, 2005 and 2006. Open areas with low herb layer were surveyed, particularly those, where the vegetation was partly destroyed. Old dense housing, parks, forests, fertile meadows, waters with their riparian zones and barren lands densely overgrown with tansy and goldenrod were ignored. Potential colonisation grounds occupied 8–10% of the city area. Census was also performed on two smaller plots (where the process of urbanization has increased): on “Bielany” (described above) in 1980, 1982, 1984, 1985, 1986, 1987 and „Bemowo” (a new residential area and a fragment of grassy airport of an area of 2.5 km<sup>2</sup> in the western part of the city) in 1985, 1986, 1987, 1988, 1990, 1992, 1993, 1995, 1997, 1999, 2000, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006.

## 2. 2. Statistical analyses

Differences between the distributions or proportions were estimated using  $\chi^2$  test. Decreasing sizes of the first brood, the first repeated brood (after the first was destroyed) and the second brood (after the first successful) were tested with one-way ANOVA. Spearman rank correlation coefficient was calculated to show trends in changes in numbers during the study period. In all cases adopted significance level was  $P=0.05$ . Statistical analyses were performed using SPSS for Windows.

## 3. Results

### 3. 1. Habitat and density

*G. cristata* in Warsaw inhabited almost exclusively the outskirts of new housings with large open areas. Single pairs were found near railways and in industrial areas but there was

always a residential housing at a distance of several hundred meters nearby. Initial stages of building sites resulted in marked destruction of vegetation, later on lawns, paved roads and sidewalks appeared. In peripheries, where land management was delayed, wastelands became overgrown by various plant species. Progressing management of the terrain (replacement of wastelands by lawns, growth of trees and shrubs) made these habitats inappropriate for *G. cristata*.

High local density of breeding pairs was noted near housing on plot "Bemowo" in 1985 and 1986 – 4.0 pairs/km<sup>2</sup>, and the highest one on plot "Bielany" in 1980 – 5.7 pairs/km<sup>2</sup>. In the whole city, density of this species reached only 0.11 pairs/km<sup>2</sup> (1986) and the colonised area constituted c. 5% of the city.

### 3. 2. Breeding season

Breeding season of the Warsaw population of *G. cristata* lasted over 3.5 months (Table 1). On April 12<sup>th</sup> 1990 the first initiated

Table 1. General characteristics of reproductive biology of *G. cristata* in Warsaw

Characteristics	Sample size		Value
	Unit	N	
The earliest term of egg lying	Brood	115	12 April
The latest term of leaving the nest by fledgeling	Brood	115	31 July
Mean number of eggs in a brood	Brood	96	4.36±0.60*
Mean number of eggs in the first brood**	Brood	15	4.47±0.64*
Mean number of eggs in the first repeated brood**	Brood	6	4.17±0.98*
Mean number of eggs in the second brood**	Brood	11	4.09±0.70*
Percent of pairs assuming the second brood**	Pair	17	71
Percent of destroyed broods**	Brood	38	39
Percent of non-fertilised eggs or eggs with dead embryos**	Egg	105	11

\* - standard deviation, \*\* - data from only 1980

brood was recorded. Relatively highest intensity of breeding was noted in May. In the second half of April and in June the number of initiated broods was slightly lower and it was markedly lower in the first half of July (Fig. 1). Detailed observations from 1980 revealed that birds, after loosing the first brood, rapidly initiated the repeated one. About 70% pairs performed the second brood (after a longer break). One certain and one probable case of repeating the second lost brood were recorded.

### 3. 3. Nest location

Nests were most often placed on barren lands but also there was a relatively high number of nests on lawns (48 out of 118 studied i.e. 40.7%), which constituted 30% territories of *G. cristata* covered with herb vegetation. Nests were often built on lawns

between the roadway and the sidewalk (Table 2). The smallest distance between the nest and the sidewalk was c. 2 m.

The longer axis of territories of many breeding pairs was situated perpendicularly to the new residential housings. Birds successively penetrated managed and finally formed built-up area on one side and barren lands and areas with devastated vegetation on the other. The nest in such territory was usually located inside the housing or on its outskirts but fledgelings after leaving the nest were fed on grounds located outside. In 1980 such a scheme of breeding adopted 10 out of 17 pairs.

### 3. 4. Reproductive success

Three to five eggs were found in broods of the studied population of *G. cristata* with prevailing number of 4 and 5 eggs (6 broods

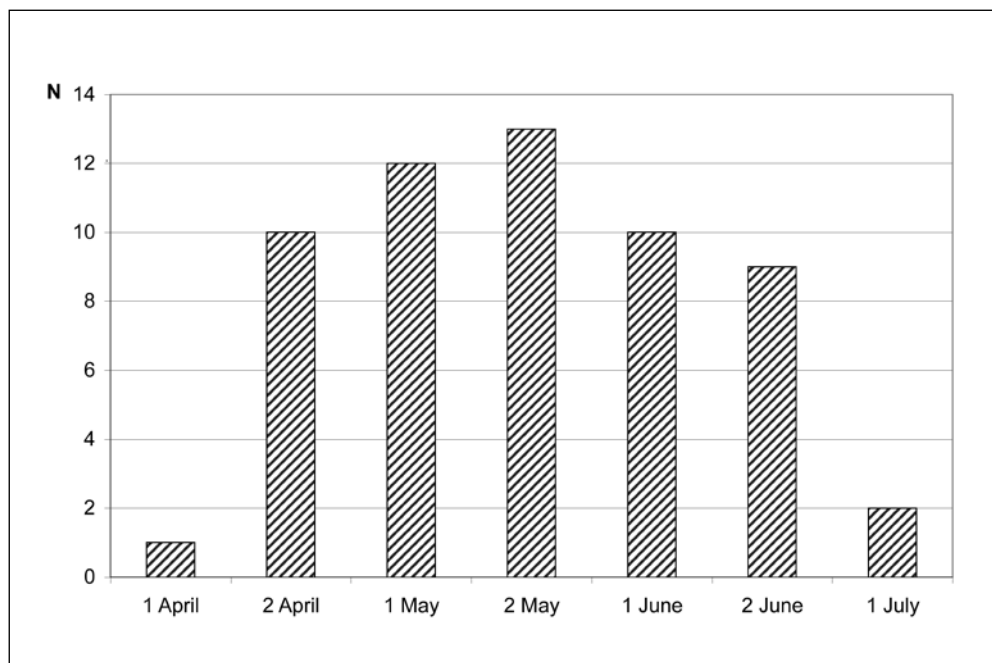


Fig. 1. Intensity of broods ( $n=57$ ) initiated by *G. cristata* in particular halves of the month during the breeding season in 1980

Table 2. Location of nests in the studied population of *G. cristata*

Land use	Location	Fencing the area	
		No	Yes
Barren lands	Between a road and a sidewalk	1	7
	„Hills“*	7	
	Other	53	
Lawns	Between a road and a sidewalk	15	7
	Other	26	
Croplands		2	0

\* Terrains termed “hills” were formed by dumping the excess of ground and rubble to a height of 3 m being quickly overgrown by plants.

with 3 eggs, 49 with 4 and 41 with 5). The number of eggs tended to decrease in subsequent broods (first, first repeated, second) (Table 1) but a small number of observations did not allow to confirm this trend ( $F = 0.93$ ,  $P = 0.41$ ). Reproductive success was 3.47 fledgelings leaving the nest per breeding pair. Reproductive success expressed as the number of fledgelings leaving the nest per laid egg and per nest was 0.51 and 2.00 for broods initiated in June-July and respectively 0.31 and 1.29 for the earlier ones (Table 3). The difference in proportion between number of eggs and fledgelings in April-May and June-July appeared to be insignificant  $\chi^2=2.7$ ,  $d.f.=1$ ,  $P=0.12$ .

A decrease of the reproductive success resulted from the presence of nearly 11% of non-fertilised eggs or eggs with dead embryos and by destruction of almost 40% of broods (Table 1). Main reason for the destruction was human activity including 4 cases of harvesting lawns in May. Intensive rainfall, during which the nests were flooded, was also harmful. Losses caused by corvid birds were assessed upon observations of birds robbing the nests. Two cases of brood destruction by *Pica pica* and one by *Corvus monedula* were recorded. Some nests were left at a stage of egg incubation but it was not estimated for certain whether it was the birds reaction to intensive human penetration (Fig. 2).

Table 3. Reproductive success of *G. cristata* in relation to the term of brood initiation

Brood started in	Number of laid eggs (A)	Number of fledgelings (B)	Number of initiated broods (C)	Number of fledgelings per laid egg (B/A)	Number of fledgelings per nest (B/C)	Number of fledgelings per breeding pair (B/17 pairs)
April & May	101	31	24	0.31	1.29	1.82
June & July	55	28	14	0.51	2.00	1.65
Total	156	59	38	0.38	1.55	3.47

### 3. 5. Population changes

Warsaw population of *G. cristata* showed a great dynamics during the study period. Marked and rapid changes in bird numbers were recorded in selected parts of the city and in the whole city (Figs. 3 and 4).

In 1980, 17 pairs of the species occurred on plot “Bielany”. In the subsequent years this number rapidly decreased. In 1986 the last nesting pair was found, not recorded next year (Fig. 3). In those years, the area destroyed when building the settlement was intensively managed and trees and shrubs planted afterwards started to grow. Open grounds remained longest near large cross-roads and these were the areas left in the latest time by *G. cristata*. The average rate of decreasing bird numbers was 2.2 pairs/year.

The numbers of *G. cristata* was more stable on plot “Bemowo” though decreasing tendency was also observed there. The rate

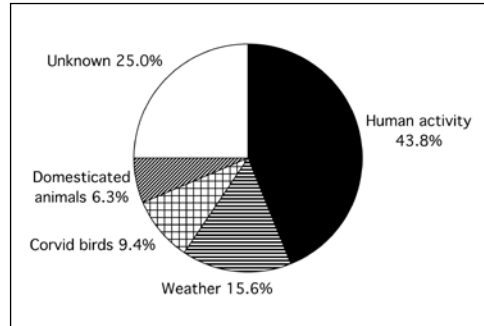


Fig. 2. Reasons of breeding losses ( $n=32$ ) in Warsaw population of *G. cristata* (data from 1980-1988)

“Unknown reasons” involved cases of finding empty or disrupted nests, from which the eggs or fledgelings were taken by predators (dogs, cats, birds but also by rodents observed in the area, weasel *Mustela nivalis* and kestrel *Falco tinnunculus*) or by people.

of decreasing was, however, much lower than on plot “Bielany”. Initially, there were 9-10 pairs there. During subsequent 10 years the number of pairs varied around 5-8 pairs. The birds changed their distribution with the

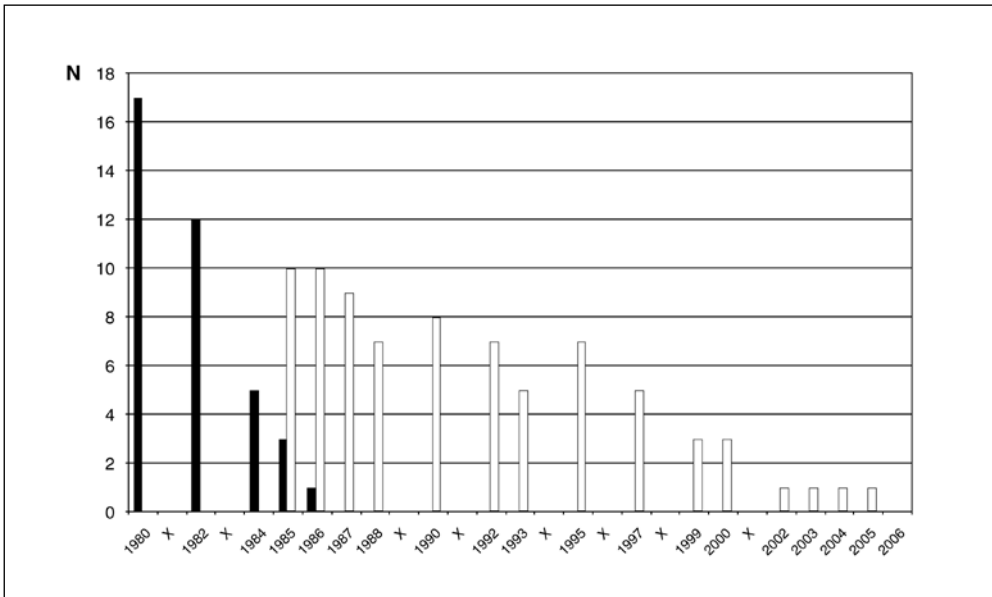


Fig. 3. Long term changes in the number of breeding pairs of *G. cristata* on plots „Bielany” (black) and „Bemowo” (white)

X – no data

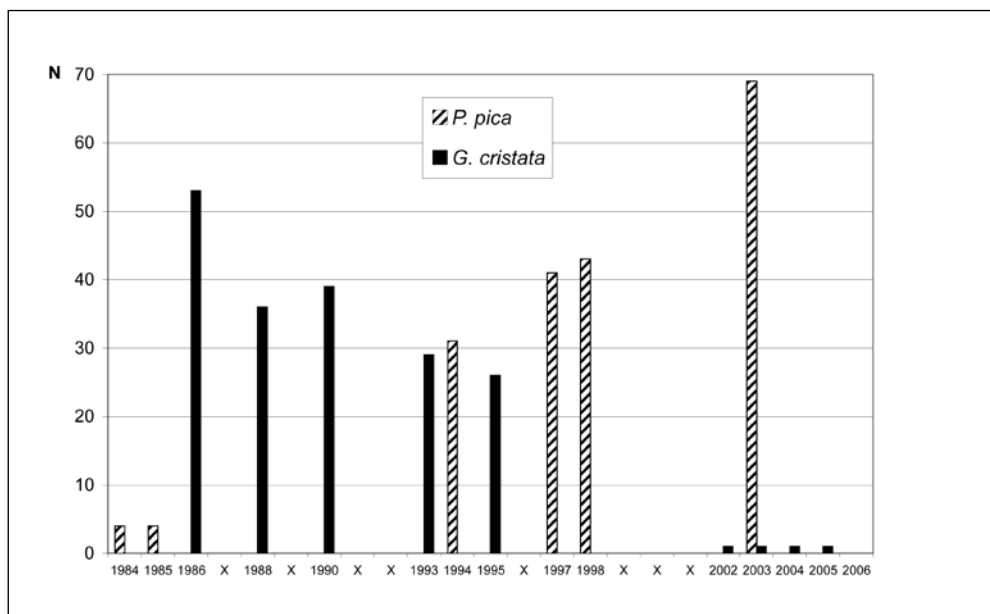


Fig. 4. Decline of Warsaw population of *G. cristata* (pairs – this study) against the increasing numbers of *P. pica* (pairs) in peripheral Warsaw – 75 ha (acc. to Lesiński 1998 and author's unpublished data for 2003)  
X – no data

development of residential housing on the former airport and kept closer to outskirts of the settlement. Then the numbers declined more rapidly to leave only 1 pair in the area in 2002-2005, and no pairs in 2006 (Fig. 3). The average rate of decreasing the numbers of birds was 0.6 pairs/year.

The regress of population was observed in the whole city. Since 1986 its rate was similar during the whole study period until a total extinction of the population in 2006. Only at the end of the 1980s the decline was restricted for a short period (Fig. 4). One of the last two pairs initiated brooding in the first half of May and the brood (eggs) was destroyed for unknown reason. No birds were seen in the area afterwards. The second pair survived in the vicinity of the supermarket complex on grounds almost totally devoid of trees. The numbers of birds decreased in the whole city at an average rate of 2.9 pairs/year.

#### 4. Discussion

In most studied populations of *G. cristata* broods are composed of 4-5 eggs. In Poland they are slightly larger than those of Germany and northern Africa but smaller than in the Middle East or Turkmenia (Table 4). The beginning of the breeding season in Warsaw (the earliest brood on April 12<sup>th</sup>) took place later than in Germany (March 26<sup>th</sup> – Krüger 1977, March 30<sup>th</sup> – Abs 1963), France (March 27<sup>th</sup> – Labitte 1957), or Turkmenia (first half of March – Belskaya 1974), which is a result of earlier springs on those areas.

There are no details on how large part of a population initiates subsequent broods. Two broods were reported from Germany (Abs 1963, Krüger 1977), and 3 from France (Labitte 1957). The fact that not all pairs in Warsaw initiated the second brood might

Table 4. Clutch size in various populations of *G. cristata*

Geographic region (sample size)	Clutch size							Differences (compared to Central Poland)	Source of data
	2	3	4	5	6	7	Mean		
Central Poland (96)	0	6	49	41	0	0	4.36	–	This study
Germany (146)	8	25	77	34	2	0	3.98	$\chi^2=19.0$ , $d.f.=4$ , $P<0.001$	Krüger 1977, Baumann 1987
Turkmenia (24)	0	1	9	10	3	1	4.75	$\chi^2=16.9$ , $d.f.=4$ , $P<0.05$	Belskaya 1974
Middle East (37)	0	0	17	18	2	0	4.59	$\chi^2=7.9$ , $d.f.=3$ , $P<0.05$	Hartley 1946, Shkedy, Safriel 1992
North Africa (115)	0	20	81	14	0	0	3.90	$\chi^2=27.2$ , $d.f.=2$ , $P<0.001$	Heim de Balsac, Mayaud 1962 after Roselaar 1988

suggest a possibility of decreasing number of broods in European populations in the east and north direction.

Reproductive success in particularly studied populations of *G. cristata* was very differentiated. Hatching and leaving the nests by young birds from 62.5% of laid eggs ( $n=48$  eggs) were reported in Turkmenia (Belskaya 1974). It is much more than in Polish population (38% – see Table 3). Similar results were, however, obtained by Witsack (1968) – 38.8% and Baumann (1987) – 34.3% in Germany. Lower values were given for other German populations (Krüger 1977 – 26.8%, Pätzold 1986 – c. 30%) and for the Israel one (Shkedy & Safriel 1992 – 23.8%), in which losses resulted mainly from predation.

Breeding success of birds in open nests built in the beginning of the breeding season is often smaller than in nests built later, the effect recorded e.g. in *Turdus merula*,

*Columba palumbus* (Snow 1958, Cramp 1972). Similar phenomenon was probable in the studied population of *G. cristata* (too small sample size did not allow to show it). In species, which build their nests on trees and shrubs the relationship is an effect of different nest sheltering from predators. Plant growth makes the nest more and more difficult to be found. The influence of plant development on the breeding success of *G. cristata* was probably less important. Greater losses in early broods originated mostly from human activity. In the second half of May lawns on the studied area were harvested, which made up to 10% of all breeding losses. Predation was also higher in this period, which should be associated with higher food requirements in avian predators to maintain their own broods.

Density of Warsaw population was relatively low compared to other countries. Even the highest local value (5.7 pairs/km<sup>2</sup>)



is lower than occurred in bordering country – Slovakia – up to 10-16 pairs/km<sup>2</sup> (Krištín 2002). In the city of Prague in years 1985-1989 the density of *G. cristata* was about twice higher (Línek 1999) than in Warsaw in 1986.

Observed rapid changes in numbers of *G. cristata* have probably many reasons. Decline of the subpopulation on plot “Bielany” should be explained by habitat changes, mainly by the vegetation growth and increasing density of buildings, which is unfavourable for the species. Reproductive success (almost 3.5 hatchlings leaving the nest per breeding pair – Table 3) probably was not small enough to cause the decline. In the years preceding the study period (1960-1979) the species occurred also in central city districts, which it left soon after building up the open grounds (Lesiński 1988).

*G. cristata* in Warsaw appeared to be closely associated with a definite and ephemeral habitat (residential settlements during and shortly after their building), which resulted in the short-term appearance and retreat of subpopulations. Similar pattern was also described for other European cities (Hazevoet *et al.* 1993, Línek 1999). The loss of nesting sites on the ground in Warsaw cannot be substituted by using other sites, e.g. building roofs (typical for some populations – Chytil 1991, Orbán 2004), because the crested lark in this part of its range did not show such behaviour. Populations inhabiting areas of winters milder than those in central Poland (e.g. in France, Germany or western Poland) use to select a wider spectrum of open grounds: outskirts of villages, dunes, railway wastelands, industrial areas (Labitte 1957, Abs 1963, Baumann 1987, Jermaczek *et al.* 1995, Bednorz *et al.* 2000). The difference probably consist in the winter dependence of studied population on anthro-

pogenic food available in large amounts in the city settlements. Flocks of up to 12 individuals were observed in Warsaw to forage on wastes (mainly on bread) and penetrating deeper into built-up areas (Unpubl. data). A decline of *G. cristata* out of cities has also been noted recently in Germany (Schermer 1996, Zang & Südbeck 2000).

Changes observed in the whole city of Warsaw during 20 years and a total extinction of the population of *G. cristata* have probably a different origin. There were a lot of habitats appropriate for the species at the end of the study. This phenomenon is a part of the general process of extinction, especially made in eastern half of Poland (Biaduń 2004, Janiszewski *et al.* 2004, Miśiuna 2006).

One of important reasons of the population decline could be the changes in bird communities that had occurred in urban areas of central Poland. An intensive development of corvid birds, especially *Pica pica* and *Corvus cornix* was observed in Warsaw in the last years (Lesiński 1998, Luniak *et al.* 2001). This would certainly increase predation, particularly on *G. cristata*. In the 1980s, when the density of *P. pica* in peripheral Warsaw was c. 5 pairs/km<sup>2</sup> (near 20 times less than the present over 90 pairs/km<sup>2</sup> – Fig. 4) the species was responsible for at least 6% of destroyed broods of *G. cristata*. Densities of the two species showed opposite trends (for *G. cristata*:  $r_s = -0.97$ ,  $n=9$ ,  $P < 0.05$ ; *P. pica*:  $r_s = 0.99$ ,  $n=6$ ,  $P < 0.05$  – Fig. 4). Predation in urban areas is an important factor limiting the occurrence of birds, which build open nests (Tomiałojć 1980). It is especially true for birds nesting on the ground, in particular for those, which build nests poorly sheltered by vegetation (Jokimäki & Huhta 2000), and *G. cristata* is such a species. Predation by crows and pet

cats as an important reason for the decline of *G. cristata* in Sweden was reported by Hultén *et al.* (1989).

Increased predatory pressure resulted probably in very low reproduction in population of *G. cristata* in the 1990s. Strong specialization in habitat selection (mainly outskirts of cities) was the reason why losses in reproduction of the Warsaw population could not be compensated by dispersal of birds from habitats of low predatory pressure by corvid birds e.g. from agricultural lands, which typically had lower densities of *P. pica* – less than 1 pair/km<sup>2</sup> (Dombrowski 1997). At the end of the study period no rural *G. cristata* were observed within the radius of 100 km from Warsaw (Unpubl. data).

The phenomenon of building nests inside or at the outskirts of residential settlements and carrying hatchlings outside was probably caused by predation by corvid species. *C. cornix* and *P. pica* living in Warsaw in the 1980s were afraid of men and did not nest inside the settlements. Building nests by *G. cristata* near roads or attended sidewalks

was a distinct anti-predatory behaviour. Location of nests of this species far from places intensively penetrated by predators was also described by Baumann (1978).

Negative effect on the numbers of the *G. cristata* population could be exerted, apart from predation, by other not analysed factors like the use of pesticides in agriculture or soil pollution near roads (Heyne 1992, Hazevoet *et al.* 1993, Zang & Südbeck 2000, Hegelbach *et al.* 2003), where the species often foraged. In the past the rural pairs of this species lost the important food source after disappearance of a horse transport (Hazevoet *et al.* 1993). It is also probable that the number of adult birds decreased after severe winters – data from Germany (Witsack 1969) and Denmark (Møller 1978) report of up to 30% reduction in such cases. Most of these factors could be important for a Warsaw population of *G. cristata*.

**Acknowledgements.** I am grateful to dr Dariusz Bukaciński for critical comments to the preliminary version of the manuscript.

## References

- Abs, M. 1963. Vergleichende Untersuchungen an Haubenlerche (*Galerida cristata* (L.)) und Theklalerche (*Galerida theklae* A. E. Brehm). – Bonn. Zool. Beitr. 14: 1–128.
- Baumann, C. 1987. Zur Brutbiologie der Haubenlerche *Galerida cristata* in Braunschweig. – Braunsch. Naturk. Schr. 2: 725–750.
- Bednorz, J., Kupczyk, M., Kuźniak, S. & Winięcki, A. 2000. Birds of the Wielkopolska Region. Faunistic monography. Bogucki Wydawnictwo Naukowe S. C., Poznań. (In Polish, with English summary).
- Belskaya, G. S. 1974. K ekologii hohlatogo zhavoronka v Turkmenii. – Fauna i ekologiya ptits Turkmenii 1: 18–33.
- Biaduń W. 2004. Birds of Lublin. Akademia Medycyna, Lublin. (In Polish, with English summary).
- Chytil, J. 1991. Crested Larks nesting on roofs. – Brit. Birds 84: 62–64.
- Cramp, S. 1972. The breeding of urban Woodpigeons. – Ibis 114: 163–171.
- Dementiev, G. P. & Gladkov, N. A. 1954. Hohlatyj zhavoronok *Galerida cristata* L. In: Ptitsy Sovetskogo Sojuza 5: 540–549.
- Dombrowski, A. 1997. The abundance of breeding populations of Magpies *Pica pica* in various types of agricultural landscape in Poland. – Acta Orn. 32: 25–32.
- Ferguson-Lees, I. J. 1962. Studies of less familiar birds 116. Crested Lark. – Bird Study 50: 37–42.
- Hegelbach, J., Güntert, M. & Winkler, R. 2003. Die Haubenlerche *Galerida cristata* – mit dem 20. Jahrhundert aus der Schweiz verschwunden. – Ornitholog. Beob. 100: 261–279.
- Hartley, P. H. T. 1946. Notes on the breeding biology of the crested lark. – Brit. Birds 39: 142–144.
- Hazevoet, K., Vlek, R. & Vogelzang, F. 1993. The 1901 Housing Law and the Crested Lark *Galerida cristata* as a breeding bird in Amsterdam. – Limosa 66: 145–152. (In Dutch with English summary).

- Heyne, K.-H. 1992. Ehemalige Vorkommen der Haubenlerche (*Galerida cristata*) im Trierer Raum. – *Dendrocopos* 19: 26–30.
- Hultén, O., Grandin, B., Gustafsson, M. & Jönsson, Å. 1989. The Crested Lark *Galerida cristata* in Malmö. – *Anser* 28: 229–234.
- Janiszewski, T., Wojciechowski, Z. & Pędziwilk, A. 2004. Distribution and abundance of the Crested Lark *Galerida cristata* and Stonechat *Saxicola torquata* in Łódź in 1994–2002. – *Not. Orn.* 45: 49–53. (In Polish with English summary).
- Jermaczek, A., Czwałga, T., Jermaczek, D., Krzyżków, T., Rudawski, W. & Stańko, R. 1995. Birds of the Lubusian Region. Faunistic monography. LKP, Świebodzin. (In Polish with English summary).
- Jokimäki, J. & Huhta, E. 2000. Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. – *Condor* 102: 838–847.
- Krištín, A. 2002. The crested lark (*Galerida cristata*). In: Birds distribution in Slovakia. Š. Danko, A. Darolová, A. Krištín (eds), Veda, Bratislava: 417–419. (In Slovak with English summary).
- Krüger, S. 1977. Die Lerchen (Alaudidae) in der Oberlausitz. – *Abh. Ber. Naturkunde, Görlitz* 51 (8): 1–9.
- Labitte, A. 1957. Contribution a l'étude de la biologie de l'Alouette huppee en pays drouais (E.-et-L.). – *Oiseau* 27: 143–149.
- Lesiński, G. 1988. Distribution and numbers of the crested lark (*Galerida cristata*) in Warsaw. – *Not. Orn.* 3-4: 222–227. (In Polish with English summary).
- Lesiński, G. 1998. Population increase of Magpie *Pica pica* in peripheral and suburban built-up area of Warsaw in 1983–1998. – *Kulon* 3: 185–193 (In Polish with English summary).
- Línek, V. 1999. Occurrence and numbers of Crested Lark (*Galerida cristata*) in the city of Prague. – *Sylvia* 35: 69–81. (In Czech with English summary).
- Luniak, M., Kozłowski, P., Nowicki, W. & Plit, J. 2001. Birds of Warsaw 1962–2000. – IGiPZ PAN, Warszawa. (In Polish with English summary).
- Misiuna, Ł. 2006. Decline of the Crested Lark *Galerida cristata* breeding population in Kielce in 1986–2005. – *Not. Orn.* 47: 134–138. (In Polish with English summary).
- Møller, A. P. 1978. Population size and changes of Crested Larks *Galerida cristata* in North Jutland, with remarks on population regulation. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 72: 189–196. (In Danish with English summary).
- Orbán, Z. 2004. Nest construction and roosting behaviour of a Crested Lark *Galerida cristata* population nesting on flat roofs in Hungary. – *Ornis Hung.* 14: 1–13.
- Pätzold, R. 1986. Heidelerche und Haubenlerche *Lullula arborea* und *Galerida cristata*. – Wittenberg Lutherstadt, Ziemsen Verlag.
- Roselaar, C. S. 1988. *Galerida cristata* Crested Lark. In: Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic, vol. 5 (S. Cramp ed.): 145–163.
- Scherner, E. R. 1996. Die Bedeutung sozioökonomischer Verhältnisse für den Artenschutz am Beispiel der Haubenlerche (*Galerida cristata*) in Nordwestdeutschland. – *Ökologie der Vögel* 18: 1–44.
- Shkedy, Y. & Safriel, U. N. 1992. Nest predation and nestling growth rate of two lark species in the Negev Desert, Israel. – *Ibis* 134: 268–272.
- Snow, D. 1958. The breeding of the Blackbird *Turdus merula* at Oxford. – *Ibis* 100: 1–30.
- Sudhaus, W. 1966. Über Verbreitung, Bestand und Ökologie der Haubenlerche, *Galerida c. cristata* (L.), in Schleswig-Holstein. – *Corax* 1 (17): 129–144.
- Tomiałojć, L. 1980. The impact of predation on urban and rural woodpigeon (*Columba palumbus* L.) populations. – *Pol. Ecol. Stud.* 5: 141–220.
- Vökler, F. 2005. Der Brutbestand der Haubenlerche *Galerida cristata* im Landkreis Bad Doberan im Jahre 2004. – *Ornit. Mitt.* 57: 268–273.
- Witsack, W. 1968. Beiträge zur Biologie der Haubenlerche (*Galerida cristata* L.). I. Zur Fortpflanzungsperiode. – *Naturkd. Jahresber. Mus. Heineanum* 3: 47–66.
- Witsack, W. 1969. Beiträge zur Biologie der Haubenlerche (*Galerida cristata* L.). II. Zur Spätsommer-, Herbst- und Winterperiode. III. Zur Ökologie der Haubenlerche. – *Naturkd. Jahresber. Mus. Heineanum* 4: 61–75.
- Zang, H. & Südbeck, P. 2000. Zur Situation der Haubenlerche *Galerida cristata* im Niedersachsen. – *Vogelwelt* 121: 173–181.

# Seasonal changes in bird assemblages of a remnant wetland in a Mediterranean landscape: implications for management

R. MALAVASI, C. BATTISTI AND G. M. CARPANETO



Malavasi, R., Battisti, C. and Carpaneto, G. M. 2009. Seasonal changes in bird assemblages of a remnant wetland in a Mediterranean landscape: implications for management. – *Ornis Hung.* 17-18: 12-20.

**Abstract** Seasonal bird assemblages (both breeding and wintering) in a Mediterranean remnant wetland were described by a sample-based approach. Species richness, diversity index and the number of equally common species had higher values in winter than during the breeding period. At the guild level, wetland-related species were more represented in winter, either in terms of species richness or of frequency of occurrences. In winter, the availability of food resources related to seasonally flooded areas and the increment of the habitat heterogeneity increased the species richness and diversity, especially for wintering wetland-related species. The nature of the study area, a small remnant wetland embedded in a man-disturbed and land reclaimed landscape, explains the high rate of synanthropic species either in terms of richness or frequency of occurrences. Among these species, the Italian Sparrow (*Passer italiae*) was observed to use intensively the rush beds (*Juncetalia maritimi* habitat type) during the breeding period for foraging and fledging, owing to the abundance of suitable prey. Although these latter results require further studies, the utilization of wetlands by a declining Italian endemic, the Italian Sparrow, evidenced as these type of habitat may contribute to conserve threatened species other than waterbirds, providing support during the breeding season.

**Key words:** wintering season, breeding season, synanthropic species, matrix effect, *Passer italiae*.

Malavasi, R., University “Roma Tre”, Department of Biology, Viale Marconi, 446, 00146 Rome, Italy, e-mail: r.malavasi@fastwebnet.it; Carpaneto, G.M. (Corresponding author), University “Roma Tre”, Department of Biology, Viale Marconi, 446, 00146 Rome, Italy, e-mail: carpanet@uniroma3.it; Battisti, C., Nature Conservation Office, Environmental Service, Province of Rome, via Tiburtina, 691, 00159 Rome, Italy, e-mail: c.battisti@provincia.roma.it.

## 1. Introduction

Wetlands are patchy and dynamic ecosystems where a high number of species occur in different periods of the year (van der Walk 2006). In Mediterranean areas, cyclic changes in wetland patchiness owing to water availability (size, depth and shape of water ponds) may affect the presence, abundance and diversity of birds in the local assemblages, inducing a high species turnover rate among seasons (Wiens 1989). Abrupt

changes in water depth that occurs in wetland fragments alters the size and shape of the flooded areas, reed beds and rush beds, and induces changes in the local distribution of the species (Williams 1991).

The human-induced habitat fragmentation and transformation has been considered as a complex process induced by a plethora of disturbances in a landscape-scaled scenario (Fahrig 2003, Lindenmayer & Fisher 2007). A component of habitat fragmentation is the reduction of ecological suitability of the rem-

nant fragments (e.g. for habitat degradation and/or reduction of the resource availability) due to a large number of different disturbances originating from the surrounding landscape matrix (Andr en 1994, Fahrig 2003). The landscape matrix may act as a source habitat for a large set of species differently related to human transformed environments (e.g., synanthropic and generalist species; Bennett 2003). Moreover, the habitat edges developing in the interface between matrix and wetland are landscape structures that influence bird diversity and composition depending on season and habitat characteristics (Ries & Sisk 2004, V lcu 2006). In human-transformed and fragmented landscapes, wetlands are usually small, isolated and surrounded by a human altered matrix (urbanized or cultivated) that may act as source of disturbance increasing the edge effect on these remnant fragments (Leibowitz 2003, Benassi *et al.* 2007, Paracuellos 2008).

The aim of this work is to highlight the seasonal differences in bird species, guilds and assemblages in a remnant wetland of Central Italy, as well as to provide the wildlife management authorities with valid ecological information concerning Mediterranean coastal marshlands.

## 2. Material and Methods

### 2.1. Study area

Data were collected in the “Torre Flavia wetland” Natural Monument (41° 58' N; 12° 03' E; Special Area of Conservation according to the EU “Bird” Directive 79/409), a Mediterranean coastal marshland, 40 ha large, located on the Tyrrhenian coast of Central Italy. The area belongs to the meso-Mediterranean xeric region (Blasi & Mi-

chetti 2005) and represents the remnant of a larger wetland, mostly drained and transformed during the last fifty years. Water is mainly of meteoric and sea storm origin, with scarce flow from the surrounding areas (Battisti 2006). Water level varies with the seasons: from October to March the water level is up to 70 cm depth, while it is at its minimum between April and September and the rush bed is reduced to muddy soil (Battisti *et al.* 2006). Water level is artificially managed by fish farmers according to their needs (Battisti 2006).

The study area shows a semi-natural patchiness, composed by different patches of vegetation: (1) reed beds, dominated by Common Reed (*Phragmites australis*) and cut off by water basins as ponds and channels (used for fish farming of mullets, *Mugil cephalus*, *Liza ramada*, *Liza saliens*); (2) flooded meadows dominated by rush, *Juncus* sp. and *Carex* sp. (*Juncetalia maritimi*, a habitat type of conservation concern according to the 79/409 “Habitat” E. U. Directive, code 1410); (3) shifting dunes along the shoreline with *Ammophila arenaria* (white dunes: 79/409 “Habitat” E. U. Directive, code 2120). The surrounding matrix is a mosaic of cultivated and uncultivated lands, adjacent to human settlements (Ladispoli and Cerveteri towns; urbanization rate: 400-800 mq/ha; Romano 2006), and includes a seasonally flooded pasture moderately grazed by horses. Therefore, at landscape scale, the study area can be considered a fine-grained disturbance mosaic (Hobbs & Huenneke 1992) within a coarse-grained anthropized (i.e. agricultural and urbanized) matrix.

### 2.2. Methods

We randomly juxtaposed on the study area a grid with 100×100 m cells, so that each por-

tion of the wetland was included (some cells at the border of the wetland area partially included non-wetland habitats). Therefore, we obtained 67 cells that covered the whole study area. In the centre of each cell we sited a sampling point. We used the method of Echantillonnage Fréquentiel Progressif (EFP) to define the occurrence of each species in each cell (Blondel 1975, Bibby & Burgess 1992), following a sample-based approach and reporting the species occurrence values in each point count, not the number of individuals (individual-based approach) (Magurran 2004).

We carried out the sampling in two seasonal periods (breeding and wintering seasons) using the same set of point counts ( $n=67$ ). We sampled each point count for 5 min. in the early morning (7:00-11:00 a.m.), repeated twice in each season always by the same observer (R.M.). A first phase took place during the 2005 breeding season (I session: 1-28<sup>th</sup> April; II: 1<sup>st</sup> May-10<sup>th</sup> June). A second phase took place during the 2005/2006 wintering season (I session: 15<sup>th</sup> November-30<sup>th</sup> January; II: 15<sup>th</sup> February-15<sup>th</sup> March). The whole sampling took 670 minutes (335 in the breeding season and 335 in wintering season). We recorded all birds seen or heard within 50 m from the point count's centre. Distance between surrounding point counts was always larger than 100 m. MGE Coordinate System Operation (MCSO – Intergraph) gave the terrestrial coordinates of each point count. We carried out the point count sampling in a random order and took them under favorable environmental conditions, in windless days without precipitation (Bibby & Burgess 1992). Because of the EFP method focused only on 'common species' (i.e., species locally more abundant, diffuse and easy detectable; Blondel 1975, Bibby & Burgess

1992), we did not obtain data on more rare and less detectable species.

### 2. 3. Data analysis

We analysed the data at three level: species, assemblage and guild. We refer to the term "assemblage", as a taxonomically related assortment of species seasonally occurring in the study area. We refer to the term "guild", as an ecologically related assortment of species seasonally occurring in the study area (Fauth *et al.* 1996, Magurran 2004). We identified two guilds: i) water-related species (i.e., species strictly related to wetlands for a broad period of the year) and, ii) synanthropic species (i.e., species strictly related to anthropized areas, as urban exploiters, largely dependent on human resources in fine-grained urban and suburban mosaics; McKinney 2002) (Table 1.).

For both seasons and for each species, from the total number of species occurrences ( $n$ ), we obtained: (1) the relative frequency of occupied cells ( $fr_{cel}$ ; ratio: n. species occurrences/total number of cells, i.e., 67); (2) the relative frequency of species occurrences ( $fr_{occ}$ ; ratio: n. species occurrences/total number of occurrences). We considered dominant species, those with  $fr_{occ} > 0.05$  (Turcek 1956).

At assemblage and guild level, we obtained: (1) the registered species richness (S); (2) the normalized species richness (Margalef index) as  $D_{Mg} = (S-1)/\log N$ ; this parameter normalizes the number of recorded species in respect to the sample size (i.e. in respect to the number of occurrences, N). (3) At the assemblage level, we calculated also the Shannon diversity index applied to species occurrences ( $H = - \sum f_{occ} \ln f_{occ}$ ; Shannon & Weaver 1963) and the number of equally common species as  $ECS = e^H$ .

Table 1. Number of occurrences ( $n$ ), relative frequency of occupied cells ( $fr_{cel}$ ) and of occurrence ( $fr_{occ}$ ) in breeding and wintering season (Palude di Torre Flavia, Central Italy); (w): wetland-related species; (s): synanthropic species. In bold, the dominant species ( $fr_{occ} > 0.05$ ). Significance levels ( $\chi^2$  test): \* :  $p < 0.05$ ; \*\* :  $p < 0.01$ ; ns = not significant.

Species	Breeding			Wintering			$\chi^2$ test
	$n$	$fr_{cel}$	$fr_{occ}$	$n$	$fr_{cel}$	$fr_{occ}$	
<i>Tachybaptus ruficollis</i> (w)				1	0.015	0.003	
<i>Ixobrychus minutus</i> (w)	2	0.030	0.007				
<i>Ardea cinerea</i> (w)				1	0.015	0.003	
<i>Casmerodius albus</i> (w)				2	0.030	0.005	
<i>Anas platyrhynchos</i> (w)	10	0.149	0.033	8	0.119	0.021	ns
<i>Anas clypeata</i> (w)				1	0.015	0.003	
<i>Anas crecca</i> (w)				4	0.060	0.011	
<i>Anas penelope</i> (w)				2	0.030	0.005	
<i>Phalacrocorax carbo</i> (w)				4	0.060	0.011	
<i>Circus aeruginosus</i> (w)				5	0.075	0.013	
<i>Falco tinnunculus</i>				2	0.030	0.005	
<i>Rallus aquaticus</i> (w)				6	0.090	0.016	
<i>Gallinula chloropus</i> (w)	7	0.104	0.023	9	0.134	0.024	ns
<i>Fulica atra</i> (w)	6	0.090	0.020	3	0.045	0.008	ns
<i>Charadrius hiaticula</i> (w)				5	0.075	0.013	
<i>Pluvialis squatarola</i> (w)				3	0.045	0.008	
<i>Vanellus vanellus</i> (w)				3	0.045	0.008	
<i>Gallinago gallinago</i> (w)				17	0.254	0.045	
<i>Larus ridibundus</i> (w)				16	0.239	0.042	
<i>Columba livia</i> domestic form (s)	9	0.134	0.030	12	0.179	0.032	ns
<i>Streptopelia decaocto</i> (s)	3	0.045	0.010	2	0.030	0.005	ns
<i>Alcedo atthis</i> (w)				1	0.015	0.003	
<i>Alauda arvensis</i>	5	0.075	0.017	5	0.075	0.013	ns
<i>Galerida cristata</i>	15	0.224	0.050	14	0.209	0.037	ns
<i>Anthus pratensis</i>				43	0.642	<b>0.113</b>	
<i>Motacilla alba</i>	1	0.015	0.003	19	0.284	0.050	7.225**
<i>Erithacus rubecula</i>				17	0.254	0.045	
<i>Phoenicurus ochruros</i>				13	0.194	0.034	
<i>Saxicola torquata</i>	9	0.134	0.030	16	0.239	0.042	ns

Table 1 (continued)

Species	Breeding			Wintering			$\chi^2$ test
	n	fr <sub>cel</sub>	fr <sub>occ</sub>	n	fr <sub>cel</sub>	fr <sub>occ</sub>	
<i>Turdus merula</i>	27	0.403	<b>0.090</b>	14	0.209	0.037	ns
<i>Sylvia melanocephala</i>	5	0.075	0.017				
<i>Phylloscopus collybita</i>				12	0.179	0.032	
<i>Remiz pendulinus (w)</i>				7	0.104	0.018	
<i>Acrocephalus scirpaceus (w)</i>	6	0.090	0.020				
<i>Acrocephalus arundinaceus (w)</i>	1	0.015	0.003				
<i>Cisticola jundicis</i>	46	0.687	<b>0.153</b>	15	0.224	0.039	7.377**
<i>Cettia cetti (w)</i>	23	0.343	<b>0.076</b>	10	0.149	0.026	ns
<i>Corvus corone cornix (s)</i>	20	0.299	<b>0.066</b>	19	0.284	0.050	ns
<i>Pica pica (s)</i>	5	0.075	0.017	6	0.090	0.016	ns
<i>Sturnus vulgaris (s)</i>	20	0.299	<b>0.066</b>	9	0.134	0.024	ns
<i>Passer italiae (s)</i>	43	0.642	<b>0.143</b>	20	0.299	<b>0.053</b>	3.841*
<i>Passer montanus (s)</i>	3	0.045	0.010	5	0.075	0.013	ns
<i>Carduelis carduelis (s)</i>	9	0.134	0.030	9	0.134	0.024	ns
<i>Carduelis chloris (s)</i>	6	0.090	0.020	5	0.075	0.013	ns
<i>Serinus serinus (s)</i>	8	0.119	0.027	1	0.015	0.003	ns
<i>Miliaria calandra</i>	12	0.179	0.040				
<i>Emberiza schoeniclus (w)</i>				14	0.209	0.037	

In this case, ECS estimates how many bird species have a similar occurrence in a given season, based on the point count results (Magurran 2004). (4) We calculated a non parametric estimator of species richness (Chao 2; Palmer 1990, Colwell & Coddington 1994) in two seasons, as an evaluation of our research effort. This index is based on the ratio between singletons (i.e. the number of species that occur in one sampling point count only) and doubletons (i.e. the number of species that occur in two samples), therefore, consider the presence of rare (i.e. occurring in one or two point counts) species in a sample (Magurran 2004).

All tests were two-tailed, and alpha was set at 5%. For calculation, the statistical software SPSS (version 13.0 for Windows) was used (SPSS 2003).

### 3. Results

We obtained 681 records of species occurrences belonging to 47 species. Twenty species were sedentary (i.e., occurring in both seasons), 22 wintering, and 5 summer residents which occurred only in breeding period (Table 1.). Chao 2 estimator of species richness showed values of 45.1 in winter



Table 2. Registered ( $S$ ) and normalized ( $D_{Mg}$ ) values of species richness, number of occurrences ( $N$ ), and total relative frequency of occurrences ( $fr_{occ}$ ) at assemblage and guild levels (water-related and synanthropic species).

	Breeding season				Wintering season			
	$S$	$D_{Mg}$	$N$	$fr_{occ}$	$S$	$D_{Mg}$	$N$	$fr_{occ}$
Total assemblages	25	9.68	301		42	15.89	380	
Water-related	7	3.45	55	0.18	21	9.59	122	0.32
Synanthropic	10	4.28	126	0.42	10	4.63	88	0.23

(5 singletons, 4 doubletons) and 25 (only 3 singletons) in the breeding period.

At the assemblage level, values of species richness (absolute and Margalef normalized) resulted in higher values in winter compared to that of the breeding period (Table 2), analogously to the Shannon diversity index ( $H_{winter} = 3.4$ ,  $H_{summer} = 2.83$ ) and the number of equally common species (29.96 and 16.95, respectively).

At the guild level, wetland-related species showed higher values in winter compared to the breeding period, either in terms of species richness (absolute and normalized) or in terms of total frequency of occurrences (Table 2.). Despite the equality of the number of synanthropic species in both seasons, their total frequency of occurrences was higher in the breeding period (Table 2.).

At the species level, Blackbird (*Turdus merula*), Zitting Cisticola (*Cisticola juncidis*), Cetti's Warbler (*Cettia cetti*), Hooded Crow (*Corvus corone cornix*), Starling (*Sturnus vulgaris*), and Italian Sparrow (*Passer italiae*) were found to be dominant during the breeding period, while Meadow Pipit (*Anthus pratensis*) and Italian Sparrow were dominant in winter. Zitting Cisticola and Italian Sparrow showed a higher frequency (> 50 %) of occupied cells in the breeding period, while Meadow Pipit did so in winter (Table 1.).

Among the resident species, Zitting Cisticola and Italian Sparrow had a number of occurrences significant higher in breeding period ( $\chi^2 = 7.377$ ,  $P < 0.01$  and  $3.841$ ,  $P < 0.05$ ; Yates correction,  $df = 1$ , respectively) than in wintering period. On the contrary, White Wagtail (*Motacilla alba*) showed a higher frequency of occurrences in winter ( $\chi^2 = 7.225$ ,  $P < 0.01$ ; Yates correction,  $df = 1$ ).

#### 4. Discussion

Bird assemblages in the study area were shown to be more rich and diverse in winter (absolute and normalized Margalef richness, Shannon index and number of equally common species). In this period, the availability of food resources and the higher habitat heterogeneity and patchiness, linked to seasonally watered areas, increased the richness and diversity, especially of wintering wetland-related species (Wiens 1976, Williams 1991).

Chao 2 estimated a small increase of species richness in winter (45.1 vs. 42 sampled), but not in the breeding period, therefore emphasizing the presence of rare species which were not sampled in winter. The subtle differences between estimated and sampled values (7% in winter, 0% in the breeding period) showed that the research effort was adequate (Magurran 2004).

Some results at species level were expected. The number of occurrences of Zitting Cisticola was significantly higher in the breeding period. This is a typical species of reed beds, sedges, grassy wastelands and wetlands with salt-marsh vegetation (Arlott 2007), largely spread in Central Italy (Boano *et al.*, 1995), and shows a higher detectability in the breeding period (territorial song flight of males; Cramp & Simmons 1983). Therefore the easy sampling of this species can induce an overestimation of the effective frequency of occurrence. The relationships among detectability, sampling accuracy and ecological traits of bird species were widely investigated (Scott *et al.* 2002), also in birds of Mediterranean landscapes (Carrascal *et al.* 1989, Seoane *et al.* 2005).

The Meadow Pipit, the most dominant species of the assemblage occurring only in winter, showed a number of occurrences more than twice as large as that of the second ranked species (Italian Sparrow). This species prefers a wide variety of pastures, coastal meadows, open grasslands in the whole Mediterranean region (Delgado & Moreira 2000). Marshland coastal areas of Central Italy represent an ecosystem type hosting highly suitable habitats for this pipit (Biondi *et al.* 1999), explaining the high frequency observed in our study area.

The study area is a small remnant wetland embedded in a human-transformed and land reclaimed landscape (Battisti 2006). This explains the high frequency of synanthropic species which are widespread in the study area (Beissinger & Osborne 1982) as a consequence of a matrix effect (Moilanen & Hanski 1998, Ricketts 2001; for birds in agricultural landscapes, see Allen & O'Connor 2000, Tworek 2002, Hostetler *et al.* 2005). In our study area, this phenomenon appeared to be more evident in the breeding

period when we recorded an increase in the number of species (40 % in the breeding period, 24 % in winter) and in total frequency of the synanthropic guild. Despite any authors highlight it in human-disturbed landscapes, the matrix effect can induce a biotic homogenization among the habitat types (Clergeau *et al.* 1998, Blair 2001, McKinney 2002, Blair 2004). Data on the seasonal changes of this effect are less studied (e.g., Vâlcu 2006), at least in the Mediterranean area.

Among the synanthropic species, only the Italian Sparrow increased significantly its occurrences in the breeding period. In this season, this dominant species utilized largely rush beds for foraging owing to the high availability of invertebrates in these environments (Carpaneto *et al.* 2006). The congeneric Tree Sparrow (*Passer montanus*) behaves similarly: wetland edge habitats are frequently used by foraging adults when feeding the nestlings since invertebrate prey of aquatic origin was frequently recorded in the diet of chicks (Field & Anderson 2004; see also Báldi & Kisbenedek 1999). We suggest that the rush beds function as wetland edge habitats and play a key role in providing adequate availability of preys also for the synanthropic Italian Sparrow, analogously to other bird species (although not related to wetlands) that use seasonal ponds and the surrounding vegetation for foraging (Paton 2005). Further data on a more large set of wetland remnants are needed to assess if this pattern is widespread in the Mediterranean wetlands or only a local opportunistic behaviour. Nevertheless, the observed use of rush bed as foraging area by Italian Sparrow could have important implications for bird conservation and wetland management. Several sparrow species are facing a severe decline in Europe (Sanderson 2001, Prowse

2002, Robinson *et al.* 2005, Bricchetti *et al.* 2008), *e.g.* the House Sparrow (*Passer domesticus*) in Great Britain and the Italian Sparrow (*P. italiae*) during the last decades. Therefore, wetlands bordered by farmlands or human settlements may also have a role not only in conservation of water-related birds but also for synanthropic decreasing species. In particular, the management of these areas, with a special attention to the ecology of rush beds, could provide practical tools for conserving a threatened Italian endemic species.

## References

- Allen, A.P. & R.J. O'Connor. 2000. Interactive effects of land use and other factors on regional bird distributions. – *J. Biogeogr.* 27: 889-900.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. – *Oikos* 71: 355-366.
- Arlott, N. 2007. *Birds of the Palearctic: Passerines*. – Harpers Collins Publishers Ltd., London.
- Báldi, A. & T. Kisbenedeck. 1999. Species-specific distribution of reed-nesting passerine birds across reed-bed edges: effects of spatial scale and edge type. – *Acta Zool. Hung.* 45: 97-114.
- Battisti, C. (ed) 2006. *Biodiversità, gestione, conservazione di un'area umida del litorale tirrenico* – Provincia di Roma, Assessorato alle politiche agricole e dell'ambiente, Gangemi, Roma.
- Battisti, C., Aglitti, C., Sorace, A. & M. Trotta. 2006. Water level and its effect on the breeding bird community in a remnant wetland in Central Italy. – *Ekológia (Bratislava)* 25: 252-263.
- Beissinger, S.R. & D.R. Osborne. 1982. Effects of urbanization on avian community. – *Condor* 84: 75-83.
- Benassi, G., Battisti, C. & L. Luiselli. 2007. Area effect on bird species richness of an archipelago of wetland fragments of Central Italy. – *Community Ecology* 8: 229-237.
- Bennett, A.F. 2003. Linkages in the landscapes. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. – Gland, Switzerland/Cambridge, UK, IUCN.
- Bibby, C.J. & N.D. Burgess. 1992. *Bird Census Techniques*. – Academic Press, London.
- Biondi, M., Guerrieri, G. & L. Pietrelli. 1999. *Atlante degli uccelli presenti in inverno lungo la fascia costiera del Lazio (1992-95)*. – *Alula* 6: 3-124.
- Blair, R.B. 2001. Birds and butterflies along urban gradients in two ecoregions of the United States: is urbanization creating a homogeneous fauna? Pp. 33-56. In: Lockwood, J.L., McKinney, M.L. (eds), *Biotic homogenization*. – Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, USA.
- Blair, R.B. 2004. The effects of urban sprawl on birds at multiple levels of biological organizations. – *Ecology and Society* 9: 2 (online).
- Blasi, C., Michetti, L. 2005. *Biodiversità e Clima*. Pp. 57-66. In: Blasi, C., Boitani, L., La Posta, S., Manes, F., Marchetti, M. (eds). *Stato della biodiversità in Italia, Contributo alla strategia nazionale per la biodiversità*. – Ministero dell'Ambiente e della Tutela del territorio, Fratelli Palombi editori, Roma.
- Blondel, J. 1975. L'analyse des peuplements d'oiseaux, élément d'un diagnostic écologique. La méthode des Echantillonnages Fréquentiels Progressifs (E.F.P.). – *La Terre et la Vie* 29: 533-589.
- Boano, A., Brunelli, M., Bulgarini, F., Montemaggiore, A., Sarrocco, S. & M. Visentin (eds.) 1995. *Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio*. – *Alula* 2: 1-224.
- Bricchetti, P., Rubolini, D., Galeotti, P. & M. Fasola. 2008. Recent declines in urban Italian Sparrow *Passer (domesticus) italiae* populations in northern Italy. – *Ibis* 150: 177-181.
- Carpaneto, G. M., Mazziotta, A. & A. Vigna Taglianti. 2006. Ricerche preliminari sui Coleotteri. Pp. 205-214. In: Battisti, C. (ed), *Biodiversità, gestione, conservazione di un'area umida del litorale tirrenico* – Provincia di Roma, Assessorato

- alle politiche agricole e dell'ambiente, Gangemi, Roma.
- Carrascal, L.M., Diaz, J.A. & M. Ruiz. 1989. Detectabilidad visual de aves en censos desde coche. – *Ardeola* 36: 210-214.
- Clergeau, P., Savard, J.P.L., Mennechez, G. & G. Falardeau. 1998. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. – *Condor* 100: 413-425.
- Colwell, R.K. & J.A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. – *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.* 345: 101-118.
- Cramp, S. & K.E.L. Simmons. 1983. *The Birds of the Western Palearctic* Vol. III. – Oxford University Press, Oxford.
- Delgado, A. & F. Moreira. 2000. Bird assemblages of an Iberian cereal steppe. – *Agr. Ecosyst. Environ.* 78: 65-76.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. – *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 34: 487-515.
- Fauth, J.E., Bernardo, J., Camara, M., Resetarits, W.J., Van Buskirk, J. & S.A. McCollin. 1996. Simplifying the jargon of community ecology: a conceptual approach. – *Am. Nat.* 147: 282-286.
- Field, R.H. & G.Q.A. Anderson. 2004. Habitat use by breeding Tree Sparrows *Passer montanus*. – *Ibis* 146: 60-68.
- Hobbs, R.J. & L.F. Huenneke. 1992. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. – *Cons. Biol.* 6: 324-337.
- Hostetler, M., Duncan, S. & J. Paul. 2005. Post-construction effects of an urban development on migrating, resident, and wintering birds. – *Southeast. Nat.* 4: 421-434.
- Leibowitz, S.G. 2003. Isolated wetlands and their functions: an ecological perspective. – *Wetlands* 23: 517-531.
- Lindenmayer, D.B., & J. Fisher. 2007. Tackling the habitat fragmentation panchreston. – *Trends Ecol. Evol.* 22: 127-132.
- Magurran, A. 2004. *Measuring biological diversity*. – Blackwell Publishing, Malden, MA.
- McKinney, M.L. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. – *BioScience* 52: 883-890.
- Moilanen, A. & I. Hanski. 1998. Metapopulation dynamics: effects of habitat quality and landscape structure. – *Ecology* 79: 2505-2515.
- Palmer, M.W. 1990. The estimation of species richness by extrapolation. – *Ecology* 71: 1195-1198.
- Paracuellos, M. 2008. Effects of long-term habitat fragmentation on a wetland bird community. – *Revue d'Ecologie (Terre Vie)* 63: 1-12.
- Paton, P.W.C. 2005. A review of vertebrate community composition in seasonal forest pools of the northeastern United States. – *Wetlands Ecology and Management* 13: 235-246.
- Prowse, A. 2002. The urban decline of the House Sparrow. – *Brit. Birds* 95: 143-146.
- Ricketts, T.H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. – *Am. Nat.* 158: 87-99.
- Robinson, R. A., Siriwardena, G. M., & H. Q. P. Crick. 2005. Size and trends of the House Sparrow *Passer domesticus* population in Great Britain. – *Ibis* 147: 552-562.
- Romano, B. 2006. La Palude di Torre Flavia e lo scenario regionale di frammentazione e pressione insediativa. Pp. 142-144. In: Battisti, C. (ed). *Biodiversità, gestione, conservazione di un'area umida del litorale tirrenico*. – Provincia di Roma, Assessorato alle politiche agricole e dell'ambiente. Gangemi, Roma.
- Sanderson, R. F., 2001. Further declines in an urban population of House Sparrows. – *Brit. Birds* 94: 507.
- Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Hauffer, J.B., Raphael, M.G., Wall, W.A. & F.B. Samson (eds) 2002. *Predicting species occurrences. Issues of scale and accuracy*. – Island Press, Washington.
- Seoane, J., Carrascal, L.M., Alonso, C.L., & D. Palomino. 2005. Species-specific traits associated to prediction errors in bird habitat modelling. – *Ecol. Model.* 185: 299-308.
- Shannon, C.E. & W. Weaver. 1963. *Mathematical theory of communication*. – University of Illinois Press, Urbana, Illinois.
- SPSS Inc. 2003. *SPSS for Windows – Release 13.0* (1 Sep 2004), Leadtools (c), Lead Technologies Inc
- Turcek, F.J. 1956. Zur Frage der Dominanz in Vogelpopulationen. – *Waldhygiene* 8: 249-257.
- Tworek, S. 2002. Different bird strategy and their response to habitat changes in an agricultural landscape. – *Ecol. Res.* 17: 339-359.
- Válcu, M. 2006. Seasonal changes in bird species diversity at the interface between forest and reedbed. – *Biodivers. Conserv.* 15: 3459-3467.
- van der Walk, A.G. 2006. *The biology of freshwater wetlands*. – Oxford University Press, Oxford.
- Wiens, J.A. 1976. Population responses to patchy environments. – *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 7: 81-120.
- Wiens, J.A. 1989. *The ecology of bird communities*. Vol. 2. Processes and variations. – Cambridge studies in ecology, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Williams, M. (ed.) 1991. *Wetlands: a threatened landscape*. – Basil Blackwell, Cambridge, Massachusetts.

# Madár-botulizmus: hazai és nemzetközi vonatkozások

BABINSZKY GERGELY



Babinszky, G. 2009. Avian botulism: Hungarian and international aspects. – Ornis Hung. 17-18: 21-32.

**Abstract** Botulism is a bacterial disease caused by exotoxins produced by the obligate anaerobe *Clostridium botulinum*. The etiologic agent is a spore-forming bacterium, in which form – carried by the wind or several animals – can be found everywhere and – under favourable environmental conditions – can germinate into vegetative cells and synthesize toxin. The species had been divided into seven types, A to G, based on the serological specificity of the toxins. The disease can affect almost any species of vertebrata – including humans. Botulism in waterfowl is caused mainly by C<sub>a</sub> subtype of type C *Clostridium botulinum*. These strains produce C<sub>1</sub> toxin. Physiological effect of the seven toxin types are the same: causing flaccid paralysis by inhibition of acetyl-choline releasing in neuromuscular synapses. Outbreaks affecting ducks and other waterfowl are reported from the 1900's. In 1959, the first documented avian botulism case in Hungary ("Fehér-tó" nature reserve) was followed by others from the 1960's. At that time, diseases mainly happened among domestic ducks kept on fish ponds, affecting thousands of birds and causing huge economic losses. Today the biggest problem is the enormous intangible loss derived from the death of protected bird species.

Key words: *Clostridium botulinum*, environmental factors, nature reserves, "limberneck", mouse bioassay

**Összefoglalás** A botulizmus olyan bakteriális eredetű megbetegedés, melyet az obligát anaerob *Clostridium botulinum* toxinjai idéznek elő. A kórokozó spóráképző baktérium; ebben a formában a szél illetve különböző állatok közvetítésével mindenhol jelen lehet, s kedvező környezeti feltételek között – toxintermelés közepette – fejlődésnek indulhat. A fajt a toxinok szerológiai specifikitása alapján osztották fel A, B, C, D, E, F és G típusokra. A betegség – néhány kivétellel – az összes gerinces élőlényre, közöttük az emberre is veszélyt jelenthet. A vízimadarak botulizmusának fő kórokozója a C típusú *C. botulinum* C<sub>a</sub> szubtypusa. Ezek a törzsek C<sub>1</sub> típusú toxint termelnek. A hétféle toxintípus élettani hatása megegyezik: a neuromuskuláris szinapszisokban gátolják az acetil-kolin felszabadulását és kijutását, és ezzel az ingerület-átvitelt is, petyhüdt bénulást okozva. A récéket és egyéb vízimadarakat érintő kitörésekről az 1900-as évektől jelentek meg publikációk. Hazánkban az elsőként dokumentált eset 1959-ben, a „Fehér-tó” természetvédelmi területen történt, melyet az 1960-as évektől továbbiak követtek. A megbetegedések akkoriban főként halastavakon tartott házikacsa-állományokban fordultak elő, akár több ezres egyszámot érintve, s ezzel óriási gazdasági károkat okozva. Napjainkban a legnagyobb problémát a védett madarak pusztulásából fakadó igen nagy eszmei kár jelenti.

Kulcsszavak: *Clostridium botulinum*, környezeti tényezők, természetvédelmi területek, „puha nyak”, egéroltás

Pannon Egyetem Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kar, Interdiszciplináris Doktori Iskola  
8360 Keszthely, Deák Ferenc u. 16., e-mail: babinszky@yahoo.com

## 1. Bevezetés

Bár a humán megbetegedés tüneteit már a XIV. század elején leírták Német- és Oroszországban (Nikodémusz *et al.* 1960), az első adatokat erről a baktériumfajról Kerner

(1822) publikálta. A botulizmus elnevezés is tőle származik, mivel összefüggést talált bizonyos kolbászféleségek fogyasztása (*botulus* = kolbász; latin) és egyes csoportos ételmérgezések között. A toxikoinfekcióért felelős kórokozóról szóló bővebb információ-

ókat először van Ermengem (1897) írta le egy botulizmus járvány kapcsán, mely 1895. decemberében, a belgiumi Ellezelles városában egy zenés összejövetelen tört ki. Ötven ember betegedett meg, közülük hárman meghaltak. A baktériumot nyers sonkából tenyésztette ki és elnevezte *Bacillus botulinus*-nak, ami később a *Clostridium botulinum* elnevezést kapta. Alig száz évvel Kerner első publikációját követően bebizonyosodott, hogy e baktériumfaj egyes típusai különböző állatokban is képesek megbetegedéseket okozni.

## 2. A baktérium és az általa termelt toxinok

### 2. 1. Csoportosítás, jellemzés

A botulizmus kórokozóit a rendszeren egy speciesbe sorolja, mivel farmakológiailag azonos hatású neurotoxint termelnek. A fajt az egyes törzsek által termelt toxinok szerológiai specifikitása alapján osztották fel **A**, **B**, **C**<sub>(o)</sub>, **D**, **E**, **F**, **G** típusokra. A törzsek jelölése megegyezik az általuk termelt toxin típusának jelölésével, kivéve a **C**<sub>(o)</sub> típusú törzseknél, melyek **C**<sub>1</sub> típusú neurotoxint termelnek.

Eltekintve a fent ismertetett felosztástól, más, főként biokémiai tulajdonságai alapján a *Clostridium botulinum* fajt négy csoportra osztották. A III. csoportba tartozó, nem proteolitikus **C** és **D** toxintípusú törzseknél, melyek közül előbbiek a madár-botulizmus fő kórokozói (Reilly & Boroff 1967), 0,5-0,7 × 3,4-7,9 μm nagyságú, peritrich csillóik segítségével mozgó egyenes pálcákat találunk. Gram-pozitívak, obligát anaerobok. Növekedési optimum hőmérsékletük 30-37 °C (Bergey 1974).

Amint az korábban már említésre került, a botulinum toxinnak – amely valójában

egy gyűjtőnév – legkevesebb 7, szerológiailag eltérő típusa van (**A**, **B**, **C**<sub>1</sub>, **D**, **E**, **F**, **G**). Élettani hatásuk azonos: a kolinerg idegvégződéseken egy neurotranszmitter, az acetil-kolin felszabadulását gátolják (Salyers & Whitt 1994), melynek legjellegzetesebb tünete az ún. petyhüdt bénulások megjelenése, mind az emberek, mind az állatok megbetegedése során.

A botulinum toxin egy 150 kDa molekulatömegű fehérje, amely része egy, a toxin mellett egyéb proteinek is tartalmazó komplexnek. A komplexet progenitor toxinnak, magát a toxint pedig derivatív toxinnak hívják. Míg a derivatív toxin orálisan bejutva a szervezetbe a progenitor toxinnal kevésbé hatásos, injektálva viszont ennek épp a fordítottja tapasztalható. Ez vezetett ahhoz a feltételezéshez, hogy a progenitor toxin nem toxikus komponensei szerepet játszanak a derivatív toxin gyomorsavtól és a proteázoktól való védelmében, illetve a gyomor nyálkahártyáján történő átjutásban, majd a megkötődésben. Az aktív derivatív toxin – csakúgy, mint oly sok más exotoxin – két fehérje alegységből áll, egy nehéz láncból (100 kDa) és egy könnyű láncból (50 kDa), melyek egy diszulfid-híddal kapcsolódnak (Hunter & Poxton 2002).

Annak ellenére, hogy több szerző szerint a *Clostridium botulinum* **C** és **D** típusai csak állatokat betegítenek meg (Rocke 1983; Salyers & Whitt 1994), beszámoltak néhány olyan humán esetről, melyet a **C** típus okozott. Kettő az 1960-as években, a Szovjetunióban; egy Franciaországban, egy pedig az Egyesült Államokban történt (Jensen & Price 1987), de Holeman (1970) szerint ezek nem voltak kellően alátámasztva. Oguma és mtsai. (1990) ezzel szemben **C** típusú botulizmusról számoltak be egy 171 napos leánysecsemőnél, akit hirtelen légzésbénulással szállítottak kórházba. A beteg szék-

letéből kitenyészítették a *Clostridium botulinum* C típusát, s a kísérleti egéroltasok is ugyanerre az eredményre vezettek. Maksymowich és Simpson (1998) szerint a megbetegedések az emésztőrendszerben található C típusú toxin-receptorok jelenlétéhez köthetők, s a csekély humán esetszám egyik lehetséges magyarázata épp e receptorok hiánya, melynek okán a toxin nem tud a kerin- gesbe transzlokálódni.

A fogékony állatokban és az emberben az ellenanyag-válasz elindításához a letális dózisonál nagyobb toxinmennyiség szükséges, ezért a halál a humorális védelem kialakulása előtt következik be, és a botulizmusból gyógyultak általában nem mutatnak védettséget a toxinnal szemben. Bizonyos dögevő madarak és emlősök azonban képesek ilyen tetemekkel táplálkozni szemmel látható megbetegedés nélkül. Ohishi és mtsai. (1979) *Clostridium botulinum* toxinokkal szemben természetesen megjelenő ellenanyagokat találtak pulykakeselyű (*Cathartes aura*), prérifarkas (*Canis latrans*) és rövidcsőrű varjú (*Corvus brachyrhynchos*) fajokban passzív hemagglutinációval, és ezt szérumneutralizációs próbával is megerősítették.

## 2. 2. A toxin jelenlétének kimutatása

A madár-botulizmus *in vitro* diagnosztizálása során felhasznált módszerek szinte kivétel nélkül a humán botulizmus megbetegedések kapcsán kifejlesztett technikák átvételével és továbbfejlesztésével jöttek létre. A baktérium kimutatását – annak lassúsága és nehézsége miatt – a gyakorlatban ritkán alkalmazzák, ezért inkább a toxinkimutatáson alapuló módszerek terjedtek el. Ezek jobbára molekuláris biológiai (polymerase chain reaction – PCR), immunológiai (mouse bioassay, enzyme-linked

immunosorbent assay – ELISA) illetve biokémiai alapokon nyugszanak. A megbízhatóság növelése érdekében az egyes technikákat sok esetben egymással kombinálva alkalmazzák. Jelenleg az egéroltas (mouse bioassay) az egyetlen standard módszernek tekinthető, széles körben elfogadott és alkalmazott módszer a botulinum toxin kimutatására (Arnon *et al.* 2001; Ferreira *et al.* 2003; Barr *et al.* 2005), legyen szó akár humán-, akár madár-botulizmus megbetegedésekről.

## 3. Madár-botulizmus

### 3. 1. Történeti áttekintés

A récéket és egyéb vízimadarakat érintő botulizmus évenkénti kitöréseiről az 1900-as évek első felétől kezdődően jelentek meg publikációk, melyek Kanada és az Egyesült Államok nyugati államainak vizes élőhelyein fordultak elő (Hobmaier 1932). A megbetegedés akkoriban „nyugati kacsabetegség” néven volt ismert, melyről úgy gondolták, hogy nagy koncentrációban jelen levő lúgos sók által kiváltott vegyi toxikózis. A betegség etiológiája csak az első leírások után 20 évvel tisztázódott. Észak-Amerikán kívül a vadmadarakat érintő első megbetegedésekről 1934-ben Ausztráliából (Pullar 1934), majd Dél-Afrikából (1965), Új-Zélandról (1971), Japánból (1973), Argentínából (1979) és Braziliából (1981) számoltak be (Rocke 2006). Európában megerősített eseteket jelentettek 1957-ben a Szovjetúnióból (Kuznetzov 1992), 1963-ban Svédországból (Jensen & Price 1987), röviddel később pedig Dániából (1965), Nagy-Britanniából (1969) és Hollandiából is (1970). Mára a C típusú botulizmust a világ legkevesebb 28 országában, az Antarktisz kivételével

1. táblázat Az 50 000 egyednél nagyobb mértékű elhullással járó, C típusú madár-botulizmus kitérősek (Rocke (2006) nyomán)

Helyszín	Időpont	Becsült elhullás
Utah és Kalifornia, USA	1910	> 1 000 000
Malheur-tó, Oregon, USA	1925	100 000
Nagy Sós-tó, Utah, USA	1929	100 000 – 300 000
Tulare-medence, Kalifornia, USA	1941	250 000
Tule-tó, Kalifornia, USA	1948	65 000 – 150 000
Kalifornia, USA	1969	140 000
Montana, USA	1970	100 000
Nagy Sós-tó, Utah, USA	1980	110 000
Kaszipi-tenger, az egykori Szovjetunió	1982	1 000 000
Pakowki-tó, Alberta, Kanada	1995	100 000
Whitewater-tó, Manitoba, Kanada	1996	117 000
Old Wives-tó, Saskatchewan, Kanada	1997	1 000 000
Nagy Sós-tó, Utah, USA	1997	514 000

minden földrészen diagnosztizálták (Rocke 2006). Ezek a kitérősek gyakran több száz-ezer, esetenként egy millió madár életét követelték (1. táblázat).

A botulizmus által megbetegített madárfajok száma igen nagy: Kalmbach és Gundersen (1934) 69 fajt sorolnak fel, amelyek 21 rendszertani családba tartoznak. Legérzékenyebbek a récefélék (Anatidae); az érintett, hazánkban is honos fajok közül a nyílfarkú réce (*Anas acuta*), bőjti réce (*Anas querquedula*), tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), kanalas réce (*Anas clypeata*) említhető meg, de érzékenyek a sirályok (Laridae), szárcsák (Rallidae), gulipánok (Recurvirostridae), kormoránok (Phalacrocoracidae) is (Bartha & Sztojkov 1978). A londoni, St. James's Park-beli kitérésben, melynek során több mint 400 madár pusztult el, a megbetegedés legalább 21 fajt, főleg récéket érintett (Keymer *et al.* 1972).

Reilly és Boroff a témában mérőföldkőnek számító, 1967-ben lefolytatott kísérleteik során igazolták, hogy a vízimadarak botulizmusának fő kórokozója a C típusú *Clostridium botulinum* C<sub>a</sub> szubtypusa, bár a Michigan-tó partján élő vöcskök (Podicipidae) és sirályok botulizmusáért E típusú kórokozó volt felelős, pelikánokban (Pelecanidae) pedig D típusú megbetegedéseket jelentettek. Az európai tapasztalatok alapján szintén a C típusú baktérium tehető felelőssé a kitérősek zöméért, visszatérő megbetegedéseket okozva például az egykori Csehszlovákiában (Hubálek *et al.* 1991; Hubálek *et al.* 2005), Olaszországban (Franciosa *et al.* 1996), Szlovéniában (Ocepek *et al.* 2007) és Svédországban (Neimanis *et al.* 2007). Egy 1996-ban, Észak-Franciaországban lezajlott kitérés azonban a *Clostridium botulinum* E típusának szerepére hívja fel a figyelmet (Gourreau *et al.* 1998), amely ugyancsak



nagy mennyiségben található meg Norvégia, Svédország (Johannsen, 1963), Dánia (Huss, 1980), Hollandia, illetve Lengyelország és a Balti államok partvidékének üledékében is (Hauschild, 1989). Az E típus jelentőségét humán patogén volta tovább növeli. Az északi félteke hűvösebb régióiban az étel-eredetű botulizmus megbetegedések szinte minden esetben a nem proteolitikus, E típusú *Clostridium botulinum* baktériumokkal szennyezett halak és tengeri emlősök fogyasztására vezethetők vissza (Artin *et al.* 2008).

### 3. 2. Tünetek, kezelés

A madár-botulizmus legjellemzőbb tünete a mozgásképtelenség; az állatok szárnya lóg, fejüket jellegzetesen, petyhüdtén tartják („limberneck” vagy „limp neck” – „puha nyak”), erős könnyezés tapasztalható, a pislogóhártya bénult, rendellenes pupillamozgások figyelhetők meg, a kloáka nyílásából pedig nagy mennyiségű, vízszerű ürülék távozik (Bartha & Sztojkov 1978).

A megbetegedett madarak kezelésében az elvesztett folyadék pótlása kulcsfontosságú. Az állatok ugyanis részben az izombénulásból fakadó nyelési nehézség, részben a hasmenés folytán igen gyorsan kiszáradnak. Ebből következően vérük koncentráltabbá válik, ez pedig szívbénuláshoz, s a madarak elhullásához vezet (Bartha & Sztojkov 1978).

Tenyésztett állományokban, megelőzés céljából hazánkban is használják az eredetileg nyércek immunizálására kifejlesztett, C illetve D típusú toxidot tartalmazó vakcinát (Botumink<sup>®</sup>, USA). Ennek alkalmazásakor azonban figyelembe kell venni, hogy az állatokat két ízben kell beoltani a szükséges védettség kialakulásához. Könnyen belátható, hogy a gyakran hatalmas, nyílt

területeken, nagy számban élő vadmadarak ily módon történő védelme – a finanszírozás nehézségei mellett – gyakorlatilag is kivitelezhetetlen.

### 3. 3. Környezeti faktorok szerepe a madár-botulizmus megbetegedésekben

Ahhoz, hogy egy adott élőhelyen madár-botulizmus kitörések forduljanak elő, számos előfeltételnek kell teljesülnie. Az ebben a témakörben végzett vizsgálatok jó néhány ilyen faktor szerepét erősítették meg, vagy vetették el. A jelenleg ismert elképzelések három fő elméletre vezethetők vissza:

- 1) Az ún. „iszapágy-elmélet” szerint a nyári, csapadékszegény időszakban a tavak vízszintje lecsökken, így a víz könnyebben átmelegszik. A felmelegedő, oxigén-szegény víz és a bomló vízi növényzetből származó szerves anyag kedvező feltételeket teremt a spórák kicsírázásához és a vegetatív alakok toxintermeléséhez, mely tömeges vízimadár-pusztulásokhoz vezet (Haagsma *et al.* 1972);
- 2) Tavaszi áradások alkalmával az elárasztott terület víz alá került növényzete, ezek és az elpusztult állatok bomlásából következő anaerob körülmények, illetve az iszapban vagy a kérdéses területen előforduló spórák jelentik a kitörések forrását, a „spóra-hordozóként” szereplő talajlakó, vagy talajjal táplálkozó élőlények mellett („mikrokörnyezet-elmélet”; Bell *et al.* 1955);
- 3) A talajból felvett spóra a madarak bélcsatornájába kerül, s azok bármilyen okból történő pusztulását követően kicsírázik, a dögökben, mint fertőzési forrásokban nagy mennyiségű toxint ter-

melve. Ebben az esetben – ellentétben az előző kettővel – a spóráknak nem kell jelen lenniük a helyszínen, hiszen azokat a madarak testükben vagy ürülékükkel „szállítják” a kitérés helyszínére. Részen ezzel magyarázható madár-botulizmus fellépése olyan területeken is, ahol korábban efféle megbetegedésekre nem volt példa („madártetem-elmélet”; Rosen 1971; Smith, G. R. *et al.* 1975).

Jól látható, hogy az elméletek a környezeti igények tekintetében nem különböznek – ez érthető is, hiszen a kórokozó fejlődése (és ezzel együtt toxintemelése) elengedhetetlen a megbetegedések létrejötté szempontjából. Ezzel együtt érdemes felhívni a figyelmet arra az érdekes tényre, hogy megbetegedések olyan esetekben is előfordulnak, amikor ezt a környezeti feltételek alapján egyáltalán nem várnánk, és elmaradhatnak e faktorok legoptimálisabb megléte esetén is (Rocke *et al.* 1999). A vízhőmérséklet, pH, sótartalom, redoxpotenciál és gerinctelen biomassza befolyásolja a madár-botulizmus fellépését (Rocke *et al.* 1999; Rocke & Samuel 1999), de néhány faktor nem különbözik következetesen a kitérések által érintett és az azoktól mentes élőhelyeken (Rocke *et al.* 1999), így más, eddig ismeretlen tényezők szerepével is számolni kell. Amint azt Wobeser (1987) kiemelte, nincs a környezeti tényezőknek olyan egyszerű együttállása, ami az összes kitéréssel összefüggésbe hozható, de meghatározta azt az öt feltételt, amely ebből a szempontból kulcsfontosságú. Ezek a spórák megléte, a *Clostridium botulinum* növekedéséhez szükséges környezeti feltételek, a baktériumok specifikus bakteriofággal történő fertőződése, a lehetséges áldozat toxinfelvétele illetve a baktériumok és a toxin megfelelő vektorok által történő szétterjesztése.

#### 4. Madár-botulizmus Magyarországon

Bár hazánkban a botulizmus – több más országgal ellentétben – az intenzív tartású broilerekben nem okoz gondot, a természetes élőhelyeken élő, illetve ahhoz hasonló körülmények között tartott fácánok és vízimadarak esetében több ezres egyedszámot érintő pusztulásokat, s ezzel igen jelentős gazdasági károkat idéz elő.

Magyarországon a Lehoczkiné (1959) által dokumentált első esetet, amely 1959-ben, a Szeged környéki Fehér-tó természetvédelmi területen jelentkezett, az 1960-as évek elejétől továbbiak követték. Ellentétben az irodalmi adatokkal, a megbetegedések nem vízi vadmadarak között, hanem halastavakon tartott házikacsa-állományokban fordultak elő. Erre az időszakra esett egy új termelési ág, a halastavi kacsatenyésztés kezdete, amely tenyésztési forma Európában egyedülálló volt. Ez a tartási mód abban állt, hogy a vízfelület nagyságától függően több ezer kacsa négyhetes korában kikerült a halastavakra, ahol a vízen úszó önetetőkből táplálkoztak, és gyakorlatilag csak éjszakára húzódtak ki a partra, vagyis a vadmadarakhoz igen hasonló körülmények között éltek. A kihelyezést kora tavasztól nyár végéig állandóan ismételték. A pozitívumokat az alacsony munkaerő- illetve állóeszköz-befektetésben látták, és abban bíztak, hogy a halak és a kacsák együttes tartása további kölcsönös előnyöket fog biztosítani. Valószínű, hogy az ilyen célra igénybe vett tavakon már akkoriban előfordult a betegség a vadrécék között, arányai azonban kisebbek voltak. A vadmadarak megbetegedésének felfedezése elmaradt, talán azért is, mert a szervezett környezet- és természetvédelemre korábban még nem fordítottak kellő figyelmet.

Már az 1960-as években történtek vizsgálatok, amelyek a betegség kóreredetét kívánták tisztázni, azonban ezek nem jártak eredménnyel. Japán szerzők cikkeinek hatására felmerült a kék algák, illetve a kék-zöld algák toxinjának szerepe is, de a toxikológiai vizsgálatok ezt nem igazolták: a betegség jelentkezésekor az érintett tavakból vett víz- valamint iszapminták itatása, illetve megetetése egészséges állatokkal soha nem okozott mérgezést. Így a hazai szakmai nyelvben a „*tavi bémulás*” kifejezés terjedt el, ami a kóroktan pontos tisztázásáig a halastavakon tartott kacsák között előforduló, jellegzetes klinikai képben megnyilvánuló betegséget jelölte.

A megbetegedés kezdetben csak bizonyos körzetekben jelentkezett, nevezetesen a Tiszántúlon, majd az évek során lassan megjelent a Duna-Tisza közén és a Dunántúl néhány halastaván is. Azokon a tavakon, ahol előfordult, azután gyakorta lépett fel, mindig nyár végén, augusztus-szeptember hónapban, de a melegebb nyarú években már júliusban is. A veszteség egy-egy érintett állományban nem ritkán az 50%-ot is meghaladta (Bartha & Sztojkov 1978). Az elhullások megelőzésére különféle gyakorlati módszereket próbáltak alkalmazni, mérsékelt sikerrel. Ezek egyike volt, hogy a vízfelületen motorcsónakkal jártak, a hullámzás fokozásával „átvegyőztetve” azt. Kísérleteztek azzal is, hogy a sekélylé vált partszegélyt, ahol az alacsony vízmagasság miatt a víz felmelegedése különösen nagymértékű, kimélyítsék, a kacsák partra jutását pedig stégek kialakításával próbálták megkönnyíteni. Minthogy az eredmény legtöbbször elmaradt, a még egészséges egyedeket a partra kellett kihajtani, befogni, takarmánnyal és vízzel ellátni, ami több ezres állományok esetén nem könnyű feladat, különösen miután az állatok tetemes része már

mozgásában korlátozott (Bartha & Sztojkov 1978).

A továbbiakban ismertetésre kerülő, Bartha és Sztojkov (1978) által leírt hazai esetek kapcsán is érdemes megfigyelni, hogy a környezeti tényezők – a korábban leírtakkal összhangban – miként segítették elő a megbetegedések létrejöttét, illetve idő- és térbeli kiterjedését. A mai Kiskunsági Nemzeti Parkhoz tartozó Péteri-tóról 1977. augusztusában jelezték, hogy nagy számú mozgásképtelen vadréccét és egyéb vízimadarat látnak; a vízben és a környező nádasban pedig számos madártetemet találhatók. A szerzők helyszíni vizsgálataik során megállapították, hogy a tó partszegélye az eredetihez viszonyítva mintegy 15-20 méterrel beljebb húzódott, s a vízszint csak 15-25 cm magas volt. A part közelében sok tőkés réce és cigányréce (*Aythya nyroca*) ült az iszapban, jellegzetes paralitikus testtartásban. A parton számos vízimadár-hulla volt látható. A járvány mintegy három hétig tartott, ez idő alatt becslések szerint mintegy 900 különböző víziszárnyas, zömmel récefélék hullottak el. A laboratóriumi vizsgálatra került 12 réce és 1 gulipán tetem kórboncolása során a heveny szívgyengeségre utaló nagyvérköri pangáson kívül elváltozást nem lehetett megállapítani. Hasonlóképp negatív eredménnyel zárult a parenchymás szervek (lép, máj, vesék), valamint a központi idegrendszer kórszöveti vizsgálata és a bakteriológiai vizsgálatok is.

A második eset a Balaton déli partján, egy gazdaság vadásztavára kihelyezett vadréccék között fordult elő, ugyancsak 1977-ben. Ezek korábban mély fekvésű, mezőgazdasági művelésbe vont területek voltak. A tavakat úgy alakították ki, hogy a növényi vegetációt egyszerűen vízzel elárasztották. A betegség itt 4 év óta ismételtelen jelentkezett, az elhullás 1976-ban 3000 körüli volt.

Mínt hogy az adott élőhelyen madár-botulizmus a korábbi években is előfordult, számitani lehetett a járványra, és ezért 1977-ben a szerzők rendszeresen mérették a levegő és a víz hőmérsékletét. A megbetegedések itt is augusztusban jelentkeztek, amikor a víz hőmérséklete már mintegy 30 napja tartósan 20 °C felett volt. A klinikai kép és a 26 vad-récét érintő kórbonctani észlelések a Péteri-tavi járványban tapasztaltakhoz hasonlóak voltak.

Botulinum toxin kimutatása céljából a Péteri-tavi esetből 6, míg az utóbbi járvány kapcsán 4 beteg vad-réce vérsavójából és izomszuspenziójából készített vizes kivonattal történt kísérleti egéroltás és *in vitro* toxinszemlegesítési vizsgálat. A vizsgálati anyagokat intraperitoneálisan oltották kifejlett egerekbe. Az antitoxinok szovjet gyártmányúak voltak. Az *in vitro* szemlegesítést a vizsgálati anyag és az antitoxin 37 °C-on 30 percig történő inkubációjával végezték. Mind a Péteri-tavi, mind a Balaton környéki esetben a beteg madarak vérsavója (a Péteri-tavinál izomszuspenziója is) toxikus volt. A toxinhatást C típusú antitoxinnal a neutralizációs teszt keretében szemlegesíteni lehetett. Az A és B típusú antitoxin nem védte az állatokat.

Mindkét területről származó iszap- és vízmintákat is vizsgáltak hasonló technikával, de toxint egyikből sem sikerült kimutatni. Amikor azonban az iszapmintákat folyékony táptalajon, anaerob módon tenyésztették 7 napig, a baktériummentes felülúszó olyan mennyiségben tartalmazott botulinum toxint, hogy azt a szokásos mennyiségű antitoxinnal nem lehetett szemlegesíteni. A szűrlet 1000-szeres hígításával végezve a próbákat a védetlen állatok elpusztultak, a C típusú antitoxinnal védettek fele, míg a C, A és B típusú antitoxinnal kombináltan védett madarak mindegyike életben ma-

radt. Ez arra utal, hogy az iszapmintákban A és/vagy B típusú *Clostridium botulinum* spórák is voltak. A balatoni gazdaság tavain a járvány 1978 nyarán megismétlődött. Az elvégzett toxinkimutató vizsgálatok és neutralizációs tesztek ez alkalommal is a C típusú botulinum toxin szerepét igazolták (Bartha & Sztojkov 1978).

A Kis-Balaton egyedülálló madártani és természetvédelmi jelentőségű vizes élőhely, melyet 1951-ben nyilvánítottak védetté. 1986 óta tájvédelmi körzet, 1997-től a Balaton-felvidéki Nemzeti Park része. A védett, illetve fokozottan védett madárfajok tucatjainak otthont adó terület 1979-ben, a Ramsari Egyezmény keretén belül felkerült a nemzetközi jelentőségű vadvizek listájára. Bár madár-botulizmus szempontjából a Kis-Balaton gyakorlatilag endemikusnak tekinthető, s a megbetegedések nem ritkán egymást követő években is felléptek a területen, az 1996 és 2006 közötti időszakban például teljesen megszűntek (2. táblázat). A továbbiakban az 1993-ban bekövetkezett, Horváth *et al.* (1994) által részletesen dokumentált kitörés bemutatása következik. A környezeti faktorok szerepét ebben az esetben is érdemes megfigyelni.

A Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer (KBVR) II. ütemének 1992 őszén történt részleges elárasztása során a vízszint 25-30 cm-t emelkedett, s a vízborítás alá került növénytársulások (magassásosok) bomlásnak indultak, eközben pedig nagy mennyiségű fehérje szabadult fel. Csapadék nem hullott, a Zala vízutánpótlása is le volt zárva. A növények bomlása, az alacsony vízálás, a meleg anaerob feltételeket teremtett, s ez kedvezett a *Clostridium botulinum* elszaporodásának. (A toxint később az Országos Állategészségügyi Intézet a különböző fajú madarakból vett vérsavó és a tetemekből vett légyálcák laboratóriumi vizsgálá-

2. táblázat Madár-botulizmus megbetegedések előfordulása a Kis-Balaton területén, 1977 és 2007 között (Magyari M., szóbeli információ)

A kitörés időpontja	Elpusztult madarak száma	Megjegyzés
1977	kb. 7000	tisztítatlan szennyvíz átemelése
1978	kb. 50	tisztítatlan szennyvíz átemelése
1988	499	az I. ütem elárasztása; rothadó növényzet
1993	1001	a II. ütem részleges elárasztása; pusztuló magassásosok
1994	84	lásd az előző évet
1995	301	tisztítatlan szennyvíz*; pusztuló magassásosok
1996	48	–
2006	> 150**	bűzös, opálos víz; H <sub>2</sub> S-termelő baktériumok elszaporodása
2007	kb. 10	rövid ideig tartó kitörés; megbetegedési gócpontok hiánya

\*A sármelléki szovjet laktanya tisztítatlan szennyvize évtizedeken át ide került

\*\*E mellett a töltésoldalban, 150 m hosszan heverték madártetemek

latával kimutatta.) Az első megbetegedett egyedeket 1993. június 22-én fedezték fel az Ingói-csatornán. Ettől kezdődően a pusztulás intenzitása nagymértékben függött az időjárástól. Hűvösebb napokon, csapadék hullása után lecsökkent; meleg, kánikulai periódusokban megnőtt. Augusztusban a botulizmus kiterjedt a KBVR I. ütemének területére is. Itt a sekély, növénymentes iszapzátanyokon az 5-10 cm-es vízborításnál a hőmérséklet alkalmanként elérte a 40 °C-ot is. Bár kiterjedésre nézve az I. ütemen lényegesen nagyobb terület kedvezett a botulizmus elterjedésének, az elhullás mértéke mégis kisebb volt (az elpusztult 1001 madárból 192 hullott el itt). A pusztulás véglegesen csak az őszi lehülés és a jelentős csapadék-utánpótlás után szűnt meg. A kis-balatoni megfigyelések szerint a madarak utolsó erejükkel valamilyen védett helyre (szigetre, töltésoldalba) kivergődve pusztulnak el. Az elhullott példányok 90%-ban ilyen helyeken fordultak elő. Nyílt ví-

zen, nádasban (a korábban ismertetett két esettel ellentétben) viszonylag ritkán találtak madártetemetek.

Szerencsés lett volna, ha nagy mennyiségű friss, oxigéndús vizet tudnak juttatni a területre, de ez ilyen nagyságrendben sajnos nem volt kivitelezhető. Az I. ütem területéről lehetett volna ugyan vizet leengedni, ez esetben viszont ott szaporodott volna el a baktérium. Július végén kisebb mennyiségű vizet mégis leengedtek a I. tározóról a II. ütem területére. Sajnálatos módon a várt hatás elmaradt. A C típusú antitoxin beszerzése és a megbetegedett állatokba történő bejuttatása is akadályokba ütközött. Preventív megelőzési módszerként a fertőzési gócot jelentő és viszonylag jól behatárolható, 2 km<sup>2</sup>-nyi területtől (Ingói-csatorna és környéke) megpróbálták távol tartani a madarakat oly módon, hogy egy-két naponta, lehetőleg nagy zajjal (motorcsónakkal) többen mozogtak a területen, de az eljárás csak részben volt hatásos.

A megbetegedett állatokat folyamatosan begyűjtötték, hiszen a területen maradó tetemek további fertőzési góccokat hoztak volna létre. Az elpusztult egyedeket a balatonmagyaródi döngkútba szállították. A beteg, de még élő példányokat részben a Közép-Dunántúli Természetvédelmi Igazgatóság fenékpusztai csónakházánál kialakított „segélyhelyen”, részben a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Zala megyei helyi csoportja által működtetett fenékpusztai gyűrűzőtáborban ápolták. A kezelés a következőkből állt: a begyűjtött madarakat megittatták. Mivel a megbetegedésből adódóan nyelési reflexük nem váltódott ki, nyelősövíükön vékony gumicsövet bocsátottak le, melynek végére fecskendő-t erősítették. Első néhány alkalommal a kondíció javítására fehérjekoncentrátumot alkalmaztak, óvatosan, az esetleges félrenyelés veszélyét szem előtt tartva. A madarak, állapotuktól függően 1-2 óra, illetve 1 nap múlva már darabos táplálékot is kaptak. A gyógyuló madarakat ládákbán helyezték el, ügyelve arra, hogy egy-egy ládába maximum 4 állat kerüljön, ezzel kerülve el, hogy egymást zavarják. Ideiglenes szállásaikba tálcákat tettek, melyeket tiszta vízzel töltöttek fel, s kukoricát, búzát és békalencsét szórtak bele. A fenti módszerrel – a madarak állapotától függően – 3-6 nap alatt el lehetett érni a tünetmentességet, s a 151 élve begyűjtött

állatból 77-et (51%) sikerült meggyógyítani. Az egészséges egyedeket gyűrűzés után olyan területeken engedték szabadon, ahol a megbetegedés veszélye már nem állt fenn. Ennek ellenére szerencsés volna a botulizmusból felépült madarakat a járvány végéig erre alkalmas röpdében tartani, hiszen ezek az egyedek újra megfertőződhetnek (Horváth *et al.* 1994).

A magyarországi madár-botulizmus esetek közül az Árpádhalmi Vadgazdaságban történt, 1978. májusi kitörés jelentkezett a legkorábban. Azévből az aszályos tavaszt hirtelen kánikula követte. Az 1979 és 1991 közötti 12 éves periódusban lezajlott hazai kitörések időpontjainak vizsgálata az alábbi eredményekhez vezetett: 8 évben tapasztaltak megbetegedéseket a július 10-e és 31-e, míg 4 évben az augusztus 1-je és 21-e közti 3 hetes intervallumban. Ebben az időszakban a legkorábbi esetről június 3-án (1989), míg a legkésőbbiről október 5-én (1987) számoltak be (Sztjokov, V.; szóbeli információ).

### Köszönetnyilvánítás

A szerző ezúton szeretne köszönetet mondani Magyar Máténak, Dr. Sztjokov Vladovnak, Csütörtökiné Rigó Erzsébetnek, Dr. Csitári Gábornak és Dr. Gulyás Mártának a kézirat elkészítésében nyújtott segítségükért.

### Felhasznált irodalom

- Arnon, S. S., Schechter, R., Inglesby, T. V., Henderson, D. A., Bartlett, J. G., Ascher, M. S., Eitzen, E., Fine, A. D., Hauer, J., Layton, M., Lillibridge, S., Osterholm, M. T., O'Toole T., Parker, G., Perl, T. M., Russell, P. K., Swerdlow, D. L. & K. Tonat 2001. Botulinum Toxin as a Biological Weapon: Medical and Public Health Management. – JAMA 285: 1059-1070.
- Artin, I., Carter, A. T., Holst, E., Lövenklev, M., Mason, D. R., Peck, M. W. & P. Rådström 2008. Effects of Carbon Dioxide on Neurotoxin Gene Expression in Nonproteolytic *Clostridium botulinum* Type E. – Appl. Environ. Microbiol. 74: 2391-2397.
- Barr, J. R., Moura, H., Boyer, A. E., Woolfitt, A. R., Kalb, S. R., Pavlopoulos, A., McWilliams, L. G., Schmidt, J. G., Martinez, R. A. & D. L. Ashley 2005. Botulinum neurotoxin detection and differentiation by mass spectrometry. – Emerg. Infect. Dis. 11: 1578-1583.
- Bartha, T. & V. Sztjokov 1978. Botulizmus járványos előfordulása viziszárnasoknál. – Egészségtudomány 22: 405-415.

- Bell, J., Sciple, G. & A. Hubert 1955. A microenvironment concept of the epizootology of avian botulism. – J. Wildl. Man. 19: 352-357.
- Bergey's manual of determinative bacteriology, 8<sup>th</sup> edition. 1974. Buchanan, R. E. & N. E. Gibbons (co-eds.) – The Williams & Wilkins Company, Baltimore.
- Ferreira, J., Maslanka, S., Johnson, E. & M. Good-nough 2003. Detection of botulinic neurotoxins A, B, E, and F by amplified enzyme-linked immunosorbent assay: collaborative study. – J. AOAC Int. 86: 314-331.
- Franciosa, G., Fencia, L., Caldiani, C. & P. Aureli 1996. PCR for Detection of *Clostridium botulinum* Type C in Avian and Environmental Samples. – J. Clin. Microbiol. 34: 882-885.
- Gourreau, J.-M., Debaère, O., Raavel, P., Lamarque, F., Fardel, P., Knockaert, H., Catel, J., Moutou, F. & M. Popoff 1998. Etude d'un épisode de botulisme de type E chez des mouettes rieuses (*Larus ridibundus*) et des goélands argentés (*Larus argentatus*) en baie de Canche (Pas-de-Calais). – Gibier Faune Sauvage. 15: 357-363.
- Haagsma, J., Over, H. J., Smith, T. & J. Hoekstra 1972. Botulism in waterfowl in the Netherlands in 1970. – Neth. J. Vet. Sci. 5: 12-33.
- Hauschild, A. H. W. 1989. *Clostridium botulinum*. Pp. 111-189. In: Doyle, M. P. (ed.) Food-borne Bacterial Pathogens. – Marcel Dekker, New York.
- Hobmaier, M. 1932. Conditions and control of botulism (duck disease) in waterfowl. – Calif. Fish and Game 18: 5-21.
- Holeman, L. 1970. The ecology and natural history of *Clostridium botulinum*. – J. Wildl. Dis. 6: 1076-1081.
- Horváth, J., Lelkes, A., Futó, E. & J. Lakatos 1994. Botulizmus okozta madárpusztulások a Kis-Balatonon. – Aquila 101: 201-204., 225-226.
- Hubálek, Z., Pellantová, J., Hudec, K., Halouzka, J., Chytil, J., Macháček, P., Sebel, M. & F. Kubicek 1991. Botulism in birds living in an aquatic environment in Nové Mlýny in the Breclav District. – Vet. Med. – Czech 36: 57-63.
- Hubálek, Z., Skorpikova, V. & D. Horal 2005. Avian botulism at a sugar beet processing plant in South Moravia (Czech Republic). – Vet. Med. – Czech 50: 443-445.
- Hunter, L. & I. Poxton 2002. *Clostridium botulinum* types C and D and the closely related *Clostridium novyi*. – Rev. Med. Microbiol. 13: 75-90.
- Huss, H. H. 1980. Distribution of *Clostridium botulinum*. – Appl. Environ. Microbiol. 39: 764-769.
- Jensen, W. & J. Price 1987. The global importance of type C botulism in wild birds. Pp. 33-54. In: Ek-lund, M. & V. R. Dovell (eds.) Avian Botulism: An International Perspective. – CC Thomas, Springfield, Illinois.
- Johannsen, A. 1963. *Clostridium botulinum* in Sweden and the adjacent waters. – J. Appl. Bacteriol. 26: 43-47.
- Kalmbach, E. & M. Gunderson 1934. Western Duck Sickness: a Form of Botulism. – USDA Tech. Bull. 411: 81.
- Kerner, J. 1822. Das Fettgift oder die Fettsäure und ihre Wirkungen auf den tierischen Organismus. Ein Beytrag zur Untersuchung des in verdorbenen Würsten giftig wirkenden Stoffes. – Cotta, Stuttgart und Tübingen.
- Keymer, I. F., Smith, G. R., Roberts, T. A., Heaney, S. I. & D. J. Hibberd 1972. Botulism as a factor in waterfowl mortality at St. James's Park, London. – Vet Rec. 90: 111-114.
- Kuznetsov, E. A. 1992. Botulism in wild waterfowl in the USSR. Pp. 112-122. In: Diseases and Parasites of Wild Animals. – Ministry of Ecology and Natural Resources of Russia, Moscow.
- Lehoczkíné Perényi K. 1959. A botulizmus. – Magyar Állatorvosok Lapja 8-9: 300-303.
- Maksymowych, A. & L. Simpson 1998. Binding and transcytosis of botulinic neurotoxin by polarised human colon carcinoma cells. – J. Biol. Chem. 34: 21950-21957.
- Neimanis, A., Gavier-Widén, D., Leighton, F., Bol-linger, T., Rocke, T. & T. Möerner 2007. An outbreak of type C botulism in Herring Gulls (*Larus Argentatus*) in Southeastern Sweden. – J. Wildl. Dis. 43: 327-336.
- Nikodémusz, I., Csaba, K. & L. Ormay 1960. Laboratóriumi vizsgálatokkal igazolt botulizmus. – Orvosi Hetilap 101: 1856-1858.
- Ocepek, M., Hari, A., Krt, B., Pate, M. & I. Zdovc 2007. Detection of *Clostridium botulinum* type C in an aquatic area a year after an outbreak of botulism in waterfowl using conventional and molecular methods. – IJEP 31: 65-74.
- Oguma, K., Yokota, K., Hayashi, S., Takeshi, K., Kumagai, M., Itoh, N., Tachi, N. & S. Chiba 1990. Infant botulism due to *Clostridium botulinum* type C toxin. – Lancet 336: 1449-1450.
- Ohishi, I., Sakaguchi, G., Riemann, H., Behymer, D. & B. Hurvell 1979. Antibodies to *Clostridium botulinum* toxins in free-living birds and mammals. – J. Wildl. Dis. 15: 3-9.
- Pullar, E. 1934. Enzootic botulism amongst wild birds. – Austr. Vet. J. 10: 128-135.
- Reilly, J. & D. Boroff 1967. Botulism in a Tidal Estuary in New Jersey. – Bull. Wildl. Dis. Assoc. 3: 26-29.
- Rocke, T. 1983. *Clostridium botulinum*. Pp. 86-96. In: Gyles, C. & C. Thoen (eds.) Pathogenesis of Bac-

- terial Infections in Animals. – Iowa State University Press, Ames, Iowa.
- Roche, T. E. 2006. The global importance of avian botulism. Pp. 422-426. In: Boere, G. C., Galbraith, C. A. & D. A. Stroud (eds.) Waterbirds around the world. – The Stationery Office, Edinburgh, UK.
- Roche, T. E., Jr., Euliss, N. H. & M. D. Samuel 1999. Environmental characteristics associated with the occurrence of avian botulism in wetlands of a Northern California refuge. – *J. Wildl. Man.* 63: 358-368.
- Roche, T. E., Jr. & M. D. Samuel 1999. Water and sediment characteristics associated with avian botulism outbreaks in wetlands. – *J. Wildl. Man.* 63: 1249-1260.
- Rosen, M. 1971. Botulism. Pp. 100-117. In: Davis, J., Anderson, R., Karstad, L. & D. Trainer (eds.) *Infectious and Parasitic Diseases of Wild Birds*. – Iowa State University Press, Ames, Iowa.
- Salyers, A. & D. Whitt 1994. *Bacterial pathogenesis: a molecular approach*. – ASM Press, Washington, D. C.
- Smith, G. R. 1987. Botulism in water birds and its relation to comparative medicine. Pp. 73-86. In: Eklund, M. W. & V. R. Dowell (eds.) *Avian Botulism: An International Perspective*. – Charles C. Thomas, Springfield, Illinois.
- Smith, G. R., Hime, J. M., Keymer, I. F., Graham, J. M., Olney, P. J. S. & M. R. Brambell 1975. Botulism in captive birds fed commercially-bred maggots. – *Vet. Rec.* 97: 204-205.
- Van Ermengem, E. 1897. Ueber einen neuen anäeroben Bacillus und seine Beziehungen zum Botulismus. – *Z. Hyg. Infekt.* 26: 1-4.
- Wobeser, G. A. 1987. Control of botulism in wild birds. Pp. 339-348. In: Eklund, M. W. & V. R. Dowell (eds.) *Avian Botulism: An International Perspective*. – Charles C. Thomas, Springfield, Illinois.





# Do mating opportunities influence within-season dispersal in Penduline Tits?

ORSOLYA KISS AND ISTVÁN SZENTIRMAI



Kiss, O. and Szentirmai, I. 2009. Do mating opportunities influence within-season dispersal in Penduline Tits? – *Ornis Hung.* 17-18: 33-45.

**Abstract** To find better mating opportunities may be one of the reasons why birds disperse from one population to another, although evidence is scarce to prove this proposition. Penduline Tit is a highly suitable model species to clarify this question, since both males and females may have several mates during a single breeding season. We followed the dispersal of Penduline Tits in a system consisting of six populations. Our study provided evidence for short distance within-season breeding dispersal in Penduline Tit between our study sites. Both the rate of immigration and emigration showed a strong seasonal pattern, which may be related to the fluctuation in mating opportunities. The number of immigrating males increases with the number of unmated females in the population, i.e. mating opportunities of males. Furthermore, the number of unmated males (mating opportunities of females) in the population increased with the number of immigrating males. Our results thus indicate a relationship between dispersal behaviour and mating opportunities in Penduline Tits. Further studies are needed to distinguish between cause and effect.

Keywords: dispersal, *Remiz pendulinus*, mating system, mating opportunities

**Összefoglalás** A szaporodási időszakon belüli diszperzió egyik lehetséges oka, hogy az egyedek az optimális szaporodási feltételek érdekében vándorolnak át az egyik populációból a másikba, bár kevés bizonyíték támasztja alá ezt a feltételezést. A függőcinege különösen alkalmas a fenti kérdés tisztázására, mivel egy egyednek több egymást követő párja is lehet egy költési időszakon belül. Vizsgálatunkban egy hat populációból álló rendszerben követtük nyomon a függőcinegék diszperzióját. Eredményeink bizonyították szaporodási időszakon belüli diszperzió meglétét a vizsgált populációk között. Mind a bevándorlás, mind a kivándorlás mértéke jelentős szezonális mintázatot mutatott, amely összefüggésben lehet a párosodási esélyek változásával. A bevándorló hímek száma nőtt a populációban lévő párnélküli tojók számával. Ugyanakkor a párnélküli hímek száma (tojók párbaállási esélyei) is nőtt a populációba történő hím bevándorlással. Eredményeink szerint a függőcinegénéél összefüggés lehet a diszperziós viselkedés és a pártalálási esélyek között. Az ok-okozati összefüggések megállapításához azonban további vizsgálatokra van szükség.

Kulcsszavak: diszperzió, *Remiz pendulinus*, szaporodási rendszer, párosodási esélyek

Kiss, O., Department of Ecology, University of Szeged, Középfasor 52, H-6726 Szeged, Hungary, e-mail: orsi\_dujv@yahoo.com; Szentirmai, I., Órség National Park Directorate, Siskaszer 26a, H-9941 Óriszentpéter, Hungary, e-mail: i.szentirmai@gmail.com

## 1. Introduction

Dispersal is one of the most fundamental and a well studied population functions. During natal dispersal, young individuals move from their birth place to their breeding site, while during breeding dispersal they move between successive breeding

sites (Greenwood 1980). Dispersal plays an important role in source-sink dynamics (Clobert *et al.* 2001), in gene-flow between populations (Neigel & Avise 1993), in adaptation to changing environmental conditions (Ronce 2007) and in the population regulation of many bird and mammal species (Greenwood 1980). It may enhance sur-

vival chances of small population (Brown & Kodric 1977), for example by decreasing inbreeding depression (Greenwood & Harvey 1982) or by reducing the effect of environmental stochasticity on population dynamics. In Indigo Bunting (*Passerina cyanea*) for instance, dispersal can affect effective population size (Payne & Payne 1993). However, in some circumstances high levels of dispersal may increase the risk of global extinction (Molofsky & Ferdy 2005). Most studies focused on natal dispersal and showed that it is more extensive than breeding dispersal (Greenwood & Harvey 1982). Many fewer studies have addressed breeding dispersal; nevertheless, several factors have been shown to influence it. For instance breeding dispersal between years is more extensive among females than among males in birds, and this pattern may be explained by their mating system (Greenwood 1980, Greenwood & Harvey 1982, Liu & Zhang 2008). In the resource-defence mating system of most birds, where males invest more energy in competing for resources in order to attract females, males are less likely to disperse than females. Paradis *et al.* (1998) showed that migrant species disperse further than resident ones, and species living in wet habitats disperse further than those living in dry habitats, which could be explained by the greater patchiness of wet habitats in space and/or time.

Within-season breeding dispersal is the least known form of dispersal, although its role could be very similar to between-season dispersal. One reason for the lack of studies of within-season dispersal is that it is not extensive in most species (Greenwood & Harvey 1982). Jackson (1989) examined three hypotheses in Prairie Warblers (*Dendroica discolor*) to explain within season dispersal: avoidance of predation, avoidance

of depleted resources and the possibility of fast reneesting. He found that predation is the most likely explanation, because moving to new territories before reneesting can reduce the probability of nesting failure caused by predators. In line with this explanation Greig-Smith (1982) showed that pairs of Stonechats (*Saxicola torquata*) moved further if they reneested after predation. Supporting a role for avoidance of depleted resources Greig-Smith (1982) found that pairs that raised large broods moved greater distances than did pairs whose broods were small.

The Penduline Tit (*Remiz pendulinus*) is a small passerine bird (body mass 9-10g) is one of the handful species in which within-season breeding dispersal is common. The appearance and disappearance of adult individuals in a population can be observed all over the breeding season from early April to early August (I. Szentirmai, R.E. van Dijk, T. Székely, unpublished data). In Penduline Tits either the male or the female deserts the clutch during the egg-laying phase, and parental care is provided by a single parent. Additionally, 30-40% of clutches is deserted by both parents and doomed to failure (Persson & Öhrström 1989, Szentirmai 2007). After desertion, males and females search for new partners and may remate up to six times during a breeding season and produce multiple broods.

Dispersal may play an important role in the breeding system of Penduline Tits. Emigration of deserting individuals may decrease the number of available partners in one subpopulation, but these individuals could provide a source of new partners in the subpopulations to which they immigrate. Through mating opportunities dispersal may influence the payoffs of desertion and eventually parental care strategies (Székely *et al.* 2000).

Through operational sex ratio, dispersal can also affect the viability of populations. If there are not enough unmated individuals in the population due to the lack of dispersal, deserters will have a lower chance of finding a new mate and this can reduce the reproductive success of these individuals. The objective of this study was to collect evidence for the existence of breeding dispersal in Penduline Tits between our study populations and to investigate the relationship between mating opportunities and dispersal behaviour. We hypothesised first that disappearing Penduline Tits continue breeding in a different population and that new-coming individuals come from other populations. Second, we assumed that attractive males have better mating opportunities and therefore are less likely to emigrate. Third, we hypothesised that emigration will be high when mating opportunities are low, and low when mating opportunities are high. Finally, we predicted that immigration will influence the operational sex ratio of the population, and through this breeding system.

## 2. Methods

### 2.1. Data collection

We studied Penduline Tits at Fehértó, southern Hungary (46°19'N, 20°5'E), between 2002 and 2004 to examine causes and consequences of dispersal. Fehértó is an extensive fishpond system (1321ha) where approximately 90 males and 50 females breed each year on dykes separating fishpond units. Five other sites within 50 km of Fehértó (Fig. 1) were also investigated in 2006 and 2007 to detect the movements of Penduline Tits.

Szegedi Fertő (500 ha) and Csaj-tó (958 ha) are also fishpond systems, very similar habitat

to Fehértó. Fertő is very close to Fehértó, but we treated them as distinct populations, since they were separated by a main road and we did not observe regular movements of Penduline Tits between them. Population of Penduline Tit consists of 20 pairs in Fertő and 15 pairs in Csaj-tó. Maty-ér is 3 km long rowing course and fishing area where 25 pairs breed regularly. Madarász-tó is a small fishpond system (200 ha) with extensive reedbeds and willow trees, but it supports only two pairs of Penduline Tits. Kisszéksős-tó is a lake (30 ha) almost completely covered with reed where five pairs of Penduline Tits breed. The exact population size was known, because we estimated all Penduline Tits in our study population by regular counts throughout the breeding season.

At each study site males were caught using mist-nets and using song playback at their first nest, and were individually colour-ringed. Females were caught either together with their mate or during incubation in the nest, using a purpose-designed net. We measured their wing length and took pictures of the masks of males. The area of the mask was measured from photographs (see details in Kingma *et al.* 2008). During the study we examined 563 nests at Fehértó, and 142 nests in the other sites. We followed 172 colour ringed males and 105 females in Fehértó throughout the breeding seasons (April-August) in 2002-2004, and a total of 47 males and 20 females in the other study sites. We checked their nests in Fehértó (2002-2004) and Maty-ér (2006-2007) at least every other day, and once a week in the other locations (2006). The exact nest initiation date was determined if the nest was found in an early building stage, or estimated based on its stage if found later (see details in Szentirmai *et al.* 2005). We defined the date of pair formation as the date



Figure 1. Map of study sites

when the pair was first seen copulating near their nest or building the nest together. Date of desertion was defined when one or both of the parents was not seen at the nest for at least 15 minutes for at least two consecutive nest checks (van Dijk et al. 2007).

We defined immigrants as individuals that arrived from other populations and emigrants as individuals that left the population to reproduce in other population. Therefore only individuals that arrived after the date of first emigration from the population were considered as immigrants. Individuals that arrived earlier are likely to come from the wintering grounds and were defined as indigenous. Similarly, emigrants were defined as individuals that left the population before the date of the last immigration to the population. Individuals that left later are likely to leave for the wintering grounds and were defined as residents. These definitions were based on the assumption that emigration from and immigration to different populations are more or less synchronised. Immigration date of males was defined as the date when they started to build their first nest. Immigration date of females was defined as the date of their first mating, because until this time unmated females could not be detected and we supposed that they were not present in the population before the day of their mating. The date of emigration was defined as the date when a male or a female left his/her last nest and was not seen in the population afterwards.

## 2.2. Data processing and statistical analyses

The proportion of immigrants ( $n = 159$  males and 72 females) and emigrants ( $n = 52$  males and 38 females) in the population was calculated for both males and females and compared between years and sexes by chi-

square test. We divided the breeding season into decades (10-day periods) from 1 April. The number of immigrating and emigrating individuals were calculated for each day of the breeding season and then summed for each decade to analyse seasonal trends in the rate of dispersal. Since there was no difference between years (see below) the mean values across years were used in the analyses. We used quadratic regression to analyse seasonal changes in immigration and linear regression to analyse emigration.

Mating opportunity of males was defined as the number of unmated females in the population, and mating opportunity of females as the number of unmated males. The number of unmated males and females was calculated for each day and summed for decades. The influence of mating opportunities on dispersal was investigated by relating the number of immigrating and emigrating males to the number of unmated females in the population, and the number of immigrating and emigrating females to the number of unmated males in the population. The influence of dispersal on mating opportunities was investigated by relating the number of unmated males in the population to the number of immigrating and emigrating males, and the number of unmated females to the number of immigrating and emigrating females. Decades were the units of the latter analyses. Statistical analyses were performed using SPSS 11.0 for Windows.

## 3. Results

### 3.1. Evidence for within-season breeding dispersal in Penduline Tits

Our study provided the first evidence for within-season breeding dispersal between study

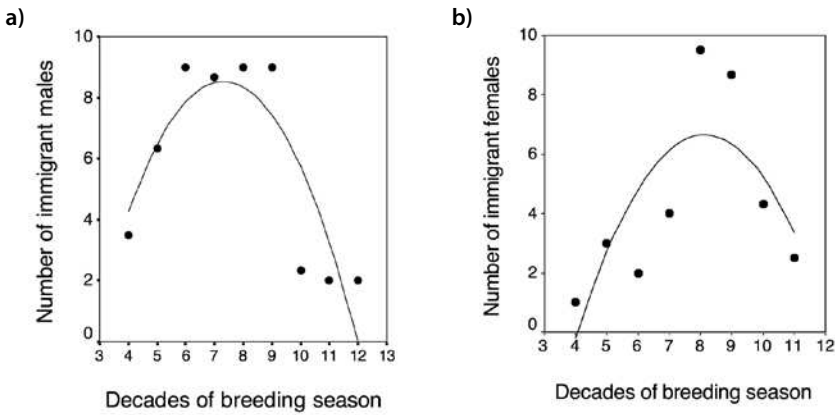


Figure 2. Seasonal changes in the number of immigrant male (a) and female (b) Penduline Tits in Fehértó

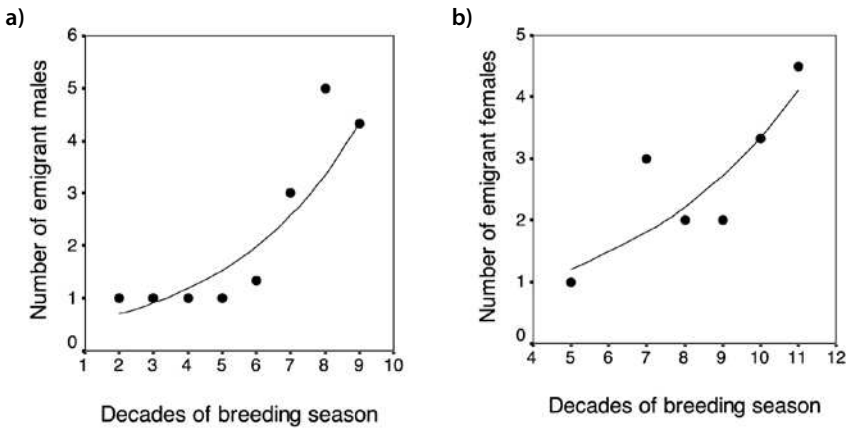


Figure 3. Seasonal changes in the number of emigrant male (a) and female (b) Penduline Tits in Fehértó

sites. We found two males that dispersed from one population to another. One of the males started breeding at Fehértó, where he had one nest, and then moved to breed 5 km away in Fertő, where he had another three nests. Another male moved from Maty-ér to Fertő (15 km) and had one nest at both sites.

### 3.2. The pattern of breeding dispersal in Fehértó

Immigration to Fehértó was male biased ( $\chi^2$  test:  $\chi^2_2 = 5.292$ ,  $p = 0.021$ ). Contrastingly,

emigration was more widespread among females than among males ( $\chi^2_2 = 5.753$ ,  $p = 0.016$ ). The proportion of immigrants did not significantly differ between years either in males or in females (males:  $\chi^2_2 = 5.663$ ,  $p = 0.059$ ; females:  $\chi^2_2 = 0.581$ ,  $p = 0.748$ ). Similarly, year had no effect on emigration rates of females ( $\chi^2_2 = 0.882$ ,  $p = 0.643$ ). For males immigration was higher in 2002 than in 2003 and 2004 ( $\chi^2_2 = 7.513$ ,  $p = 0.023$ ).

Both immigration and emigration had a remarkable seasonal pattern. More birds immigrated into the population in the middle of

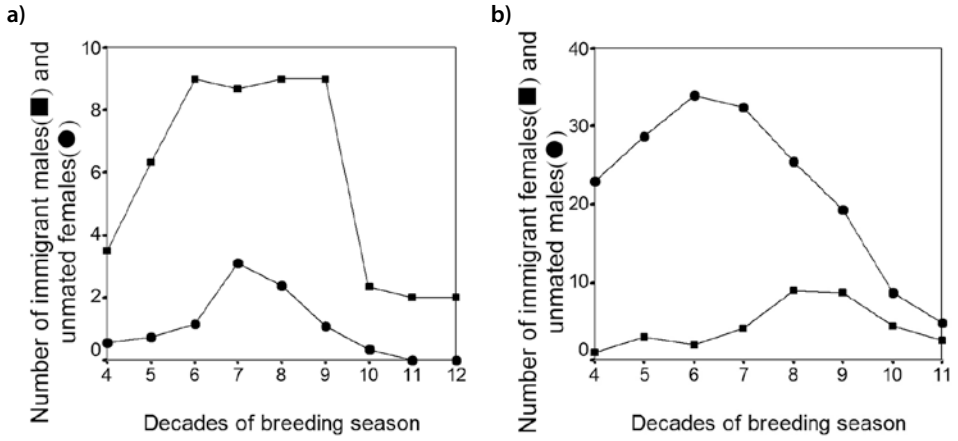


Figure 4. Seasonal changes (a) in the number of immigrant male and unmated female, and (b) in the number of immigrant female and unmated male Penduline Tits at Fehértó

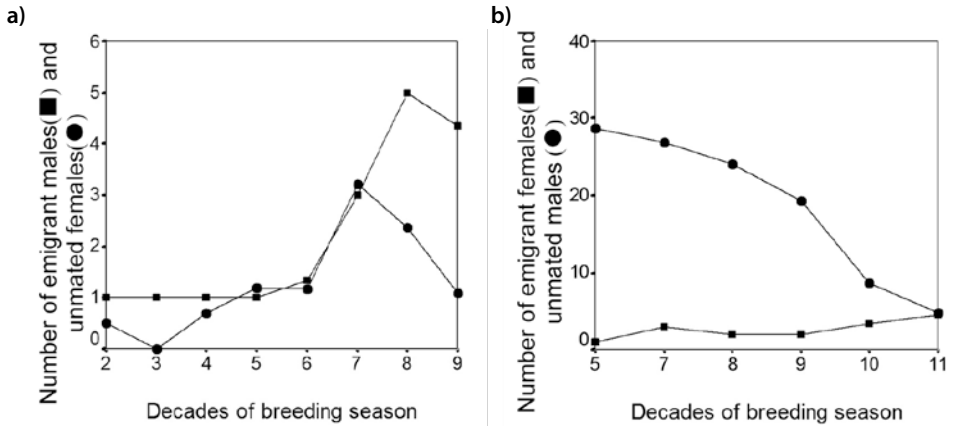


Figure 5. Seasonal changes (a) in the number of emigrant males and unmated females, and (b) in the number of emigrant females and unmated males during the breeding season

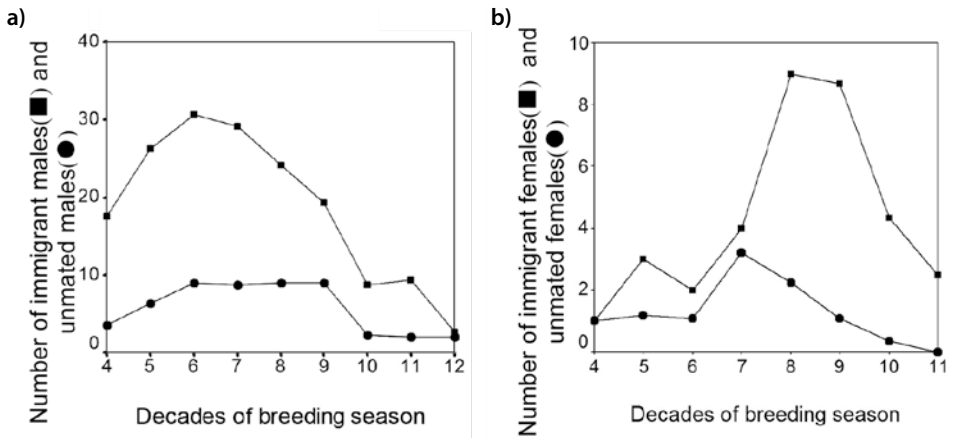


Figure 6. Seasonal change (a) in the number of immigrant males and unmated males, and (b) in the number of immigrant females and unmated females during breeding season

breeding season (June) than in the beginning or the end of it (Fig. 2). While this relationship between immigration and season was significant in males (quadratic regression, ANOVA:  $F_{2,6} = 8.687$ ,  $R^2 = 0.658$ ,  $p = 0.017$ ), it was non-significant in females ( $F_{2,5} = 3.384$ ,  $R^2 = 0.405$ ,  $p = 0.118$ ). The numbers of emigrating males and females increased over the breeding season (linear regression, males:  $F_{1,6} = 24.891$ ,  $R^2 = 0.773$ ,  $p = 0.003$ ; females:  $F_{1,4} = 9.700$ ,  $R^2 = 0.635$ ,  $p = 0.036$ ; Fig. 3).

### 3.3. Relationship between dispersal and individual traits

None of the investigated morphological traits were different between immigrant and

indigenous or emigrant and resident individuals either in males or females (Table 1). Although males with longer wings appeared at Fehértó later in the breeding season, none of the other investigated traits was related to the date of immigration or emigration in either males or females (Table 2).

### 3.4. Dispersal and mating opportunities

The number of immigrating males increased with the number of unmated females in the population (Pearson correlation:  $r = 0.610$ ,  $n = 22$ ,  $p = 0.003$ ; Fig. 4a). The number of immigrating females however, was unrelated to the number of unmated males ( $r = 0.176$ ,  $n = 14$ ,  $p = 0.546$ ; Fig. 4b). The number of emi-

Table 1. Relationships between immigration rates and individual traits in Penduline Tits.

	Wing length			Mask size		
	<i>F</i>	<i>df</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>df</i>	<i>p</i>
Immigrants versus indigenous						
Males	1.349	1,158	0.247	0.069	1,76	0.054
Females	3.802	1,96	0.793			
Emigrants versus residents						
Males	0.477	1,157	0.505	0.658	1,76	0.420
Females	1.838	1,96	0.178			

Table 2. Relationships between immigration dates and individual traits in Penduline Tits.

	Wing length			Mask size		
	<i>r</i>	<i>n</i>	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>n</i>	<i>p</i>
Date of immigration						
Males	0.178	125	0.047	-0.060	55	0.662
Females	0.078	65	0.535			
Date of emigration						
Males	0.049	124	0.592	0.077	55	0.575
Females	0.047	65	0.708			



grating males and females was not related to their mating opportunities (males:  $r = 0.440$ ,  $n = 15$ ,  $p = 0.101$ ; females:  $r = -0.329$ ,  $n = 14$ ,  $p = 0.251$ ; Fig. 5). The number of unmated males in the population increased with the number of immigrating males ( $r = 0.726$ ,  $n = 22$ ,  $p < 0.001$ , Fig. 6a). Contrastingly, there was no significant relationship between the number of unmated females in the population and the number of immigrating females ( $r = 0.396$ ,  $n = 14$ ,  $p = 0.161$ ; Fig. 6b).

## 4. Discussion

### 4.1. Evidences of breeding dispersal

Our study confirmed the existence of short distance breeding dispersal in Penduline Tits between our study sites. Some previous studies showed that breeding Penduline Tits disappeared from populations and some individuals appeared during the breeding season (Szentirmai 2005), and Franz *et al.* (1987) found that a certain female bred in two populations within the same breeding season. The movement of breeding birds between populations was observed twice in 2006.

The proportion of emigrants found to settle in other populations is surprisingly low: only two out of 102 individuals. We suspect two possible reasons for the low number of resighted birds. Firstly, our study could not cover all the potential breeding areas around Fehértó. For example there are many artificial ditches around Fehértó which were not involved in our study (see Fig. 1), and two large lakes in Serbia. However, the largest potential breeding sites of Penduline Tits in South Hungary are the floodplain forests along River Tisza and River Maros. Although we have no data on the popula-

tions of the latter two areas, Barbácsy Z. found one nest per 700 m along the Rába, a smaller river in West Hungary (Haraszty *et al.* 1984). Secondly, the dispersal distances might be larger than the distance between Fehértó and our other study sites. Species living in wet habitats disperse further than those living in dry habitats (Paradis *et al.* 1998). Possibly, dispersal distance of Penduline Tits was greater than we expected, because of their spatially scattered breeding habitats. A study in Germany showed that a female Penduline Tit moved more than 200 km between two consecutive breeding sites (Franz *et al.* 1987). In South Hungary the Tisza may be an ecological corridor between populations along which Penduline Tits can move large distances in a favourable habitat.

We believe that individuals that disappeared from the population of Fehértó are very likely emigrants, because we never observed them there again in the same breeding season. Although some dispersers might have died, this is unlikely to influence our results, since predation of Penduline Tits is low during the breeding season (Persson & Öhrström 1989).

### 4.2. Patterns of dispersal

A higher proportion of immigrants among males than among females may explain the male-biased sex ratio of the population. The same number of males and females (5-10 individuals) arrive in Fehértó at the beginning of the breeding season, whereas the maximum population size is approximately 90 for males and only 50 for females (Szentirmai 2005). This population size is reached over the breeding season through the immigration of twice as many males than females. Furthermore, Persson and Öhrström (1989)

observed that sex-ratio shifted toward males during the breeding season in a Swedish population of Penduline Tits.

In contrast to our expectation, emigration was more intensive among females than among males. We expected the opposite result, since mating opportunities of females are much better than mating opportunities of males, so females should have less motivation to leave the population in the search for new mates (Szentirmai 2005). Our result is however, consistent with the overall trend in birds, i.e., females disperse more frequently, because they invest less energy into maintaining their territory (Greenwood 1980, Greenwood 1982). Mészáros *et al.* (2006) also showed that female Penduline Tits move further than males between their consecutive nests within a population (males: 116 m, females: 942 m). This difference may be due to the fact that males chose their nest-sites, and familiarity with the area may be advantageous (Szentirmai *et al.* 2005). Females however, chose males and they invest more energy in finding a good quality mate, which may mean that they have to cover large distances (Johnston *et al.* 1996).

The immigration of both sexes was most intensive in the middle of the breeding season (June), and continuously declined thereafter. This pattern may be explained by the pattern of desertion frequencies, since most individuals immigrate after they have deserted their offspring in a different population. The number of deserting males and females is highest during the middle of the breeding season in all populations investigated so far (Persson & Öhrström 1989, Szentirmai 2005, O. Kiss unpublished data).

The pattern of emigration rate is slightly different, the number of emigrants gradually increases during breeding season. The seasonal increase in number of emigrants may

be explained by increasing number of birds that finished breeding or it may simply be the result of increasing population size over the breeding season and thus increasing emigration potential (Szentirmai 2005).

### 4.3. Dispersal and mating opportunities

In agreement with our expectations more males immigrated to the population when the number of unmated females was higher. This result may indicate that dispersal behaviour of males is influenced by their mating opportunities, i.e. they tend to immigrate to a population where mating opportunities are high. This result is in line with the idea that one of the possible causes of dispersal is that settlement pattern can maximize fitness (Holt & Bartfield 2001). In Penduline Tits reproductive success of both sexes strongly depends on the number of mates they can acquire (Szentirmai *et al.* 2007). Therefore selection may favour those individuals that emigrate from population with low mating opportunities to other populations with higher mating opportunities. An alternative explanation for the relationship between dispersal and mating opportunities may be that both are related to the breeding season and thus there is no causal relationship between the two variables. In contrast to males, there was no apparent relationship between the number of immigrating females and the number of unmated males in the population. However, it could be observed that the peak in female immigration follows the peak in the number of unmated males.

We found no clear relationship between emigration and mating opportunities. However, Fig. 5 shows that the peak of male emigration coincided with a steep decline in the number of unmated females in the population. Similarly, female emigration started

to rise when the number of unmated males decreased most steeply. Our data thus show that although there may be a relationship between mating opportunities and emigration rates, it is not a linear relationship. This is surprising, because recent studies proved that mating opportunities influence the reproductive success of Penduline Tits (Szentirmai *et al.* 2007). Perhaps, our tests were not sufficiently sensitive to demonstrate these effects. Some other reasons can explain our findings. Results may reflect seasonal effect, or other factors like individual qualities conceal the connections between mating opportunities and emigration. For example, individuals with better qualities can find a mate when mating opportunities are low, and they do not disperse. Another possible reason is that the effect of competition or inadequate food supply are more important than are mating-opportunities in determining dispersal rates. Stonechats (*Saxicola torquata*) disperse further after predation and human disturbance than after low reproductive success or various other reasons (Greig-Smith 1982). Gregoire *et al.* (2007) found that within-season breeding dispersal can be a predation avoidance strategy. The seasonal changes in seed supplies drive within-season breeding dispersal in Cardueline Finches (*Carduelis sp.*) (Newton 2000). Another possible explanation is that when mating opportunities are unfavourable in Fehértó, they are even worse in other populations. This seems to be a convenient explanation, because Fehértó has a more dense Penduline Tit population than other examined populations (Haraszthy *et al.* 1994, Kiss O. unpublished data). The predation rate is just 4 % (Persson & Öhrström 1989), because nest-structure and location of protect them against predators. Predation rate probably does not notably influence emigration.

Not only mating opportunities may influence dispersal, but dispersal may influence mating opportunities as well. As expected the number of unmated males in the population increased with male immigration. This is an important finding, because we know that mating opportunities play a major role in the determination of the frequency of care types in populations in other bird species (Emlen & Oring 1977, Bennet & Owens 2002). In our case, increasing male immigration enhances the mating opportunities of females in the population and thus may shift the breeding system towards female desertion and male care. It is thus possible that high male immigration rates in the middle of the breeding season may play a role in the high frequencies of female desertion and the appearance of male-only care in the population at the same time (Persson & Öhrström 1989, Szentirmai 2005).

There was no relationship between the dispersal of females and mating opportunities of males. Probably, desertion is a more important factor than immigration, in the case of females, but this assumption needs examination. Mating opportunities for males were mainly influenced by other process in the population. Since we could not detect all immigrant females, it is important to remember that the data about females are less accurate.

## Conclusions

Our study suggests that within-season breeding dispersal may play an important role in the complex breeding system of Penduline Tits. Dispersal may at least partly be driven by mating opportunities and males tend to immigrate to the population when the number of available females is highest. In

turn dispersal will influence mating opportunities in the population. Our results may however, be confounded by seasonal effects, and to establish causal relationships between dispersal and mating opportunities further, especially experimental studies are needed.

## Acknowledgements

We are grateful to Kiskunság National Park and to Szegedfish Ltd. for allowing us to work in Fehértó and for providing accommodation and facilities during field work. We thank Gábor Bakacsi, Maarten Bleeker, Veronika Bókony, Dusan Brinkhuizen,

René van Dijk, Domonkos Gergely, Zsófia Gergely, Rob Gordijn, Kenneth Hayes, Péter Horváth, Lídia Mészáros, Otília Menyhárt, Ákos Pogány, Arno wa Kangeri, Sjouke A. Kingma, Florence Moulin, Lucas Owsianowski, Arjen Pilon, Szabolcs Kajdocsi and Dr. Béla Tokody for their assistance in the field. We would like to express our special thanks to Tamás Székely for his help. The research leading to these results has received funding from the European Community's Sixth Framework Programme (FP6/2002-2006) under contract n. 28696. and Hungarian Birdlife. Our study was carried out under licenses of Kiskunság National Park and Szegedfish Ltd.

## References

- Bennet, P.M. & Owens, I.P.F. 2002. Evolutionary Ecology of Birds. – Oxford University Press.
- Brown, J.H. & Kodric-Brown, A. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of migration on extinction. – Ecology 58: 445–49.
- Clobert, J., Danchin, E., Dhondt, A.A. & Nichols J.D. 2001. Dispersal. – Oxford University Press.
- Emlen, S.T. & Oring, L.W. 1977. Ecology sexual selection and evolution of mating system. – Science, 197: 215–223.
- Franz, D., Theiss, N., & Graff, H. 1984. Female of Penduline tit (*Remiz pendulinus*) breeding successfully twice in one breeding season at 2 places in a distance of more than 200 km. – J. Ornithol. 128: 241–242.
- Greenwood, P.J. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. – Anim. Behav. 28: 1140–1162.
- Greenwood, P.J. & Harvey, P.H. 1982. The natal and breeding dispersal of birds. – Annu. Rev. Ecol. Syst. 13: 1–21.
- Greig-Smith, P.W. 1982. Dispersal between nest sites by Stonechats (*Saxicola torquata*) in relation to previous breeding success. – Ornis Scand. 13: 232–238.
- Gregoire, A. & Cherry, M.I. 2007. Nesting success and within-season breeding dispersal in the Orange-breasted Sunbird *Anthobaphes violacea* – Ostrich 78: 633–636.
- Haraszty, L. (eds.) 1998. Magyarország fészkelő madarai Mezőgazda Kiadó, Budapest
- Holt, R.D. & Barfield, M. 2001. On the relationship between the ideal free distribution and evolution of dispersal. In: Clobert, J., Danchin, E., Dhondt, A.A. & Nichols J.D. (eds) Dispersal. – Oxford University Press, Oxford
- Jackson, W., Rohwer, S. & Nolan, V. 1989. Within-season breeding dispersal in Prairie Warblers and other passerines. – Condor 91: 233–241.
- Kingma, S.A., Szentirmai, I., Bókony, V., Liker, A., Bleeker, M., Székely, T. & Komdeur, J. 2008. Sexual selection and the function of melanin-based plumage in polygamous penduline tits *Remiz pendulinus*. – Behav. Ecol. Sociobiol. 62:1277–1288
- Liu, Y. & Zhang Z. 2008. Research progress in avian dispersal behavior. –Acta Ecol. Sinica 28: 1354–1365.
- Mészáros, A.L., Kajdocsi, S., Szentirmai, I., Komdeur, J. & Székely, T. 2006. Breeding site fidelity in penduline tit *Remiz pendulinus* in Southern Hungary European. – J. Wildl. Res. 52: 39–42.
- Molofsky J. & Ferdy J.B. 2005. Extinction dynamics in experimental metapopulations. – P. Natl. Acad. Sci. USA 102: 3726–31.
- Neigel, J.E. & Avise, J.C. 1993 Application of random walk to geographic distributions of animal mitochondrial DNA variation. – Genetics 135: 1209–1220.
- Newton, I. 2000. Movements of Bullfinches (*Pyrrhula Pyrrhula*) within the breeding season – Bird Study 47: 372–376.

- Paradis, E., Baillie, S. R., Sutherland, W. J. & Gregory, R. D. 1998. Patterns of natal and breeding dispersal in birds. – *J. Anim. Ecol.* 67: 518-536.
- Payne, B. & Payne, L. 1993. Breeding dispersal in indigo buntings: Circumstances and consequences for breeding success and population structure. – *Condor* 95: 1-24.
- Persson, O. & Öhrström, P. 1989. A new avian mating system: ambisexual polygamy in Penduline Tit (*Remiz pendulinus*). – *Ornis Scand.* 20: 105-111.
- Ronce, O. 2007. How does it feel to be like a rolling stone? Ten questions about dispersal evolution. – *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 38: 231-53.
- Szentirmai, I. 2005. Sexual conflict in Penduline Tit (*Remiz pendulinus*). PhD-thesis, Eötvös Loránd University, Budapest, Hungary
- Szentirmai, I., Komdeur, J. & Székely, T. 2005. What makes a nest-building male successful? Male behavior and female care in penduline tits. – *Behav. Ecol.* 16: 994-1000.
- Szentirmai, I., Székely, T. & Komdeur, J. 2007. Sexual conflict over care: antagonistic effect of clutch desertion on reproductive success of male and female penduline tits. – *J. Evol. Biol.* 20: 1739-1744.
- Székely, T., Webb, J.N. & Cuthill, I.C. 2000. Mating patterns, sexual selection and parental care: an integrative approach. pp. 194-223. In: Apollonio, M., Festa-Bianchet, M. & Mainardi, D. (eds.) *Vertebrate Mating Systems*. – World Science Press.
- Van Dijk, R.E., Szentirmai, I., Komdeur, J. & Székely, T. 2007. Sexual conflict over parental care in Penduline Tits *Remiz pendulinus*: the process of clutch desertion – *Ibis* 149:530-534.



# Az etetési aktivitás jellemzőinek vizsgálata széncinegéken (*Parus major*)

MÉSZÁROS ANITA<sup>1</sup> - MUNKÁCSY GYÖNGYI<sup>1</sup>, TÓTH ZOLTÁN ÉS PÁSZTOR ERZSÉBET



Mészáros, A., Munkácsy, G., Tóth, Z. and Pásztor, E. 2009. Characterisation of nestling provisioning in great tits (*Parus major*) – Ornis Hung. 17-18: 46-53.

**Abstract** We characterized the reproductive effort of great tits (*Parus major*) feeding their nestlings by a food allocation index and analysed its within- and between-individual, day to day variations with automated weighing of their nests under natural conditions (Tóth *et al.* 1991). We selected eight nests by random sampling from the nests weighted automatically over the feeding period at the nestbox site of the Biological Station of the Eötvös University within 1993-2003. The broods differ in a great extent in the profiles of the visit rate, mean prey mass and nestling provisioning. However, neither the average visit number per day nor the mean prey mass of the broods changes significantly while the daily amount of food per nestling slightly and significantly increases with the age of the nestlings. The allocation index does not differ significantly between the observed periods. The parent birds eat 29% of the collected food at least and give 71 % to the nestlings while the amount of the collected food varies in a wide range. In agreement with the model of (van Noordwijk & de Jong 1986) this leads to positive relation between the amount of food eaten by parents and given to the nestlings.

Key words: food allocation, automated-weighing, body mass, load size, visit rate

**Összefoglaló** Fiókáikat etető széncinegék (*Parus major*) szaporodási befektetését egy táplálék allokációs indexszel jellemeztük és ennek az indexnek az egyedeken belüli és egyedek közötti variációját vizsgáltuk természetes körülmények között automatizált fészektömeg-mérés alapján (Tóth *et al.* 1991). A vizsgálathoz véletlenszerűen választottunk ki nyolc fészket az ELTE Gödi Biológiai Állomásán, 1993-2003 időszakban, automatizált súlyméréssel követett fészkelések közül. A fészkek nagymértékben különböznek egymástól abban, hogy a vizsgált periódusban hogyan alakul a látogatásszám, az átlagos prédátömeg és a fiókáknak hordott összes táplálék mennyisége. Ha azonban az összes fészkek átlagát nézzük, se az átlagos látogatásszám, se az átlagos prédátömeg, nem változik szignifikánsan a fiókák korával (9-16 napos fiókákat vizsgálva), míg az egy fiókára jutó táplálék mennyisége enyhén növekedést mutat. Hasonlóképpen, míg az egyes egyedek táplálékallokációs indexe szignifikánsan különbözhet egymástól, addig a tojók és a hímek átlagos allokációs indexe közt nincs szignifikáns különbség. Az allokációs index nem mutatott szignifikáns stádiumfüggést sem (két blokkot különítve el: 6-10 napos, ill. 11-16 napos fiókák esetében). A madarak átlagosan maximum az összes talált táplálék ~71%-át adják a fiókáiknak, minimálisan ~29%-át pedig maguk eszik meg. Eközben a fiókáknak hordott táplálék mennyisége nagymértékben variált a fészkek között. (van Noordwijk & de Jong 1986) modelljével összhangban mindez pozitív összefüggést eredményez az etető madarak által elfogyasztott és a fiókáknak hordott táplálék napi mennyisége között.

Kulcsszavak: táplálék-allokáció, automata súlymérés, testtömeg, táplálék tömeg, etetés-szám

ELTE Genetikai Tanszék, Populációbiológiai Csoport, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c. Mészáros, A., e-mail: meszianita@gmail.com; Pásztor, E., e-mail: lipz@falco.elte.hu

## 1. Bevezetés

A madarak viselkedésökológiai kutatásának klasszikus problémája, hogy hogyan hat a megszerezhető táplálék mennyisége a szülők és a fiókák közti táplálékmegosz-

tásra (acquisition and allocation problem). van Noordwijk & de Jong (1986) megmutatták, hogy amennyiben egyes territóriumok között nagyok a különbségek a fellelhető prédák mennyiségét tekintve (vannak „gazdag-” és „szegény-családok”), viszont

<sup>1</sup> megosztott első szerzők

a fiókákat etető szülők nem különböznek nagymértékben abban, hogy a prédák hányad részét vigyék a fészekbe, azaz az allokációs arány csak kismértékben variál, akkor pozitív korrelációt várunk a szülők és a fiókák által elfogyasztott táplálék mennyisége között. A gazdagabb táplálék-ellátottságú területtel rendelkező madaraknál a szülők is többet esznek és a fiókáknak is többet adnak. Fordított helyzetben: ha a területek táplálékellátottságában nincsenek nagy különbségek, viszont a családok más-más arányban osztják meg a talált táplálékot maguk és fiókáik között, akkor negatív összefüggést várunk a szülők által megevett táplálék és a fészekbe hordott táplálék között. Az elmélet tesztelésére azonban csak speciális esetekben van lehetőség pl. Brown (2003). Mivel nehezen mérhető, hogy a szülőmadarak mennyi táplálékot fogyasztanak két látogatás között, így nem találtunk olyan cikket, melyben természetes populációkban táplálék-allokációt vizsgálnak szülők és fiókák között. Az etetési aktivitás három fontos jellemzőjét viszont, a látogatásszámot, a fiókáknak hordott táplálék minőségét és mennyiségét a *Parus* genus különböző fajainál (*P. major*, *P. caeruleus*, *P. gambeli*, *P. montanus*) közvetlen megfigyeléssel többször is meghatározták. Royama (1966) vörösfenyő-erdőben élő széncinegéken végzett kutatása során egyértelmű negatív kapcsolatot talált a látogatásszám és az átlagos prédatömeg között. van Balen (1973) megállapította, hogy a széncinegeszülők a fiókák 7 napos kora után többet látogatnak, ha az átlagos prédatömeg kisebb. Woodburn (1997) látogatásszámlálók adatain, automatizált fészektömeg-méréseken és fotózáson alapuló kutatásai pedig bizonyítják, hogy széncinegéknel a látogatásszámok telítődnek a fiókák 9-16. napja között, s ebben az etetési időszakban legnagyobb

az átlagos prédatömeg és az összes hozott táplálék mennyisége is.

Kacelnik (1984) seregélyeken (*Sturnus vulgaris*) végzett táplálék-manipulációs kísérlete szerint a fiókaszám és az időegység alatt begyűjthető táplálék mennyiségének növekedésével a táplálék-allokációs arány is nő. Későbbi kísérletükben (Kacelnik & Cuthill 1990) etetőre szoktatott seregélyek táplálékfogyasztását és táplálékkelvitelét nézték. A kísérletben változtatták az etető fészektől való távolságát, valamint megnövelt és a lecsökkentett fészekaljkat hoztak létre. Azt az eredményt kapták, hogy a táplálékallokáció (azaz, hogy a fiókák hányad részét kapják az összegyűjtött tápláléknak) mértéke a megnövelt fészekaljban nagyobb, mint a csökkentettben, és ez az arány mindkét fészekaljban magasabb a közelebbi etető mellett, amikor nagyobb az időegység alatt elérhető táplálék mennyisége. Martins és Wright (1993) sarlósfecskék (*Apus apus*) fiókaszám-manipulációs kísérletében közvetetten becsülték a táplálék-allokációs arányt: a megnövelt 3-fiókás fészkekben a hozott préda összes tömegében növekedést tapasztalták, bár az egy fiókára jutó táplálék mennyiség csökkent; a szülők ugyanakkor kevesebb táplálékot fogyasztottak, mint a manipulálatlan fészkekben.

Az általunk alkalmazott nagy pontosságú (0,01 g) automatizált fészektömeg-mérés és a folyamatos adatrögzítés lehetővé teszi, hogy egy minimum-becslést adjunk a szülő madár által elfogyasztott táplálék mennyiségéről két fészek-látogatás között az esetek többségében. Így meg tudjuk becsülni, hogy a fiókák, a szülők által összesen gyűjtött táplálékból maximálisan hányad részt kapnak. Korábbi, nem publikált eredményeink (10 fészek vizsgálata, a fiókák 3, 7, 11 és 15 napos korában mérve) azt mutatják, hogy amíg a látogatásszámban és a fészekbe hor-

dott táplálék mennyiségében nagyok a különbségek (min.: 21 g, max.: 55 g), addig a fiókáknak adott táplálék mennyisége és a tojók testtömege közt erős, pozitív összefüggés áll fent. A nagyobb testtömegű tojók több táplálékot hordtak a fiókáknak. A tojók által elfogyasztott táplálék mennyisége feltételezhetően növekszik a testtömegükkel, hisz mind az alapanyagcsere ráta, mind a repülés energiaköltsége növekszik a testtömeggel. Ez alapján azt vártuk, hogy az elfogyasztott és a fiókáknak adott táplálék mennyisége is pozitív összefüggésben van. Ez egyben azt is jelenti, hogy az elérhető táplálék mennyiségének függvényében kevéssé változik, hogy a fiókák a táplálék hány százalékát kapják, vagyis az egyedek között nagyobb a különbség abban, hogy mennyi táplálékot találnak, mint abban, hogy ennek hányad részét adják a fiókáknak.

## 2. Anyag és módszer

A vizsgálathoz szükséges adatokat az ELTE Gödi Biológiai Állomásán kialakított odútelepen fészkelő széncinegék (*Parus major*) fészkeinek mérésével nyertük. Vizsgálataink helyszínén a kicsiny, 6-9 tojásos széncinege-fészkealjakkal jellemzőek, amire a terület park jellegéből adódó alacsonyabb táplálékellátottság lehet a magyarázat.

A gödi odútelepen 1993 és 2003 között folyt adatgyűjtés a Tóth Zoltán által kifejlesztett számítógépes tömegmérő rendszer és szoftver segítségével (Tóth *et al.* 1991). E rendszer részeként speciális odúkat használtunk, melyek lehetővé teszik a természetes populációban zajló események folyamatos, zavartalan nyomon követését (részletes leírást ld. Botár 2001, Halpern *et al.* 1997). Az adatrögzítést és az adatok előzetes feldolgozását a „*The Visitor*” nevű számítógé-

pes programcsomag teszi lehetővé (Cuthill *et al.* 2000, Halpern *et al.* 1997, Krebs *et al.* 1999, Krebs & Magrath 2000, Rands & Cuthill 2001, Woodburn & Perrins 1997, Szép *et al.* 1995).

A vizsgálat két lépcsőben történt. Először véletlenszerűen kiválasztottunk 8 fészket az 1993-2003 között mért 30 gödi fészkek közül. Az adatelemzés eredetileg a fiókák 9-16 napos kora közötti időszakra vonatkozott. Később ezt kiegészítettük a 6-8 napos fiókákat etető madarak adataival. Két fészeknél nem volt mérés a vizsgált időszak valamely intervallumában: az egyiket csak a 9. naptól, a másikat a 8. naptól mértük.

Előfordult, hogy egy-egy napnál (az esetek 6,5 %-ban) nem volt teljes a mérés, néhány óra (pl. áramszünet miatt) kimaradt, ilyenkor a látogatásszámokat korrigáltuk, hogy megkapjuk a teljes (becsült) napi értéket. A korrigálást a fiókák 9-16 napos kora között úgy végeztük, hogy a hiányzó intervallumot a fészkek többi napjának ugyanazon időbe eső látogatásszámainak átlagához arányosítottuk, mert ebben az időszakban, a látogatásszámban telítődést tapasztaltunk. A feldolgozás során a program szétválasztotta a tojó- és hímlátogatásokat, ahol ezt a két madár közti testtömeg különbség lehetővé tette. A korai időszakban a tojó a fészkekben éjszakázik, így a reggel kirepülő madár biztosan a tojó. A szülők közt lévő testtömeg-különbség a kelés utáni 10. nap után már nem változik jelentős mértékben, s ez általában lehetővé teszi, hogy azokon a napokon is meghatározzuk a látogató madarak nemét, amikor a tojó nem éjszakázik a fészkekben. Ha túl közel volt egymáshoz a két madár tömege, akkor egyes napokon vagy egy-egy napszakaszban nem lehetett megmondani, hogy a látogatás a hím vagy a tojó madaré volt-e. A tojók testtömege az első héten 10 %-kal csökken, ezért vannak



olyan fészkek, amikben az etetés első és utolsó szakaszában jól elkülönül testtömeg alapján a két madár, a középső egy-két napon viszont nem.

A táplálék-allokáció vizsgálatához szükség volt a két nem szétválasztására, hiszen precíz tömegváltozások kellettek. A madarak távozási tömegeiből megkaptuk a madár átlagos tömegét, a pozitív fészektömeg-változásokból a napi átlagos prédátömeget, a két látogatás közti testtömeg-növekedésből pedig annak átlagait, mindegyiket nemenként. Végző lépésben a napi adatokat egy látogatásrekordba rendeztük, melyből nemenként kiszámoltuk az összes bevitt zsákmány tömegét ( $a$ ):

$$a = \bar{p} * v \quad (1)$$

ahol ( $\bar{p}$ ), az átlagos prédátömeg, ( $v$ ) pedig a napi látogatásszám;  
a napi összes testtömeg-növekedést ( $b$ ):

$$b = (z / n) * \bar{m} * v \quad (2)$$

ahol ( $z$ ) a testtömeg-növekedéses kinn létek napi száma. ( $n$ ) a mérhető testtömeg változással (növekedő, csökkenő, változatlan testtömeg) járó kinn létek száma. ( $v$ ) a napi látogatásszám (ebben bent vannak azok a látogatások is, amikor nem lehetett mérni, hogy mennyit evett, mert pl. fiókaürüléket vitt ki a fészekből), és ( $\bar{m}$ ) a kinn létek alatti testtömeg-növekedés napi átlagát adja meg; majd ezek ismeretében a táplálék-allokációt:

$$e = a / (a + b) \quad (3)$$

ahol ( $a$ ) a fészekbe hordott zsákmány tömege és ( $b$ ) a madár napi összes testtömeg-növekedése.

A fenti paramétereket használva, az ( $a+b$ ) összeg megadja az egy nap *minimálisan*

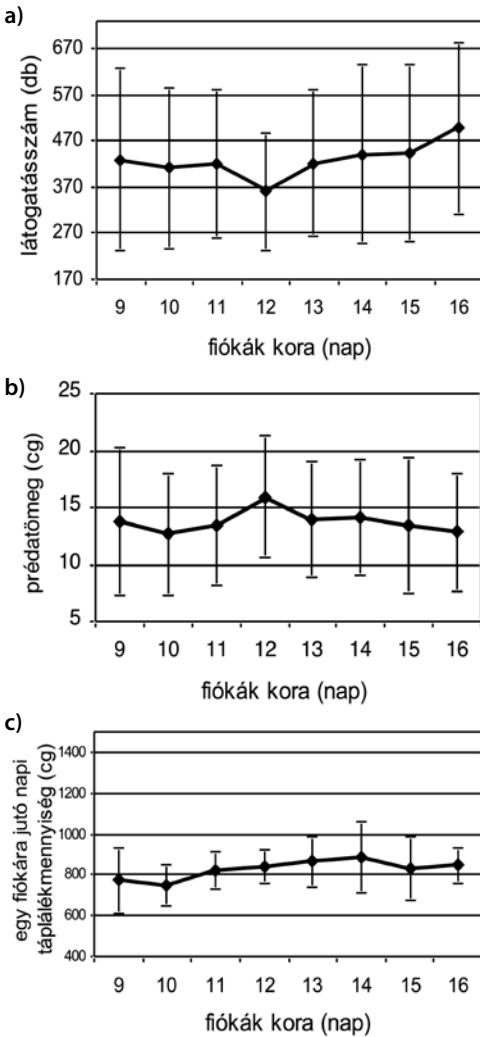
gyűjtött táplálék mennyiségét. A ( $b$ ) valós értékét ugyanis alábecsüljük a számításaink során: a szabadon mozgó madár, repülés, ugrálás közben az elfogyasztott táplálék egy részét energiaként azonnal hasznosítja, melynek mennyiségéről mi nem kapunk információt a mérés folyamán.

Minden fészken belül lineáris regressziót végeztünk a fiókák korával a látogatásszámra, az átlagos prédátömegekre és az összes fészekbe hordott táplálék mennyiségére.

Az allokációs-index vizsgálatához kevert általános lineáris modelleket alkalmaztunk (GLM: General Linear Modell), melyekben a fészkek random faktorként szerepel. A szülő ill. fióka által evett táplálék mennyisége közti összefüggés megállapításához random tényezős GLM-ben független változóként a szülő által elfogyasztott táplálék mennyiségét, kováltozóként pedig az összes hozott préda mennyiségét használtuk. A statisztikai elemzéseket az SPSS (10.0) segítségével végeztük.

### 3. Eredmények

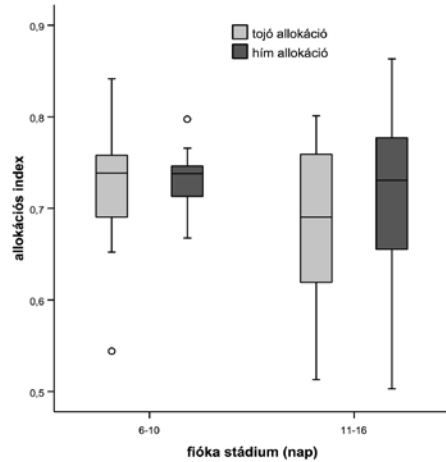
A látogatásszám két fészekben szignifikánsan csökkent, négyben pedig szignifikánsan növekedett a fiókák korával. A fészkek napi átlagos látogatásszámában viszont nincs sem növekedés, sem csökkenés ( $F_{1,6} = 2,86$ ,  $p = 0,14$ ; 1a. ábra). Az átlagos prédátömeget illetően öt fészekben volt szignifikáns változás. Három fészeknél szignifikánsan nőtt, kettőnél pedig szignifikánsan csökkent a prédák átlagos tömege. A fészekbe hordott prédák napi átlagos tömegében azonban nem volt megfigyelhető trend ( $F_{1,6} = 0,02$ ,  $p = 0,91$ ; 1b. ábra). A fiókáknak hordott táplálék mennyisége egy fészekben szignifikánsan csökkent, két fészekben szignifikánsan nőtt. Az egy fiókára jutó táplálék mennyi-



1. ábra A látogatásszám (a), az átlagos prédátömeg (b) és az egy fiókára jutó táplálék (c) átlaga és szórása a fiókák 9-16 napos kora között. Az egy fiókára jutó táplálék mennyiségének napi átlaga szignifikáns növekedést mutat.

ségének napi átlaga enyhe, de szignifikáns növekedést ( $F_{1,6} = 8,41$ ,  $p = 0,027$ ) mutat (1c. ábra).

A **táplálékallokációs-index** variálásának elemzésébe azt a hat fészket vontuk be, amelyekben a nemek elkülöníthetők voltak. Tojók esetében az átlag  $0,70 \pm 0,014$  SE,



2. ábra Stádiumfüggés vizsgálata abban az 5 fészekben, amelyekben mindkét stádiumból voltak adatok. A hímek (első stádiumban 17 adat, másodikban összesen 22) és a tojók (első stádiumban 21, másodikban összesen 29 adat) allokációs indexeinek „boxplot”-jai az etetési időszak két stádiumában.

hímeknél az átlagos allokáció  $0,72 \pm 0,12$  SE. A két nem átlagos allokációja  $0,71 \pm 0,007$  SE, ami azt jelenti, hogy a madarak az egy nap alatt talált tápláléknak maximum ~71%-át a fiókáiknak adják, a maradék ~29%-t maguk eszik meg. Megvizsgáltuk, vajon függ-e ez az arány a fiókák korától. A **stádiumfüggés** vizsgálatának érdekében két blokkot különítettünk el: 6-10 napos, ill. 11-16 napos fiókákat etető szülők allokációját hasonlítottuk össze abban az 5 fészekben, amelyekben mindkét stádiumból voltak adatok (2. ábra). Az allokációs-index nem mutatott szignifikáns stádiumfüggést sem a hímek ( $F_{1,5,43} = 0,151$ ;  $p = 0,71$ ), sem a tojók esetében ( $F_{1,5,49} = 4,07$ ;  $p = 0,09$ ). Hímek esetében a varianciák szignifikánsan különböznek (Levene-teszt:  $p < 0,001$ ). A stádiumhatást ezért Welch próbával is megvizsgáltuk, s változatlanul úgy találtuk, hogy a két stádium átlagos allokációs indexe

között nincs szignifikáns különbség (Welch statisztika:  $1,327$ ,  $d.f. = 1, 38,8$ ,  $p = 0,256$ ). A 2. ábra jól mutatja, hogy míg az allokációs arány varianciája a 11-16 napig tartó időszakban jóval nagyobb a hímek esetén, mint azt megelőzően, a két stádiumban az allokációs arány mediánjai megegyeznek.

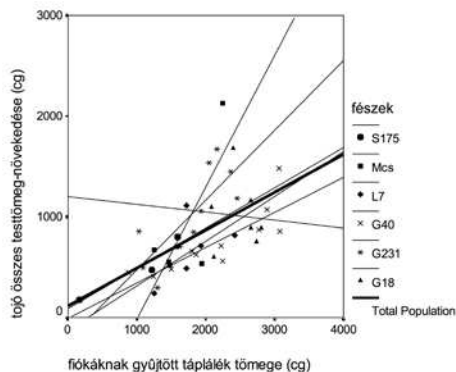
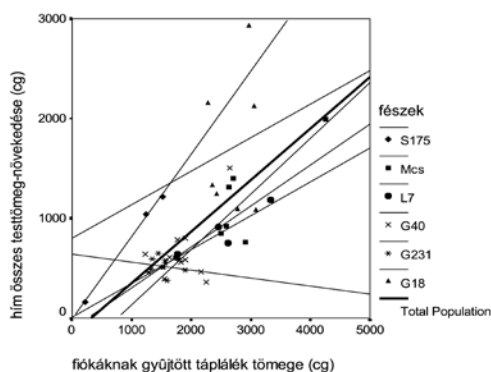
Az egyes **madarak közti** különbség megállapításához 6 fészek adatai álltak a rendelkezésünkre. Egyváltozós, egyetlen random faktort (egyed) tartalmazó GLM-modellben szignifikáns egyedhatást kapunk mind a hímek ( $F_{5,36} = 8,404$ ;  $p < 0,001$ ), mind a tojók esetében ( $F_{5,36} = 2,53$ ;  $p = 0,046$ ). Tojók között az allokációs index varianciájában nincs szignifikáns különbség (Levene-teszt:  $p > 0,05$ ). Post-hoc tesztben Bonferroni korrekció mellett is azt találtuk, hogy a hímek közül egy egyed mindegyik másiktól, egy másik hím, pedig 2 egyed kivételével mind egyiktől szignifikánsan különbözik. Bonferroni korrekció mellett viszont egyik tojópár átlagos allokációs indexe közt sincs szignifikáns különbség. Mivel a hím-allokáció varianciája fészkek közt is különbözik (Levene-teszt:  $p < 0,05$ ), többféle nem-paraméteres tesztet is végeztünk, amik egyöntetűen ugyanazt az eredményt adták, hogy hímek-

nél az allokációs index eloszlása egyedenként különbözik (pl. Kruskal Wallis teszt:  $\chi^2_5 = 24,76$ ,  $p < 0,0001$ ).

Az egyeden belüli összefüggések vizsgálata igazolta a fiókáknak hordott (a) és szülőik által evett (b) táplálék mennyisége közti pozitív korrelációt. Tojók és hímek esetében is erős szignifikáns összefüggést kaptunk a két változó átlaga között (tojók:  $F_{1,35} = 22,58$ ;  $p < 0,001$ ; hímek:  $F_{1,35} = 12,594$ ;  $p < 0,001$ ) (3.a és 3.b ábra). A hímek és a tojók esetében is azonban egy-egy madár (nem ugyanaz a fészek) eltér az átlagos trendtől.

## 4. Értékelés

A klasszikus etetési jellemzők vizsgálatával kapott eredményeink megegyeztek az irodalmi adatokkal, miszerint egy-egy populációban az átlagos látogatásszám és átlagos prédátömeg csekély mértékben ingadozik a fiókák 9 és 16 napos kora között (Woodburn 1997). Míg a viselkedésokológiában az egyedek átlagos viselkedését vizsgálják tulajdonságaik és a környezeti változók függvényében (Barta *et al.* 2002), addig az etológusok az egyedi viselkedést meghatározó



3. ábra A fiókáknak gyűjtött és a hímek (a) illetve tojók (b) által minimálisan megevett táplálék összefüggése a vizsgált 6 fészekben. A vastag egyenes tartozik az átlagos értékekhez, az azonos jelű pontok és a rájuk illesztett vékony egyenesek tartoznak egy-egy egyedhez.

mechanizmusokra kíváncsiak. Az egyedek jellemzőire és az átlagos viselkedésre vonatkozó eredményeink azonban arra figyelmeztetnek, hogy az átlagos viselkedésből nem lehet közvetlenül az egyes egyedek viselkedéséről információt szerezni. Az átlag mögött az egyedek igen változatos történetei rejlenek. A prédaméret, a látogatásszám, a hordott táplálék mennyiségének szezonon belüli pályái szignifikánsan és jelentős mértékben különbözhetnek. Ez azzal magyarázható, hogy napról napra sok, fészkenként különböző tényező határozza meg az egyes változók értékét, amelyek azonban összességükben nem változnak a fészkelés során. Ez azonban nem zárja ki, hogy a különböző fészkek egyedi jellemzői különböző mértékben és irányban akár tendenciózusan változzanak.

Miközben a fészkekbe hordott táplálék mennyisége egyedről-egyedre nagymértékben variál, az egyedek átlagos táplálék allokációját jellemző index csak kismértékben változik. Az allokációs arány kismértékű különbségei és a táplálékellátottság nagymértékű ingadozása a van Noordwijk & de Jong (1986) modell alapján várt pozitív összefüggést eredményezi a szülő által elfogyasztott táplálék és a fiókáknak hordott táplálék napi mennyisége között (3. ábra). A több táplálékot hordó madarak arányo-

san több táplálékot is fogyasztanak. Míg az eddigi, kísérleti vizsgálatok, azaz Kacelnik & Cuthill seregélyeken végzett etetéses kísérlete (1990), valamint Martins & Wright sarlófecske fiókaszám-manipulációs kísérlete (1993) az allokációs arány megváltozását eredményezték, addig mintánkban az allokáció értékének fészkenkénti átlaga 0,71 körül mozog, vagyis a szülők az összes talált táplálék mennyiségből maximálisan 71%-t adnak a fiókáknak és minimálisan 29%-t eszik meg. A kísérleti és a terepi megfigyelésen alapuló eredmények közti különbségnek az lehet a magyarázata, hogy az allokációs arányt meghatározó tényezők átlagos hatása természetes körülmények között kiegyenlítődik, míg a kísérletek alapján egy-egy tényező hatása mutatható ki.

## Köszönetnyilvánítás

Az adatgyűjtés a következő pályázatok segítségével valósult meg: OTKA T2222, F006246, T029767, FKFP 0602/1999. Külön köszönetet szeretnénk mondani Horváth Veronikának, valamint köszönet illet minden előttünk szakdolgozó hallgatót, akik az adatfelvétel, terepi jegyzőkönyvek vezetése és a gödi telep karbantartása révén hozzájárultak munkánk elkészüléséhez.

## Irodalomjegyzék

- Barta, Z., Liker, A. & Székely, T. 2002. Viselkedés-ökológia: modern irányzatok. – Osiris, Budapest.
- Botár, A. 2001. Odúhűtés hatása széncinege szülők viselkedésére és kondíciójára a kotlás alatt. – szakdolgozat, ELTE TTK Genetika Tsz.
- van Balen, J. H. 1973. A comparative study of the breeding ecology of the great tit (*Parus major*) in different habitats. – *Ardea* 61: 1-93.
- Brown, C. A. 2003. Offspring size-number trade-offs in scorpions: an empirical test of the van Noordwijk and de Jong model. – *Evolution* 57: 2184-2190.
- Cresswell, W. & McCleary, R. 2003. How great tit maintain synchronisation of their hatch date with food supply in response to long-term variability in temperature. – *J. Anim. Ecol.* 72: 356-366.
- Cuthill, I. C., Maddocks, S.A., Weall, C.V. & Jones, E.K.M. 2000. Body mass regulation in response to changes in feeding predictability and overnight energy expenditure. – *Behav. Ecol.* 11: 189-195.
- Halpern, B., Tóth, Z. & Pásztor, E. 1997. Weight Change patterns in breeding Great tits. – *Ornis Hung.* 7: 1-17.

- Kacelnik, A. 1984. Central place foraging in starlings (*Sturnus vulgaris*). I. Patch residence time. – J. Anim. Ecol. 53: 283-299.
- Kacelnik, A. & Cuthill, I. 1990. Central place foraging in starlings (*Sturnus vulgaris*). II. Food allocation to chicks. – J. Anim. Ecol. 59: 655-674.
- Krebs, E. A., Cunningham, R. B. & Donnelly, C. F. 1999. Complex patterns of food allocation in asynchronously hatching broods of Crimson Rosellas. – Anim. Behav. 57: 753-763.
- Krebs, E. A. & Magrath, R. D. 2000. Food allocation in Crimson Rosella broods: parents differ in their responses to chick hunger. – Anim. Behav. 59: 739-751.
- Martins, T. L. F. & Wright, J. 1993. Cost of reproduction and allocation of food between parent and young in the swift (*Apus apus*). – Behav. Ecol. 4: 213-223.
- Martins, T. L. F. & Wright, J. 1993. Brood reduction in response to manipulated brood sizes in the common swift (*Apus apus*). – Behav. Ecol. 32: 61-70.
- van Noordwijk, A. J. & de Jong, G. 1986. Acquisition and allocation of resources: their influence on variation in life history tactics. – Am. Nat. 1: 137-142.
- Pásztor, E., Tóth, Z. & Farkas, R. 1999. Does body mass show the quality of parenting in birds? – publikálatlan kézirat.
- Rands, S.A., Cuthill, I.C. 2001. Separating the effects of predation risk and interrupted foraging upon mass changes in the Blue Tit *Parus caeruleus*. – Proc. R. Soc. Lond. B. 268: 1783-1790.
- Royama, T. 1966. Factors governing feeding rate, food requirements and brood size of nestling great tits (*Parus major*). – Ibis 108: 313-347.
- Szép, T., Barta, Z., Tóth, Z. & Sívári, Z. 1995. Use of an electronic balance with Bank Swallow nests – a new field technique. – J. Field Ornithol. 66: 1-11.
- Woodburn, J. W. 1997. Breeding ecology of the blue tit and great tit and possible effects of climate change. – PhD Thesis, Edward Grey Institute of Field Ornithology, University of Oxford.
- Woodburn, R. J. W. & Perrins, C. M. 1997. Weight change and the body reserves of female Blue Tits *Parus caeruleus*, during the breeding season. – J. Zool. 243: 789-802.



## BOOK REVIEWS – KÖNYVISMERTETÉS

**Greenberg, R., and P. P. Marra (eds.). 2005. Birds of Two Worlds: The Ecology and Evolution of Migration, Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD. 466 pp.**

Immár második alkalommal adott otthont az amerikai Smithsonian Intezet a madárvonulás iránt érdeklődő kutatók találkozájának. Csakúgy mint korábban (lásd Keast & Morton 1980), ezúttal is egy mérföldkőnek tekinthető összefoglaló kötet látott napvilágot a szimpózium eredményeként, ami méltán tarthat okot érdeklődésre hazai ornitológusok részéről is.

A konferencia előadásanyagát a madárvonulás alapvető evolúciós és ökológiai kérdései köré rendezték a kiadvány szerkesztői. A korábbi kötetből eltérően azonban immár nemcsak a nearktikus-neotrópusi, hanem a palearktikus-afrikai vonulási rendszer legfrissebb kutatási eredményeivel is megismerkedhet az olvasó. A kötet hét tematikus fejezete (Vonulási rendszerek evolúciója, Adaptációk két világhoz, Biogeográfia, Konnektivitás, Vonulás, Viselkedésökológia, Populációökológia) hűen tükrözi a mai vonuláskutatás multidiszciplináris természetét. Ugyanakkor a szerkesztők külön hangsúlyt fektetnek a változatos élőhelyeken keresztül

történő hosszútávú vándorút életmenet stratégiára, morfológiára és viselkedésre történő hatásának bemutatására. Örömteli hazai vonatkozása a könyvnek, hogy Szép Tibor személyében, magyar kutató is szerepel a nemzetközi szerzőgárdában.

A kiadvány fokozottan ajánlható a madárvonulás iránt komolyabban érdeklődők számára. Emellett azonban, a kötet szintézis jellegű természetéből adódóan, hasznos információkat meríthet belőle bárki, aki költöző madárfajokat tanulmányoz éves ciklusuk bármelyik szakaszában.

### Irodalomjegyzék

Keast, A. and E. S., Morton, (eds.). 1980. Migrant Birds in the Neotropics: Ecology, Behavior, Distribution, and Conservation, Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.

*Németh Zoltán*  
*Migratory Bird Research Group,*  
*Department of Biological Sciences,*  
*University of Southern Mississippi*

