

# Szélkiáltó

KISALFÖLDI REGIONÁLIS MADÁRTANI ÉS  
TERMÉSZETVÉDELMI FOLYÓIRAT

15. szám 2012. december



15

A II. Győr-Moson-Sopron Megyei Madártani Kongresszus előadásai

| Tartalom                                                                  | Contents                                                                                                                                                                                                                                                                                                          |     |
|---------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Laczik Dénes                                                              | A Fertő tónál átvonuló havasi partfutók ( <i>Calidris alpina</i> ) testtömegváltozása az őszi vonulás során<br>Body mass changes of migrating Dunlins ( <i>Calidris alpina</i> ) at Lake Fertő during autumn migration                                                                                            | 3.  |
| Ferenczi Márta,<br>Pellinger Attila,<br>Faragó Sándor &<br>Winkler Dániel | H5N1 influenza monitorozása Nyugat-Magyarországon<br>Monitoring of H5N1 avian influenza in Western Hungary                                                                                                                                                                                                        | 6.  |
| Dankovics Róbert &<br>Udvardy Ferenc                                      | Az alpesi tarajosgőte ( <i>Triturus carnifex</i> ) előfordulása a Soproni-hegységben<br>Occurrence of the Italian Crested Newt ( <i>Triturus carnifex</i> ) in the Sopron Mountains                                                                                                                               | 8.  |
| Nechay Gábor                                                              | A H5N1 baromfi-influenza, azaz az influenza A vírus H5N1<br>The poultry flu H5N1 that is the influenza A virus H5N1                                                                                                                                                                                               | 10. |
| Faragó Sándor                                                             | Gyertek haza ludaim! A Magyar Vadlúd Monitoring 25 évének eredményei<br>Come home my geese! 25 year's results of the Hungarian Geese Monitoring                                                                                                                                                                   | 12. |
| Spakovszky Péter,<br>Rainer Raab &<br>Eike Julius                         | Túzok ( <i>Otis tarda</i> ) élőhelyek fragmentálódása a Mosoni-síkon<br>Fragmentation of Great Bustard ( <i>Otis tarda</i> ) habitat in the Mosoni-sík, NW Hungary                                                                                                                                                | 15. |
| Vadász Csaba,<br>Mogyorósi Sándor &<br>Pellinger Attila                   | A Fertő tavon fészkelő nádi énekesmadárfajok 2008. évi állományfelmérésének eredményei<br>Estimation of the population size of breeding passerine species in 2008 at the Hungarian part of Lake Fertő                                                                                                             | 17. |
| Király Gergely &<br>Takács Gábor                                          | Sopron környékének kevésbé ismert Natura 2000 területei<br>Lesser known Natura 2000 sites around Sopron                                                                                                                                                                                                           | 19. |
| Pellinger Attila &<br>Mogyorósi Sándor                                    | A vetési varjú ( <i>Corvus frugilegus</i> ) kisalföldi telepei a 2009. évi állományfelmérés alapján<br>Colonies of the Rook ( <i>Corvus frugilegus</i> ) on the Small Hungarian Plain based upon the 2009 population assessment                                                                                   | 21. |
| Faragó Sándor                                                             | Sok víz, sok madár? Befolyásolja-e a vízállás a Duna vízimadár populációit és közösségeit?<br>Many water – many birds? Do influence the water level on population numbers and waterbird communities of River Danube?                                                                                              | 24. |
| Takács Gábor                                                              | Természetvédelmi célú élőhely-térképezések tapasztalatainak összegzése a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság működési területén (1998–2007)<br>Summary of experiences with habitat mapping conducted for conservation purposes on the range of action of the Fertő–Hanság National Park Directorate (1998–2007) | 27. |
| Kalmár Sándor                                                             | Modellrepülőről készített légifelvétel alkalmazása<br>Ornithological application of airborne imaging technics using rc model airplane                                                                                                                                                                             | 31. |
| Ambrus András                                                             | Ezüstsávós szénalepke ( <i>Coenonympha oedippus</i> ) a Hanságban<br>False Ringlet ( <i>Coenonympha oedippus</i> ) in the Hanság meadows                                                                                                                                                                          | 33. |
| Pellinger Attila &<br>Ferenczi Márta                                      | Fészkelő madárállományok a Nyirkai-Hanyban<br>Breeding bird populations in the Nyirkai-Hany area (NW-Hungary)                                                                                                                                                                                                     | 35. |
| Balsay Sándor                                                             | Győr-Moson-Sopron megye fehér gólya ( <i>Ciconia ciconia</i> ) állományának vizsgálata 1986–2009 között<br>Study of the population of White Stork ( <i>Ciconia ciconia</i> ) in Győr-Moson-Sopron county in the years 1986–2009                                                                                   | 38. |
| Mogyorósi Sándor                                                          | A bölömbika ( <i>Botaurus stellaris</i> ) fészkelő állománya a Fertőn 2008-ban<br>Breeding population of the Eurasian Bittern ( <i>Botaurus stellaris</i> ) on Lake Fertő in 2008                                                                                                                                 | 40. |
| Vácz Miklós                                                               | Kerecsensólymok ( <i>Falco cherrug</i> ) területhasználatának vizsgálata egy nyugat-magyarországi szélérőmúpark közelében<br>Study of the habitat use of the Saker Falcon ( <i>Falco cherrug</i> ) near a wind park in West-Hungary                                                                               | 42. |
|                                                                           | Tartalomjegyzék folytatódik:                                                                                                                                                                                                                                                                                      | 67. |



**Szerkesztőbizottság:** Pellinger Attila, Dr. Hadarics Tibor, Mogyorósi Sándor, Soproni János, Dr. Jánoska Ferenc, Dorogman Csilla

**Postacím:** H-9400 Sopron, Pócsi u. 11.

Kiadja az MME Soproni és Kisalföldi Csoportja

# A Fertő tónál átvonuló havasi partfutók (*Calidris alpina*) testtömegváltozása az őszi vonulás során

Body mass changes of migrating Dunlins (*Calidris alpina*) at Lake Fertő during autumn migration

LACZIK DÉNES

## 1. Bevezetés

A madarak vonulása élettani szempontból nagy energiaigényű jelenség, amelyre a madarak az út előtt fokozott zsír- és fehérjeraktározással készülnek (ALERSTAM, 1990). A tápanyagok raktározása számunkra is érzékelhető módon testtömegük növekedésében jelentkezik. A madárvonulás kutatásában nagy hangsúlyt kapnak a testtömegváltozását elemző kutatások, hiszen alapvető ismereteket nyújtanak a vonuló madárfajok energiaháztartásának, vonulási stratégiájának megértéséhez (elsősorban LINDSTRÖM, 1991; LINDSTRÖM & ALERSTAM, 1992; VAN DER MEER & PIERSMA, 1994; továbbá BUCHANAN *et al.*, 1985; HERMAN, 1985; EADES & OKILL, 1977; PIERSMA & VAN BREDERODE, 1990; VERKUIL *et al.*, 2006).

A havasi partfutó az egyik leggyakoribb partimadárfa az őszi vonulási ciklusban a Fertő mellékén. Jellemző aszinkron vonuló faj, a vonulás során minden pihenőhelyen megfigyelhető évente két-három vonulási hulláma. Vizsgálataink célja a Fertő tónál átvonuló havasi partfutók testtömegváltozásának nyomon követésén keresztül, vonulási stratégiájuk leírása és tartózkodási idejük meghatározása volt.

## 2. Anyag és módszer

### 2.1. Vizsgálati terület

A Fertő tó a Kárpát-medence északnyugati szegletében terül el, a kontinensen keresztül vonuló havasi partfutók szempontjából stratégiaileg kedvező helyen, ahová a vonulási akadályt jelentő Kárpátok és Alpok vonulatai közötti Morva-medencén keresztül jutnak el őszi vándorútjuk során. A tó melletti szikes tavak és a vizes élőhelyek rehabilitálására létrehozott élőhely-rekonstrukciók a partimadarak tömegeinek szolgálnak pihenőhelyül minden ősszel és tavasszal. A vizsgálati terület pontos jellemzését lásd PELLINGER (2003) munkájában.

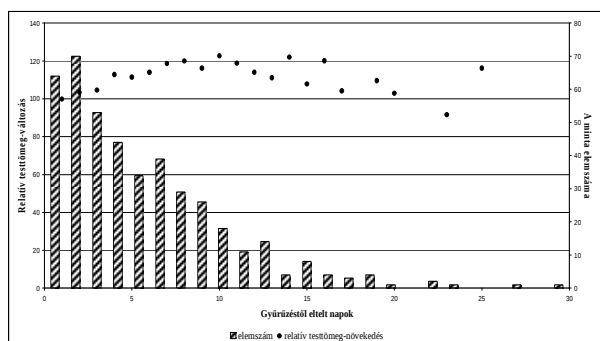
### 2.2. Módszer

A havasi partfutókat varsával fogtuk be az őszi vonulás során (BUB, 1995). Első megfogásukkor a gyűrűzést követően többek között lemértük testtömegüket is. A már jelölt madarak visszafogásai alkalmával a gyűrűszám ellenőrzése után ismételt felvettük a kondíciójukra jellemző adatokat (zsírkategória és testtömeg). A méréseket Pesola rugós mérleggel 0,1 gramm pontossággal végeztük. A mért értékeket nem korrigáltam, a mérési pontatlanságot és a befogástól a gyűrűzésig eltelt időt – ezzel a madarak testtömegvesztését – állandónak vettem.

A gyűrűzések 1992 és 2009 között 12 évben folytak, de eltérő időpontban kezdődtek és változó időtartamúak voltak, mivel a varsák használatát az időjárás és elsősorban az élőhely-rekonstrukciókon található vízmennyiség erősen befolyásolja. A testtömegváltozás elemzésekor az 1999-es adatsort vettem alapul, az eredmények ellenőrzéséhez és az értékeléshez a többi év adatait is felhasználtam. A nagyszámú visszafogási adat kétféle megközelítés összehasonlítását tette lehetővé: az egész átvonuló tömeget egy egységként, illetve az egyedek csoportjaiként értelmezve. Populáció alapú vizsgálatkor a gyűrűzéskor és az utolsó visszafogáskor mért testtömegek különbségét vettem alapul, függetlenül attól, hogy közben az adott egyedet hányszor fogtuk vissza. Az egyed alapú vizsgálat során az egyed testtömegváltozásának menetére voltam kíváncsi. Az elemzésben azon egyedek adatait használtam fel, amelyeknek háromnál több visszafogási adatával rendelkeztem.

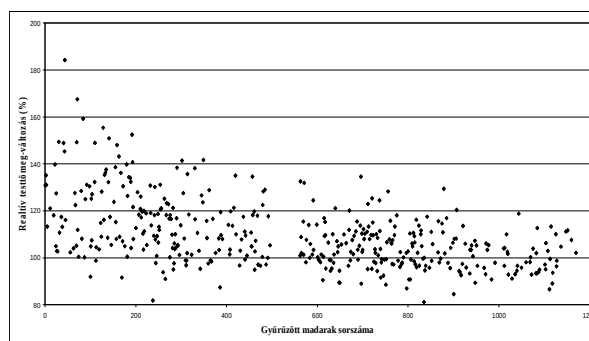
## 3. Eredmények

1999-ben az 1228 meggyűrűzött havasi partfutó közül 563 példányt 982 alkalommal fogtunk vissza. A visszafogások száma egyedenként 1 és 11 között változott. A testtömegértékek 32–71,5 grammig terjedtek.



1. ábra – A populáció átlagos testtömegváltozása a gyűrűzést követően

Fig. 1. – Average body mass change of the population following ringing. In the analysis I used the data of every recaptured bird independently of how many times it was recaptured. The weight measured at the time of ringing is taken as 100%.



2. ábra – Az egyes példányok első és utolsó kézrekerülése között megfigyelt testtömegváltozás

Fig. 2. – Body mass change between the first and the last capture of individuals. The duration of stay was not considered. The weight measured at the time of ringing is taken as 100%.

Az elsőként elvégzett populáció alapú vizsgálatkor arra jutottam, hogy a maximális testtömeggyarapodást a havasi partfutók a pihenőhelyen való tartózkodásuk 10. napján érik el (1. ábra). Szintén ebből a megközelítésből derült ki az is, hogy a populáció átlagos testtömeggyarapodása a vonulási szezon előrehaladtával csökken (2. ábra).

A háromnál több visszafogási adattal, ezzel együtt testtömegértékkel rendelkező egyedek testtömegváltozását elemezve egyed alapú megközelítésben megállapítható, hogy a pihenőhelyen eltöltött idő alatt a testtömeg változása nem lineáris. Gyakran tapasztalható a gyűrűzés után testtömegcsökkenés, amelyet rövid (általában egy-két napos) időszak után követ a testtömeg növekedése. A testtömeg csökkenése nem kizárólag a gyűrűzéskor magasabb lipidindexszel jellemezhető madaraknál tapasztalható, előfordul a kisebb tartalékokkal rendelkező példányoknál is. Szintén több esetben kimutatható a testtömeg újbóli csökkenése egy több napos intenzív gyarapodás után (3. ábra). Három példány testtömege nem mutatott érdemi változást a megfigyelt tartózkodási idő alatt, illetve kismértékű csökkenést tapasztaltunk náluk, ezek az egyedek az átlagosnál hosszabb ideig tartózkodtak a területen (16, 18 és 28 napig, szemben a teljes populációra vonatkozó 4,9 napos átlagos megfigyelt tartózkodási idővel) (3. ábra).

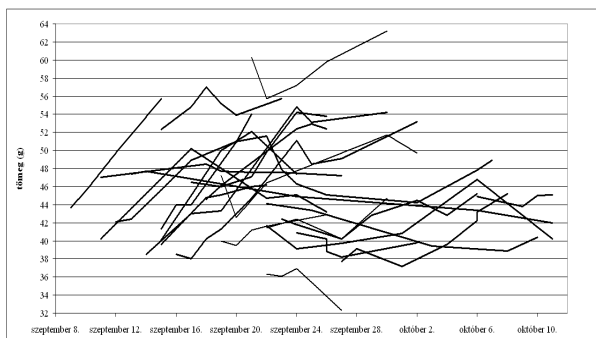
A vonulási szezon elején érkező madarak szignifikánsan magasabb napi gyarapodást mutatnak, mint a szezon végén érkezők ( $X_1=1,15$  g/nap;  $X_2=-0,06$  g/nap;  $t=8,34$ ,  $p<0,001$ ; illetve a három napnál hosszabban a területen időzők esetében  $X_1=1,17$  g/nap;  $X_2=0,38$  g/nap;  $t=5,56$ ,  $p<0,001$ ). Emiatt elkülönítettem két csoportra a visszafogásokkal rendelkező madarakat, és külön megvizsgáltam a szezon elején és a szezon végén érkezők testtömegváltozásait. A populáció alapú vizsgálati modellben ez arra vezetett, hogy a szezon elején érkezők már a tartózkodási idejük 7. napján, míg a szezon végén érkezők a 11-12. napon érik el a maximális testtömeget (4. ábra).

#### 4. Megvitatás

A fertői élőhely-rekonstrukciók viszonylag kis területük miatt különösen alkalmasak a partmadarak vonulásának vizsgálatára. A varsás befogási módszer a tapasztalatok szerint lehetővé teszi a területen mozgó madarak többszöri befogását, egy-egy példány nemritkán naponta többször is a csapdába sétál táplálkozás közben. [Összevetésül: Nagy-Britanniában végzett gyűrűzés során 1959–1976 között 20 000 havasi partfutót jelöltek, 6000 példányt fogtak vissza, és csak 800 példányról volt egynél több adatuk, de maximum öt visszafogásuk volt hat madár esetében! (PIENKOWSKI *et al.*, 1979).] Ezek a körülmények alkalmat adnak a vonuló madarak testtömegváltozásainak részletes elemzésére. A kevés egyedi megkerüléssel számoló projektek esetében alkalmazott populáció alapú szemlélettel szemben lehetőség adódott az eredmények korrigálására az egyed alapú szemlélet segítségével. A madáregyed testtömegének változását a pihenőhelyen több tényező is befolyásolja, többek között a megfogással járó stressz is, de esetünkben az egyes példányokat érő emberi hatások nem különböznek, így befolyásoló szerepük a vizsgálat eredményét nem módosítja. Az átlagosnál hosszabb ideig a vizsgálati területünkön tartózkodó, és testtömegüket alig változtató példányok jellemzőiben feltehetően a telelőhely közelségének hatása mutatkozott meg. A fertői élőhelykomplexum utáni következő állomás a vonulás során a havasi partfutók számára az Adriai-tenger északi partvidéke, ahol a megkerülések alapján a nálunk átvonuló havasi partfutók a telet töltik. A telelőállomány testtömegváltozásai nem mutatnak akkora változásokat, mint vonulásuk közben (PIENKOWSKI *et al.*, 1979).

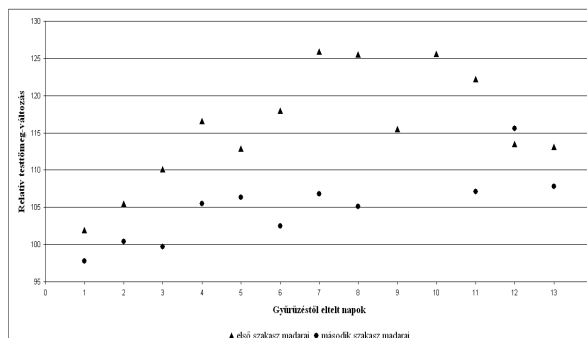
A szezon elején számolt napi gyarapodási ráta magasabb volt, mint a szezon végén, ez pedig a táplálékbázis minőségére vezethető vissza: a csökkenő hőmérséklettel a zsákmányállatok szaporodási tevékenysége is csökken, kevesebb forráson kell a területen erőt gyűjtő madaraknak osztozniuk. Az optimális vonulás elmélete (ALERSTAM & LINDSTRÖM, 1991) szerint a megfigyelt jelenség a teljes vonulási időt minimalizáló stratégia jellemzője. Bár az elmélet a napi gyarapodási rátákat konstansnak veszi, az egyszerűsítés egy modell felállításánál elengedhetetlen. Az egyedi testtömegváltozásokban tapasztalható, lineáristól eltérő kilengéseknek élettani okai lehetnek, és nem helytálló az a megállapítás, hogy a „zsírosabb” madarak veszítenek a testtömegükből a megfogást követő napokban (MEISSNER, 1998). A testtömeg csökkenése valószínűleg a legtöbb egyedre jellemző, a hosszútávú repülést követő regenerálódási szakasz velejárója.

A teljes állomány adataiból származtatott tíznapi optimális tartózkodási idő tulajdonképpen a dinamikusan változó egyedi értékek átlaga. Az egyedek jellemzőinek vizsgálata világít rá a kérdés összetettségére: a vonulási ciklus elején érkezőknek hét nap is elég energiatartalékaik feltöltéséhez, míg a később érkezőknek 11-12 nap szükséges ehhez. A 8Y3493 gyűrűszámú madár jól példázza, hogy nem egyedi tulajdonságoktól, hanem külső tényezőktől függ a gyarapodási ráta: a megfigyelt 25 nap tartózkodási idő alatt 12 alkalommal fogtuk meg ezt a példányt. Testtömegváltozása az első időszakban meredeken – az adott időszakban fajtársaihoz jellemző mértékben – emelkedett, majd egy jelentős csökkenés után szerényebb mértékű – fajtársai napi gyarapodási rátájához hasonló szintű – emelkedést mutatott (3. ábra). A havasi partfutó aszinkron vonuló faj, vonulása során hullámokban jelenik meg a pihenőhelyeken. Nyilvánvalóan a korábban érkezők más környezeti feltételeket találnak egy adott területen, mint a később érkezők. Az eltérő környezeti feltételek miatt indokolt tehát e faj vonulásának vizsgálatát egyed alapon végezni, illetve a populáció alapú elemzés eredményeit előbbiek szerint korrigálni.



3. ábra – Néhány havasipartfutó-egyed testtömegváltozása 1999 őszén

Fig. 3. – Body mass change of some Dunlin individuals in autumn 1999



4. ábra – A vonulás első, illetve második szakaszában érkező havasi partfutók átlagos testtömegváltozásai

Fig. 4. – Average body mass change of Dunlins arriving in the first and the second phase of migration

## 5. Összefoglalás

A Fertő tó mellett 1992–2009 között 12 évben gyűrűztünk partimadarakat. 1999-ben kiemelkedően sok, 1228 havasi partfutót jelöltünk, ezek közül 563 példányt összesen 982 alkalommal vissza is fogtunk. A testtömegváltozásokat populáció és egyed alapon is elemeztük. Populáció alapú szemlélettel elvégezve a vizsgálatot az optimális (a maximális testtömeg-gyarapodást jelentő) tartózkodási idő tíz napnak adódott. Az egyed alapú megközelítés rávilágított arra, hogy a vonulási szezon előrehaladtával az átvonuló példányok napi átlagos testtömegváltozása csökken, szignifikáns különbség mutatkozik a szezon elején és végén érkezők átlagos testtömeg-változási értékei között ( $X_1=1,15$  g/nap, illetve  $X_2=-0,06$  g/nap;  $t=8,34$ ,  $p<0,001$ ). Az átvonuló mennyiséget két csoportra bontva azt kaptuk, hogy a vonulási ciklus első felében érkező madaraknak hét nap elég a maximális testtömeg-gyarapodás eléréséhez, míg a később érkező fajtársaiknak ehhez 11-12 napra van szükségük. Az egyes példányokról rendelkezésünkre álló több visszafogás lehetővé tette az egyedi testtömegváltozások nyomon követését. Így derült fény arra a jelenségre, hogy a megérkezést követően a legtöbb esetben a madár kondíciójától függetlenül csökken a testtömeg, valamint a testtömeg változása a későbbiek során sem lineáris.

A dolgozat rávilágít, hogy az aszinkron vonuló fajok vonulási stratégiájának megértéséhez a környezeti feltételek dinamikus változása miatt a vizsgálatok során nélkülözhetetlen az egyed alapú megközelítés. A fiatal havasi partfutók vizsgálataink alapján az időminimalizáló vonulási stratégiát alkalmazzák.

## 6. Summary

We ringed shorebirds in 12 years between 1992–2009 near the Lake Fertő, NW-Hungary. Extremely high numbers of Dunlin (*Calidris alpina*) were marked in 1999 ( $n=1228$ ) and 563 specimen were retrapped up to 11 times during their stopover, resulting in altogether 982 retrap records. Due to the high number of recaptures, both population- and individual-based analyses were possible to carry out. In the population-based approach, optimal stopover length was calculated as ten days. Focusing on the individual body mass changes, we found that there was a significant difference in relative body mass changes among the earlier and later arriving birds ( $X_1=1.15$  g/day and  $X_2=-0.06$  g/day, respectively;  $t=8.34$ ,  $p<0.001$ ). Dividing the records in two groups, optimal stopover lengths were seven days in the first and 11-12 days in the second half of the migration period. The body mass started to increase following a 1-2 days long declining period, which could be observed not exclusively on fat birds but also on very lean ones. Daily rate of increase was higher in the beginning of the season than in the second half and the increase was not linear. Asynchronously migrating birds – occurring in several waves at stopover sites like Dunlin – have to adapt to dynamically changing environmental factors, thus studying their migration needs an individual-based approach. According to our findings, juvenile Dunlins choose the time-minimization migration strategy.

## 7. Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondok mindazoknak, akik a terepi adatgyűjtésben részt vettek, továbbá a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóságnak a sokoldalú segítségnyújtásért.

## 8. Irodalom

- ALERSTAM, T. (1990): Bird migration. Cambridge University Press, Cambridge.
- ALERSTAM, T. & LINDSTRÖM, A. (1990): Optimal bird migration: the relative importance of time, energy and safety. In: GWINNER, E. (ed.): Bird migration. Physiology and ecophysiology. Springer-Verlag, Berlin–Heidelberg.
- BUB, H. (1995): Vogelfang und Vogelberingung. Teil 1. Allgemeines und Fang mit Siebfallen und Reusen. Spectrum Akademischer Verlag, Heidelberg–Berlin–Oxford. /Die Neue Brehm-Bücherei 359./
- BUCHANAN, J. B., BRENNAN, L. A., SCHICK, C. T., FINGER, M. A., JOHNSON, T. M. & HERMAN, S. G. (1985): Dunlin weight changes in relation to food habits and available prey. Journal of Field Ornithology 56(3): 265–272.
- EADES, R. A. & OKILL, J. D. (1977): Weight changes of Dunlins on the Dee Estuary in May. Bird Study, 24: 62–63.
- LINDSTRÖM, A. (1991): Maximum fat deposition rates in migrating birds. Ornis Scandinavica, 22: 12–19.
- LINDSTRÖM, A. & PIERSMA, T. (1992): Mass changes in migrating birds: the evidence for fat and protein storage re-examined. Ibis, 135: 70–78.
- VAN DER MEER, J. & PIERSMA, T. (1994): Physiologically inspired regression models for estimating and predicting nutrient stores and their compositions in birds. Physiological Zoology, 67(2): 305–329.
- MEISSNER, W. (1998): Fat reserves in Dunlins *Calidris alpina* during autumn migration through Gulf of Gdansk. Ornis Svecica, 8: 91–102.
- PELLINGER A. (2003): A Kárpát-medence szerepe a közép-európai vízimadárvonulásban. Kutatási jelentés. Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród.
- PIENKOWSKI, M. W., LLOYD, C. S. & MINTON, C. D. T. (1979): Seasonal and migrational weight changes in Dunlins. Bird Study, 26: 134–148.
- PIERSMA, T. & VAN BREDERODE, N. E. (1990): The estimation of fat reserves in coastal waders before their departure from northwest Africa in spring. Ardea, 78(2): 221–236.
- VERKUIL, Y., VAN DER HAVE, T. M., VAN DER WINDEN, J., KEIJL, G. O., RUITERS, P. S., KOOLHAAS, A., DEKINGA, A. & CHERNICHKO, I. I. (2006): Fast fuelling but light flight in Broad-billed Sandpipers *Limicola falcinellus*: stopover ecology at a final take-off site in spring (Sivash, Ukraine). Ibis, 148: 211–220.

# H5N1 influenza monitorozása Nyugat-Magyarországon

## Monitoring of H5N1 avian influenza in Western Hungary

FERENCZI MÁRTA, PELLINGER ATTILA, FARAGÓ SÁNDOR & WINKLER DÁNIEL

### 1. Bevezetés

A magas patogenitású H5N1 madárinfluenza-vírus felbukkanása miatt kialakult világméretű pánik lecsengésével a humán népességet fenyegető pandémia veszélye nem szűnt meg. Az elsősorban madarak, főként vízimadarak béltraktusában tenyésző vírus jelenleg ismert változata humán megbetegedést csak kivételes esetben okoz, azonban a ritka fertőződés magas halálozási aránnyal párosul. A H5N1 vírus fehérjeburok-struktúrájának átalakulásával (drift), vagy antigénsuszamlással (shift) bármikor kialakulhat egy emberről emberre terjedő új vírus (SUAREZ, 2008; OSTERHAUS *et al.*, 2008). A fenyegető veszély miatt fontossá vált a magas patogenitású madárinfluenza kórokozójának és változásainak nyomon követése a vadon élő madárfajok állományaiiban is, hogy az esetlegesen bekövetkező kedvezőtlen változásokat időben lehessen észlelni, és a szükséges közegészségügyi intézkedésekre sor kerülhessen. A hazai vizes élőhelyeken fészkelő és ott átvonuló vízimadár-állományok monitorozása a hollandiai székhelyű Wetlands International, a Nyugat-magyarországi Egyetem, a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság és a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület együttműködésében valósult meg (PELLINGER *et al.*, 2009). A monitorozás a Fertő és a Hanság vízrendszerén indult meg 2009 tavaszán.

| Faj/Species                                      | pd/ex | Faj/Species                                         | pd/ex       |
|--------------------------------------------------|-------|-----------------------------------------------------|-------------|
| Kárókatona ( <i>Phalacrocorax carbo</i> )        | 13    | Pajzsoscsankó ( <i>Philomachus pugnax</i> )         | 29          |
| Kis kárókatona ( <i>Phalacrocorax pygmeus</i> )  | 5     | Sárszalmonka ( <i>Gallinago gallinago</i> )         | 52          |
| Bakcsó ( <i>Nycticorax nycticorax</i> )          | 3     | Kis goda ( <i>Limosa lapponica</i> )                | 1           |
| Kis kócsag ( <i>Egretta garzetta</i> )           | 3     | Pirosalábú csankó ( <i>Tringa totanus</i> )         | 10          |
| Nagy kócsag ( <i>Egretta alba</i> )              | 10    | Tavi csankó ( <i>Tringa stagnatalis</i> )           | 1           |
| Szürke gém ( <i>Ardea cinerea</i> )              | 41    | Szürke csankó ( <i>Tringa nebularia</i> )           | 1           |
| Vörös gém ( <i>Ardea purpurea</i> )              | 36    | Erdei csankó ( <i>Tringa ochropus</i> )             | 2           |
| Fehér gólya ( <i>Ciconia ciconia</i> )           | 56    | Réti csankó ( <i>Tringa glareola</i> )              | 271         |
| Kanalasgém ( <i>Platalea leucorodia</i> )        | 2     | Billegetőcsankó ( <i>Actitis hypoleucos</i> )       | 40          |
| Bütykös hattyú ( <i>Cygnus olor</i> )            | 4     | Kőforgató ( <i>Arenaria interpres</i> )             | 3           |
| Nyári lúd ( <i>Anser anser</i> )                 | 11    | Vékonycsőrű víztaposó ( <i>Phalaropus lobatus</i> ) | 2           |
| Bütykös ásolúd ( <i>Tadorna tadorna</i> )        | 3     | Szerecsensirály ( <i>Larus melanocephalus</i> )     | 2           |
| Kendermagos réce ( <i>Anas strepera</i> )        | 4     | Dankasirály ( <i>Larus ridibundus</i> )             | 60          |
| Csörgő réce ( <i>Anas crecca</i> )               | 48    | Sárgalábú sirály ( <i>Larus michahellis</i> )       | 2           |
| Tökés réce ( <i>Anas platyrhynchos</i> )         | 1     | Küszvágó csér ( <i>Sterna hirundo</i> )             | 10          |
| Üstökösreçe ( <i>Netta rufina</i> )              | 1     | Uhu ( <i>Bubo bubo</i> )                            | 3           |
| Rétisas ( <i>Haliaeetus albicilla</i> )          | 1     | Erdei fülesbagoly ( <i>Asio otus</i> )              | 2           |
| Egerészölyv ( <i>Buteo buteo</i> )               | 1     | Gyöngybagoly ( <i>Tyto alba</i> )                   | 6           |
| Parlagi sas ( <i>Aquila heliaca</i> )            | 1     | Sarlósfecske ( <i>Apus apus</i> )                   | 1           |
| Kerecsensólyom ( <i>Falco cherrug</i> )          | 5     | Barázdabillegető ( <i>Motacilla alba</i> )          | 2           |
| Kis vízicsibe ( <i>Porzana parva</i> )           | 1     | Füsti fecske ( <i>Hirundo rustica</i> )             | 35          |
| Kis lile ( <i>Charadrius dubius</i> )            | 65    | Fekete rigó ( <i>Turdus merula</i> )                | 1           |
| Parti lile ( <i>Charadrius hiaticula</i> )       | 6     | Tövisszúró gébics ( <i>Lanius collurio</i> )        | 2           |
| Bíbic ( <i>Vanellus vanellus</i> )               | 1     | Vetési varjú ( <i>Corvus frugilegus</i> )           | 1           |
| Apró partfutó ( <i>Calidris minuta</i> )         | 3     | Dolmányos varjú ( <i>Corvus corone cornix</i> )     | 1           |
| Temminck-partfutó ( <i>Calidris temminckii</i> ) | 2     | Seregély ( <i>Sturnus vulgaris</i> )                | 5           |
| Sarlós partfutó ( <i>Calidris ferruginea</i> )   | 1     | Házi veréb ( <i>Passer domesticus</i> )             | 21          |
| Havasi partfutó ( <i>Calidris alpina</i> )       | 110   | <b>Összes:</b>                                      | <b>1004</b> |

1. táblázat: Mintázott madárfajok

Tab. 1. Sampled bird species

### 2. Anyag és módszer

A minták egy részét fészkelő vízimadárfajok röpképtelen fiókáiból gyűjtöttük a költőállományok felmérésekor, illetve a madárjelölési programok során. Jelentősebb számú minta nyári lúd (*Anser anser*), szürke gém (*Ardea cinerea*), vörös gém (*Ardea purpurea*) és dankasirály (*Larus ridibundus*) egyedekből került begyűjtésre. Másik fontos forrás a vonuló vízimadarak jelölését végző mekszikópusztai gyűrűzőállomás, ahol varsákkal befogott vízimadarakból (PELLINGER, *in press*) nyertünk mintákat. Más fajok mellett a csörgő réce (*Anas crecca*), kis lile (*Charadrius dubius*), réti csankó (*Tringa glareola*), sárszalmonka (*Gallinago gallinago*) és a havasi partfutó (*Calidris alpina*) tartoznak a gyakoribbak közé. Emellett függőhálóval befogott urbánus környezetben élő fajokból, mint pl.

füsti fecske (*Hirundo rustica*), házi veréb (*Passer domesticus*) gyűjtöttünk, továbbá friss állapotban előkerült – pl. elütött madarak – tetemeiből. A program során 55 faj 1004 egyedét mintáztuk meg (1. táblázat). A mintákat minden egyed kloákájából és csőréből gyűjtöttük, amelyeket a terepi begyűjtés után ideiglenesen szárazjégben, majd –80 °C-on puffer oldatban tároltunk a Rotterdamban történő elemzésig. A hollandiai laborban összesen 1905 minta vizsgálatára került sor.

### 3. Eredmények

A mintázott 55 madárfaj közül 7 faj 36 egyedénél, 49 esetben találtak pozitív eredményt. Ezek közül 12 egyednél csak a csőrben, 16-nál csak a kloákában, míg 8-nál a csőrben és a kloákában egyaránt pozitív volt a megvizsgált minta (2. táblázat). Minden esetben alacsony patogenitású vírust mutattak ki, amelyről nem volt megállapítható, hogy melyik vírustörzset jelenti, így az emberre is veszélyes, magas patogenitású H5N1 madárinfluenza-vírus jelenlétét nem bizonyították.

| Vizsgált fajok                             | Mintasorszám | Pozitív eredmény |
|--------------------------------------------|--------------|------------------|
| Kárókatona ( <i>Phalacrocorax carbo</i> )  | 26           | 2                |
| Vörös gém ( <i>Ardea purpurea</i> )        | 72           | 2                |
| Bütykös hattyú ( <i>Cygnus olor</i> )      | 6            | 2                |
| Nyári lúd ( <i>Anser anser</i> )           | 22           | 3                |
| Csörgő réce ( <i>Anas crecca</i> )         | 95           | 10               |
| Sárszalonna ( <i>Gallinago gallinago</i> ) | 104          | 1                |
| Réti cankó ( <i>Tringa glareola</i> )      | 546          | 29               |
| <b>Összes:</b>                             | <b>871</b>   | <b>49</b>        |

2. táblázat: Pozitív madárinfluenza-vírus eredmények  
Tab. 2. – Positive bird flu results

### 4. Összefoglalás

Az elsősorban madarak, főként vízimadarak béltraktusában tenyésző madárinfluenza-vírus monitorozása 2009 tavaszán indult meg Nyugat-Magyarországon. A hollandiai Wetlands International, a Nyugat-magyarországi Egyetem, a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság és a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület együttműködésében megvalósuló program célja 1000 minta gyűjtése volt azon fajokból, amik az előzetes felmérések szerint a legvesélyeztetettebbek közé tartoznak. A minták egy részét a fészkelési időszakban röpképtelen fiókákból, másik részét a madárgyűrűzési programok során gyűjtöttük, minden egyes egyed csőréből és kloákájából is. A program során 55 faj 1004 egyedét mintáztuk meg. Ezek közül 7 faj 36 egyedénél, 49 esetben találtak pozitív eredményt. Minden esetben alacsony patogenitású vírust mutattak ki, amelyről nem volt megállapítható, hogy melyik vírustörzset jelenti, így az emberre is veszélyes, magas patogenitású H5N1 madárinfluenza-vírus jelenlétét nem bizonyították.

### 5. Summary

The monitoring of the avian influenza virus thriving primarily in the intestines of water birds began in spring 2009 in Western Hungary. Aim of the project realised through the cooperation of Wetlands International (The Netherlands), the University of West Hungary, the Fertő–Hanság National Park Directorate and BirdLife Hungary was to gather 1000 samples from species that counted to the most exposed ones according to previous survey. One part of the samples were collected from flightless young bird in the breeding season, another part during bird ringing programs, from both the beak and the cloaca of every individual. During the program we managed to take samples from 1004 individuals belonging to 55 species. Among these positive result was obtained in 49 cases, at 36 individuals of 7 species. In all cases the virus was of low pathogenicity, not to be determined to which strain it belonged. Thus the presence of the H5N1 highly pathogenic avian influenza virus dangerous to humans could not be confirmed.

### 6. Irodalom

OSTERHAUS, A. D., MUNSTER, V. J. & FOUCHIER, R. A. (2008): Epidemiology of avian influenza. In: KLENK, H.-D., MATROSOVICH, M. N. & STECH, J. (eds.): Avian influenza. Karger, Basel. /Monographs in Virology, 27./

PELLINGER A. (in press): Vízimadarak befogása varsával. Szélkiáltó.

PELLINGER A., FERENCZI M., FARAGÓ S. & WINKLER D. (2009): Madárinfluenza monitorozása (H5N1) vadon élő vízimadárállományokban Magyarországon. In: LAKATOS F. & KUI B. (szerk.): Kari Tudományos Konferencia. Konferencia kiadvány. Nyugat-magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, Sopron. 314–317.

SUAREZ, D. L. (2008): Influenza A virus. In: SWAYNE, D. E. (ed.) Avian influenza. Blackwell Publishing, Oxford. 3–22.

---

Ferenczi Márta – MME Kisalföldi Helyi Csoport – H-9027 Győr, Puskás Tivadar u. 11. – martaferenczi5@gmail.com

Pellinger Attila – Fertő–Hanság Nemzeti Park – H-9435 Sarród, Rév, Kócsagvár – pellingerr@freemail.hu

Dr. Faragó Sándor – Nyugat-magyarországi Egyetem – H-9400 Sopron, Ady Endre u. 5. – farago@emk.nyme.hu

Dr. Winkler Dániel – Nyugat-magyarországi Egyetem – H-9400 Sopron, Ady Endre u. 5. – dwinkler@emk.nyme.hu

---

## Az alpesi tarajosgőte (*Triturus carnifex*) előfordulása a Soproni-hegységben

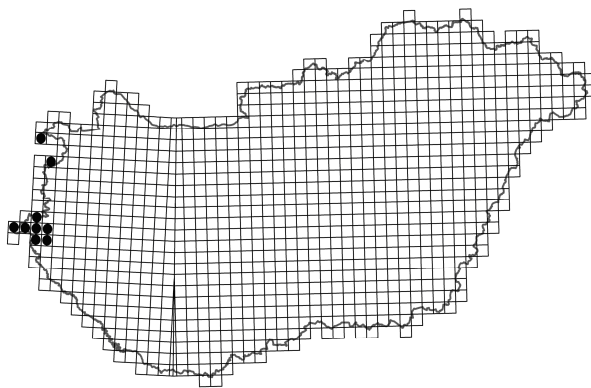
### Occurrence of the Italian Crested Newt (*Triturus carnifex*) in the Sopron Mountains

DANKOVICS RÓBERT & UDVARDY FERENC

Az 1980-as évek végéig a tarajos gőte (*Triturus cristatus* [LAURENTI, 1768]) alfajainak tekintett *T. c. cristatus* (LAURENTI, 1768), *T. c. carnifex* (LAURENTI, 1768), *T. c. dobrogicus* (KIRITZESCU, 1903) és *T. c. karelinii* (STRAUCH, 1870) új, fajsztintú besorolása (BUCCI-INNOCENTI *et al.*, 1983; ARNTZEN & WALLIS, 1999; ARNTZEN, 2003) mára általánosan elfogadottá vált. A genetikai vizsgálattal összekötött faunisztikai adatgyűjtés eddigi eredményei szerint két faj, a dunai tarajosgőte (*T. dobrogicus*) és az alpesi tarajosgőte (*T. carnifex*) hazánk területén is megtalálható. A közönséges tarajosgőte (*T. cristatus*) genetikailag egyértelműen elkülöníthető állományainak feltételezett előfordulása a hazai faunában e kutatások során nem nyert bizonyítást (VÖRÖS & MAJOR, 2007).

Az alpesi tarajosgőte magyarországi előfordulására vonatkozó első irodalmi adatok az 1970-es években jelentek meg. A taxont Dely már 1967-ben valószínűsítette, majd 1971-ben Őriszentpéterről ki is mutatta (DELY, 1971). A 2001-től a térségben zajló herpetológiai kutatások (KISS *et al.*, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009; DANKOVICS & KISS, 2008) bizonyították jelenlétét. Az Őrség és a Vendvidék területéről korábban leírt *T. cristatus* fajcsoporthoz tartozó példányok (VARGA, 1991; DANKOVICS, 1995, 1999) nagy valószínűséggel szintén a *T. carnifex* faj egyedei voltak. Elterjedésének hazai viszonyairól összefoglalóan TARTALLY *et al.* (2001), valamint VÖRÖS & MAJOR (2007) értekeztek. Magyarországon 2008-ig hét őrségi és vendvidéki 10x10 km-es UTM-négyzet területén mutatták ki (PUKY *et al.*, 2005; KISS *et al.*, 2008), és további három UTM-négyzetben (Kőszeg, Dráva mente, Öcs) a *T. dobrogicus*-szal való hibridizáció volt bizonyítható (VÖRÖS & MAJOR, 2007).

A Soproni-hegység és környékének herpetofaunájáról összefoglalóan MARIÁN & TRASER (1978), majd VELEKEI (2009) közöl adatokat. Marián Miklós, Ilosvay György és Traser György közreműködésével jelentős számú kétlábú és hüllő került a szombathelyi Savaria Múzeum herpetológiai gyűjteményébe (DANKOVICS & VIG, 2003). Az adott korszakban elfogadott taxonómiai besorolásnak megfelelően MARIÁN & TRASER (1978) *T. cristatus*, VELEKEI (2009) pedig *T. dobrogicus* megjelöléssel jelzi a tarajosgőte fajcsoport előfordulását a hegységben, annak keleti lábánál és előterében. Velekei (2009) a soproni Tómalomban megfigyelt egyedet *T. dobrogicus* fajnak határozta. MARIÁN & TRASER (1978) valószínűleg szintén e fajt találta, a Hidegvíz-völgyben észlelt példány kivételével, amelynek taxonómiai státusa bizonytalan. A tarajosgőte fajcsoport elterjedését szemléltető, extrapolált elterjedési térképeken a Soproni-hegység a *T. carnifex* potenciális előfordulási területeként jelölt. A fellelhető kisszámú alkalmas szaporodóhelyen 2009-ig bizonyító példánya nem került elő (VELEKEI 2009). Az országhatár mellett, a Magas-bérc és az István-akna között – az XN07-es UTM-négyzetben – kerékcspában kialakult időszakos vízállásban 2009. július 8-án Udvardy Ferenc jó kondícióban lévő ivarérett nőtény alpesi tarajosgőt fogott meg és fényképezett le. A MARIÁN & TRASER (1978) által 1973-ban a Hidegvíz-völgyben megfigyelt egyed alig 1-2 km távolságra volt az itt leírt példány észlelési helyétől. Habár a dunai és az alpesi tarajosgőte areájának határa, vagy hibridzóna léte nem ismert a hegység területén, feltételezhetően az a példány is e taxonhoz tartozott.



1. ábra – Az alpesi tarajosgőte (*Triturus carnifex*) elterjedési területének 10x10 km léptékű UTM-térképe.  
Fig.1. – 10x10 km scale UTM map of the occurrence of the Alpine Crested Newt (*Triturus carnifex*)

A faj a Berni Egyezmény szerint fokozottan védett, szerepel a Habitat Direktíva II. és IV. függelékében. Magyarországon védett, természetvédelmi értéke 10 000 Ft. Természetvédelmi célú faunisztikai és monitoring vizsgálata, élőhelyeinek fenntartását segítő természetvédelmi tevékenység (tóka program) jelenleg az Őrségi Nemzeti Park területén zajlik.

### Összefoglalás

Az alpesi tarajosgőte újabb élőhelye vált ismertté az Alpoknál. A faj Soproni-hegységben való előfordulásának bizonyításával pontosabbá vált elterjedési viszonyainak ismerete, segítve állományai védelmét és megőrzését Magyarországon.

### Summary

A new habitat of the Italian Crested Newt became known in the Subalps. With the verification of the occurrence of the species in the Sopron Mountains the knowledge about its distribution became more precise, helping thus the protection and conservation of its populations in Hungary.

## Irodalom

- ARNTZEN, J. W. & WALLIS, G. P. (1999): Geographic variation and taxonomy of Crested Newts (*Triturus cristatus* superspecies): morphological and mitochondrial DNA data. *Contributions to Zoology*, 68(3): 181–203.
- ARNTZEN, J. W. (2003): *Triturus cristatus* Superspezies Kammolch – Artenkreis. In: GROSSENBACHER, K. G. & THIESMEIER, B. (Hrsg.): *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Schwanzlurche (Urodela) IIA*. Aula Verlag, Wiebelsheim. 421–514.
- BUCCI-INNOCENTI, S., RAGGHianti, M. & MANCHINO, G. (1983): Investigations of karyology and hybrids in *Triturus boscai* and *T. vittatus*, with a reinterpretation of the species group within *Triturus* (Caudata: Salamandridae). *Copeia*, 1983(3): 662–667.
- DANKOVICS R. (1995): Az Őrség herpetofaunája (Amphibia, Reptilia). *Savaria*, 22(2): 253–258.
- DANKOVICS R. (1999): Kétéltű–hüllő-faunisztikai vizsgálatok Vas megyében. *Vasi Szemle*, 53(1): 76–96.
- DANKOVICS R. & KISS I. (2008): Alpesi tarajosgöte (*Triturus carnifex*). In: Gubányi A. (szerk.): A madárvédelmi (79/409/EK) és az élőhelyvédelmi (92/43/EK) irányelveknek megfelelő monitorozás előkészítése. Kutatási jelentés. Átmeneti Támogatás projekt (2006/018-176-02-01).
- DANKOVICS R. & VIG K. (2003): A szombathelyi Savaria Múzeum recens gerinces (Vertebrata) gyűjteménye I. A Kárpát-medencében gyűjtött példányok. *Savaria*, 27: 31–110.
- DELY O. GY. (1971): A tarajos göte újabb alfaja (*Triturus cristatus carnifex* LAURENTI) a magyar faunában. *Vertebrata Hungarica*, 12: 17–23.
- KISS I., BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2001): A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretein belül végzett, kétéltűek–hüllők monitorozását megalapozó próbaprojekt kidolgozása, szakmai irányítása és terepi felvételezése. Kutatási jelentés, KTM Természetvédelmi Hivatal, Budapest.
- KISS I., BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T., KORSÓS Z. & SZÉNÁSI V. (2002): A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretein belül végzendő, kétéltű–hüllő monitorozás projektjének megvalósítása, szakmai irányítása, a protokoll továbbfejlesztése és terepi felvételezés. Kutatási jelentés, KTM Természetvédelmi Hivatal, Budapest.
- KISS I., BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T., KORSÓS Z. & SZÉNÁSI V. (2003): A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretein belül végzendő, kétéltű–hüllő monitorozás projektjének megvalósítása, szakmai irányítása, a protokoll továbbfejlesztése és terepi felvételezés 2003. Kutatási jelentés, KTM Természetvédelmi Hivatal, Budapest.
- KISS I., BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2004): Kétéltűek és hüllők monitorozása kiválasztott régiókban 2003–2004. évi adatfelvételezés és elemzés. Kutatási jelentés, KVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest.
- KISS I., BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2005): Kétéltűek és hüllők monitorozása a NBmR keretein belül 2008–2009. Kutatási jelentés, KvVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest.
- KISS I., BABOCSAY G., BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2006): Kétéltűek és hüllők monitorozása a NBmR keretein belül 2005–2006. Kutatási jelentés, KvVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest.
- KISS I., BABOCSAY G., BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2007): Kétéltűek és hüllők monitorozása a NBmR keretein belül 2006–2007. Kutatási jelentés, KvVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest.
- KISS I., BABOCSAY G., BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2008): Kétéltűek és hüllők monitorozása a NBmR keretein belül 2008–2009. Kutatási jelentés, KvVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest.
- KISS I., BABOCSAY G., BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2009): Kétéltűek és hüllők monitorozása a NBmR keretein belül 2009–2010. Kutatási jelentés, KvVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest.
- MARIÁN M. & TRASER GY. (1978): Sopron környékének kétéltű–hüllő világa. *Soproni Szemle*, 32(2): 153–171.
- PUKY M., SCHÁD P. & SZÖVÉNYI G. (2005): Magyarország herpetológiai atlasza. Varangy Akciócsoport Egyesület, Budapest.
- TARTALLY A., SZÖVÉNYI G., MOLNÁR P. & PUKY M. (2001): Az alpesi tarajos göte *Triturus carnifex* (LAURENTI, 1768) előfordulása Magyarországon. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis*, 25: 309–314.
- VARGA L. (1991): Adatok néhány gerinces (Vertebrata) állatfaj Vas megyei elterjedéséhez. *Vasi Szemle*, 45(1): 7–14.
- VELEKEI B. (2009): Új adatok Sopron és környékének herpetofaunájához. Szakdolgozat. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron.
- VÖRÖS J. & MAJOR Á. (2007): Kétéltű-populációk földrajzi szerkezete a Kárpát-medencében. In: FORRÓ L. (szerk.): A Kárpát-medence állatvilágának kialakulása. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest. 269–282.

## A H5N1 baromfiinfluenza, azaz az influenza A vírus H5N1

### The poultry flu H5N1 that is the influenza A virus H5N1

NECHAY GÁBOR

Az influenza A vírus H5N1 altípusa baromfipusztulást okozott 1996 végén, majd 1997-ben Dél-Kínában (Guang Dong tartomány, illetve Hong Kong). 18 ember is megbetegedett, közülük hat meghalt. Valamennyien szoros kapcsolatban voltak fertőzött baromfiállománnyal. 2003–2004-ben a járvány már Délkelet-Ázsia több országát érintette, az emberi megbetegedések és a halálos esetek száma is növekedett. Fennállt az emberről emberre terjedő forma kialakulásának veszélye. Egyidejűleg és 2005–2006-ban járványszerűen kiterjedt észak és nyugat felé: Mongólia, Oroszország, Kazahsztán, Azerbajdzsán, Ukrajna, Törökország, Románia, Magyarország, Európa és Afrika több pontjára. A madárvonulási útvonalakkal nem magyarázható ez a terjedés, az a nemzetközi forgalom és kapcsolatok fő irányával esett egybe. Mégis úgy a szakmai, mint a napi sajtóban magától értetődő módon használják a „madárinfluenza” elnevezést. Nem ez az egyetlen pongyolaság a másfél évtizede özönlő szakközleményekben és sajtóhírekben. A rádió, televízió, nyomtatott sajtó pl. gyakran emlegetett új vírust, holott H5N1 járvány volt már 1959-ben is. Kiirtották az állományt, és mára el van feledve, ahogy néhány más H5N1 eset is. Sok a következtetlenség, pontatlanság tehát. Ehelyütt az elnevezéssel kell foglalkoznom.

A Nemzetközi Vírus Taxonomiai Bizottság nevezéktani szabályai szerint (ICTVDB, 2006) az influenzavírus A (FLUAV) genusban egyetlen „faj” található: az influenza A vírus, amelynek egyes típusait, altípusait a felfedezés – azaz az izolálás – forrására (gazdafajcsoport), időpontjára, helyére, valamint a típus antigénszerkezetére utaló rövidítéssel kell leírni. Például: *A/Ck/HK/258/97(H5N1)* [...] (FLUAV), ahol az *A* influenza A-t, a *Ck* csirkét (chicken), a *HK* Hong Kongot, a *258* egy azonosítási számot, a *97* 1997-et, a *H5N1* pedig a vírus felületi fehérjéi alapján azonosítható típusát jelentik. Ezek a fehérjék a hemagglutinin (H) és a neuraminidáz (N) (ezekre HA, illetve NA rövidítést is használnak). Szögletes zárójelben egy, a genomszekvenciára utaló szám áll, zárójelben pedig az elfogadott rövidítés (FLUAV), amelyek jelentése az angol névből: influenza A vírus. Köznapi használatra az izolálás földrajzi helye vagy „gazdája” (az állat, amelyben megtalálták) volna használható, hiszen nem várható el, hogy mindig a nevezéktan szerinti pontossággal emlegessük. Régebben az elnevezés azon állat nevére utalt, amelyből az első izolálás történt. Ezért beszélünk ma is sertés (a H1N1, amely az először izolált influenza A vírus volt, és a rettegett spanyolnáthajárványt okozta 1918-ban) bálna, csirke, kutya, ló, sirály, illetve humán influenza A-ról. A jelenlegi nevezéktani szabályok szerint azonban egy vírus neve nem állhat csak a gazdanév+vírus összetételből. A „madárinfluenza” név tehát mindenképpen helytelen. Hibás azért is, mert az utóbbi évek intenzív monitorozása (pl. OLSEN *et al.*, 2006) sem igazolja, hogy általánosan elterjedt vírusról volna szó vadmadarak körében. Jól kifejezi ezt LOMNICZI (2006a–b): „...bizarrral dolognak tűnik madárinfluenzáknak elnevezni egy olyan fertőzést, amely a közel tízezer madárfajból mindössze néhány tucatban fordul elő, de ezekből is csak pár háziasított fajt, [...] tudott megbetegíteni.” (Lomniczi Béla kétrészes, egyedülálló, áttekintő írásának a BioScience vagy a Virology szakfolyóiratokban is ott volna a helye). Valóban bizarr, hogy e helytelen elnevezést (bird flu) vagy annak rövidítését (AI = avian influenza) használják még olyan szakmai intézmények is, amelyek vadon élő madarak védelmével (is) foglalkoznak. Így a Bonni Egyezmény vagy a Biodiverzitás Egyezmény H5N1-gyel foglalkozó munkacsoportjai, az egyezmények témáiban dolgozó civil szervezetek (pl. GRAIN, 2006), a tudományos közlemények sora, amelyek a H5N1 vadon élő madarakban történő előfordulását összegezik (pl. OLSEN *et al.*, 2006; FEARE & YASUÉ, 2006; YASUÉ *et al.*, 2006; GAUTHIER-CLERC *et al.*, 2007). Teszik ezt annak ellenére, hogy az utóbbi három közlemény talán a legalaposabb kritikáját is nyújtja a vadmadarakból történt izolálásoknak, sorolva a módszertani hibákat és az egyéb következtetlenségeket. OLSEN *et al.* (2006) áttekintéséből – ami a H5N1 előfordulásának nagy vizsgálati anyagon történt értékelése – pedig kiderül, hogy vad madarak között a H5N1 nem megbetegítő képességű, LP formája (LP = low pathogenic) fordul elő. A szerzők maguk is kiemelik, hogy a nagy megbetegítő képességű (HP = highly pathogenic) forma a baromfiban alakulhat ki, és a mostani „HPAI H5N1 törzs, ami baromfiból, Délkelet-Ázsiából származik, okozott mortalitást” csaknem 60 vadmadárfajnál is a délkelet-ázsiai „kitörést” követő években.

Miért általános ennek a helytelen elnevezésnek a használata? Választ ad – legalábbis a kételkedők megnyugtatóra vagy az állatorvosi szakma védelmére – HADARICS (2006): „Madárinfluenzáknak ma a nagy patogenitású, A típusú és H5 vagy H7 altípusú influenzavírusok által okozott megbetegedést nevezzük, ...”. Ezek veszélyesek ugyanis baromfira. Éspedig a HP H5N1, H5N2, H5N8, H5N9, H7N1, H7N3, H7N4, H7N7 altípusok. De akkor miért nem baromfiinfluenza a köznapi elnevezés?! A „madárinfluenza” név jogosságát firtató kérdésemre általában még influenzával foglalkozó szakemberek többségétől is azt a választ kapom, hogy azért mert eredetileg vad madarakban fordul elő. Újabb kérdésemet, hogy akkor a H1N1 miért nem madárinfluenza néven fut (hanem sertésinfluenza vagy spanyolnátha) mindig zavart csend követi. Nekem kell elmondani, hogy az 1970-es, 1980-as években az influenza legtöbb típusát megtalálták főleg néhány vadkacsa- és partimadárfajban. Elsőként talán Robert G. Webster a 70-es években, aki ma megöregszten hirdeti, hogy vadmadarak a szibériai „keverőedényben” találkozási pontként szét a világban az új influenza mutációkat (WEBSTER *et al.*, 1974, 1978; WEBSTER, 1998; valamint a vele készült filmek, Magyarországon a Discovery és más csatornákon többször bemutatva). E néhány madárfaj bélcsatornájában megbetegedést nem okozva tudnak szaporodni a vírusok LP formái, amelyek a vizes környezetbe ürülnek (ebben a közegben maradnak a leghosszabb ideig életképesek, a környezetben általában rövid életű influenzavírusok).

Elkerülhetetlen, hogy ne essék szó a vírusok természetéről. Szemben a tanultakkal, ma már tudjuk, hogy rendkívül elterjedtek a környezetben. Legtöbbjük „gazdái” mikroszervezetek, majd növények, és csak kis részük „parazitálja” az embert vagy a nagyobb állatokat. Egy liter tengervíz kb. 10 milliárd vírust tartalmaz. Ezek a vírusok globálisan 100 millió tonna mikroszervezetből „csinálnak” detrituszt percenként (SUTTLE, 2005; ROHRWEHR *et al.*, 2009). A vírusok egyetlen életjele, hogy szaporodnak. Átprogramozzák a gazdasejtet 'kiszívósnak' (virionok) termelésére. Ezek további sejteket képesek „támadni”. Kis részüknél sikeres a támadás, ezek tovább élnek. Többségük azonban az immunrendszer áldozatává válik, illetve megsemmisülnek a környezetben. A magasabb rendű élőlényekkel foglalkozó ökológiából kölcsönzött fogalommal: a vírusok igazi r-stratégisták. Ha nagy tömegben élő gazdát találnak, ráadásul zsúfolt körülmények között, az ideális helyzetet jelent HP formáik kialakulásra és fennmaradására. Például a „baromfigyarakban”, ahol ma világszerte sok milliárd baromfi él. A vírusok körében a legváltozékonyabbak közé számítanak az influenza A vírusok. Sokféle mutáns lehet megszámlálhatatlanul sok virion között. Ezek zöme rövid idő alatt elpusztul (50 °C felett, napfénynek kitéten). Egy HP mutánsnak legnagyobb esélye a fennmaradásra és terjedésre a tömeges baromfitartás körülményei között van. Így is történt 1996-ban, majd a következő évtizedben a nagy baromfigyarak közötti kapcsolatokkal és a kereskedelmi útvonalakon terjedve. Egyetlen valóban tömeges vadmadárpusztulás történt: 2005-ben mintegy 3000 indiai lúd (*Anser indicus*) – és további 3000 más vízimadár, főleg barnafejű sirály (*Larus brunnicephalus*) és halászsirály (*L. ichthyaetus*) – hullott el május–júliusban a kínai Quinghai Hu tavon. Minden más vadon élő madár pusztulása szórványos esetnek tekinthető, amelyek a HP H5N1 expanzióját anélkül jelezték, hogy az egyértelmű összefüggésben

lett volna a madárvonulás útvonalaival. Szibériai, orosz és ukrán lokalitásokon főleg vadkacsaelhullások jelezték ezt, és jól látszott ez Európa-szerte, a Duna-deltától Angliáig, főleg tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), bütykös hattyú (*Cygnus olor*) és sirályok (*Larus* sp.) urbanizálódott (hozzáteszem koprofág és hulladékékvő) egyes példányainak elhullásában. A vadmadárelhullásokról szóló vizsgálatok alapos kritikáját adják többek között YASHUE *et al.* (2006). A vonuló madarak terjesztő szerepének hangsúlyozása „mentőövként” állandóan felmerült és felmerül a szakmai és a média kommentároiban. Nigériában például egy 2003-as, majd egy 2006. januári H5N1-kitörést holland, illetve egyiptomi, orosz, török import (köztük naposcsibe is) okozott (GRAIN, 2006; CMS, 2007). Mégis felvetették a madárvonulás szerepét (NORMILE, 2006), pedig afrikai vízimadarak 5000-es mintájában nem volt kimutatható a HP H5N1 (CMS, 2007). Ugyancsak 2006. január–februárban a szentesi Lapis-tó mellett lévő libafarmon és egy kelet-angliai (Sussex) pulykafarmon egyidejűleg H5N1 járvány volt. Utóbbi tulajdonosa azonos a sárvári SáGa pulykafeldolgozó és takarmánygyár tulajdonosával. A Lapis-tótól 25 km-re, de Szarvason van az ország legnagyobb pulykafeldolgozó üze (Gallicoop), és Szentesen is van üzem, 3 km-re a Lapis-tótól. A két „kitörés” észlelése között csak egy hét volt a különbség, és a szerotípus ugyanaz volt. Nem lett volna szükség mesternyomozói munkára, hogy az üzleti, tárgyalási és egyéb kapcsolatokról kiderítse, mi vitte tőlünk Angliába a H5N1-et, vagy fordítva. Nem elegendő csak a virológiai és infektológiai kutatás és monitorozás. Szükség van olyan adalékok figyelésére is, amit pl. egy a mezőgazdasági biodiverzitás megőrzésével és fenntartható hasznosításával foglalkozó nemzetközi szervezet gyűjtött össze (GRAIN, 2006).

## Summary

The outbreak of H5N1 started in southern China in 1996 and proved to be highly pathogenic (HP). In 1997, even six people died and 18 were infected. They worked with or were in close contact with infected person or poultry species. In 2003–2004 outbreaks were already recorded in several countries of South-East Asia, and more, slightly different genotypes of HP H5N1 circulated in the region. The number of human cases also increased. These genotypes evolved most probably in stocks of domestic species in poultry farms. In 2005–2006 H5N1 outbreaks were reported from the North (Mongolia, Russia, Korea, Japan) and from Kazakhstan, Azerbaijan, Ukraine, Romania, Turkey, Hungary and other Central European countries and also Africa. Chronology and time of events during the expansion did not back those up who laid the blame on bird migration and movements to be primarily the source. Directions of this spread coincided with the main routes of international traffic and trade, shipments of poultry industry products and bird markets. H5N1 is not a new disease. It was identified at an outbreak in poultry farm in the 1950s. Its re-emergence today is interrelated to the multiplication of factory farms and increased poultry production in China, South-East Asia, as well as in Africa, Asia Minor, Europe and other parts of the world (some 30 billion chickens). Data for example on egg and live chicken export and import within the area concerned is remarkable. There are also several examples of connections to backyard and free range poultry. People often prefer now high-yielding breeds of big farms, and give up their traditional local breeds. ‘Infiltration’ of eggs, chickens as well as factory feeds into back-yards is an everyday occurrence today. The similarity of the HP H5N1 genotype, which caused outbreaks in Hungary and in the UK in the end of January beginning of February 2007, clearly refers to the significance of technical, trade and all type of contacts of the poultry business in the spread of the virus. To reveal all aspects of this we would need a persistent work of a master detective. The use of names avian influenza, and bird flu is absolute wrong. As formulated by Lomniczi (2006): “it seems to be bizarre to call an infection avian influenza that occurred merely some dozens of more than ten thousand bird species and which was able, even from them, [...] to be taken ill only a few domesticated species” (in Hung. transl. G. Nechay). Certainly, and according to the International Committee on Nomenclature of Viruses a virus name can not be composed alone of the name of a host plus virus

## Irodalom

- CMS STATEMENT:** New outbreaks of HPAI in Central Europe. Bonn, 2007 július 13. [www.aiweb.info](http://www.aiweb.info)
- FEARE, CH. J. & YASUÉ, M.** (2006): Asymptomatic infection with highly pathogenic avian influenza H5N1 in wild birds: how sound is the evidence? *Virology Journal*, 3: 96.
- GAUTHIER-CLERC, M., LEBARBENCHON, C. & THOMAS, F.** (2007): Recent expansion of highly pathogenic avian influenza H5N1: a critical review. *Ibis*, 149: 202–214.
- GRAIN** (2006): Fowl play. The poultry industry’s central role in the bird flu crisis. GRAIN Briefing, 2006 február, <http://www.grain.org/briefings/?id=194>
- HADARICS T.** (2006): H5N1, avagy amit érdemes tudni a madárinfluenzáról. *Madártávlat*, 13(1–2): 4–9.
- ICTVdB** - The Universal Virus Database, version 4. (2006) [<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/ICTVdb/ICTVdb/>]
- LOMNICZI B.** (2006a): Mégis, kinek a vírusa? I. *Természet Világa*, 137(4): 146–150.
- LOMNICZI B.** (2006b): Mégis, kinek a vírusa? II. *Természet Világa*, 137(5): 196–200.
- NORMILE, D.** (2006): Evidence points to migratory birds in H5N1 spread. *Science*, 311: 1225.
- OLSEN, B., MUNSTER, B. J., WALLENSTEN, A., WALDENSTRÖM, J., OSTERHAUS, A. D. M. E. & FOUCHIER, R. A. M.** (2006): Global patterns of Influenza A Virus in wild birds. *Science*, 312: 384–388.
- ROHRWER, F., PRANGISHVILI, D. & LINDELL, D.** (2009): Role of viruses in the environment. *Environm. Microbiology*, 11: 2771–2774.
- SUTTLE, C. A.** (2005): Viruses in the sea. *Nature*, 437: 356–361.
- WEBSTER, R. G., ISACHENKO, V. A. & CARTER, M.** (1974): A new avian influenza virus from feral birds in the USSR: Recombination in nature? *Bulletin of the World Health Organisation*, 51: 325–332.
- WEBSTER, R. G., YAKHNO, M., HINSHAW, V. S., BEAN, W. J. & MURTI, K. C.** (1978): Intestinal influenza: Replication and characterization of influenza viruses in ducks. *Virology*, 84(2): 268–278.
- WEBSTER, R. G.** (1998) Influenza: an emerging disease. *Emerging Infectious Diseases*, 4(3): 436–440.
- YASUÉ, M., FEARE, CH. J., BENNUN, L. & FIEDLER, W.** (2006): The epidemiology of H5N1 avian influenza in wild birds: why we need better ecological data. *BioScience*, 56(11): 1–7.

# Gyertek haza ludaim! A Magyar Vadlúd Monitoring 25 évének eredményei

Come home my geese! 25 year's results of the Hungarian Geese Monitoring

FARAGÓ SÁNDOR

## 1. Bevezetés

A pannon régió a vadludak vonulása és telelése szempontjából az egyik legfontosabb terület a Nyugat-Palearktisban (SCOTT & ROSE, 1996; MADSEN *et al.*, 1999). A modern kori vadlúdszámlálások kezdetét 1984-re tesszük, amikor megalapítottuk a Magyar Vadlúd Monitoring (MVLN) megfigyelési és adatszolgáltatási rendszerét. Az eltelt negyed évszázadban végzett megfigyeléseket folyamatosan közzétettük (FARAGÓ, 1995; FARAGÓ & GOSZTONYI, 2009; FARAGÓ, *in press*). Jelen tanulmány az elmúlt 25 év összefoglaló – országos szintű – eredményeit mutatja be.

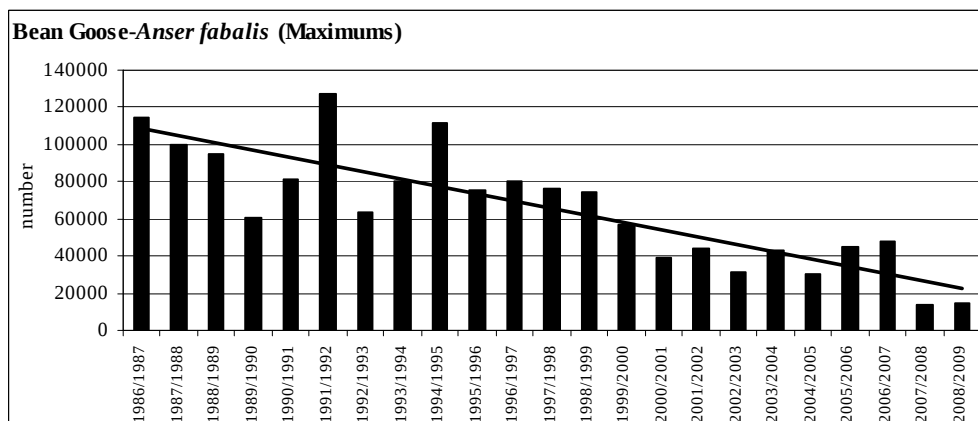
## 2. Anyag és módszer

A MVLN megfigyeléseit 1984 novemberében kezdtük el. Ezt követően 1986-tól 1995-ig október és március között végeztük a vizsgálatokat. 1989–1995 között szeptemberben is számláltuk a nyárlúd-állományt a Nemzetközi Nyárlúd-számlálás keretében. 1996 óta viszont kiterjesztettük a megfigyeléseket az augusztustól áprilisig terjedő időszakra, azaz az év kilenc hónapjára. A számlálásokat kizárólag az éjszakázóterületeken végeztük. A program magában foglalja Magyarország minden fontos vadlúd-pihenőterületét. A standardizált megfigyelési körzetek száma 21, amelyek egyenként további 2-6 alközre bonthatók (FARAGÓ, 2008). Jelen feldolgozásunkban a természetvédelmi szempontból legfontosabb értékek – a szezononként megjelent legnagyobb mennyiségek – alapján kimutatott állományváltozási tendenciákat elemezzük.

## 3. Eredmények

### 3.1. Vetési lúd (*Anser fabalis*)

A Dunántúl libájaként számon tartott vetési lúd tetőző mennyisége 1984 novemberében még 196 750 példány volt. Azóta hullámszerűen, de folyamatos csökkenést lehetett megfigyelni. Ennek aránya az ezredfordulóig még elfogadható volt, de az utolsó évtizedben drámai volt a csökkenés mértéke. Utóbbi években alig haladta meg maximális telelő mennyisége a 15 ezer példányt (1. ábra).

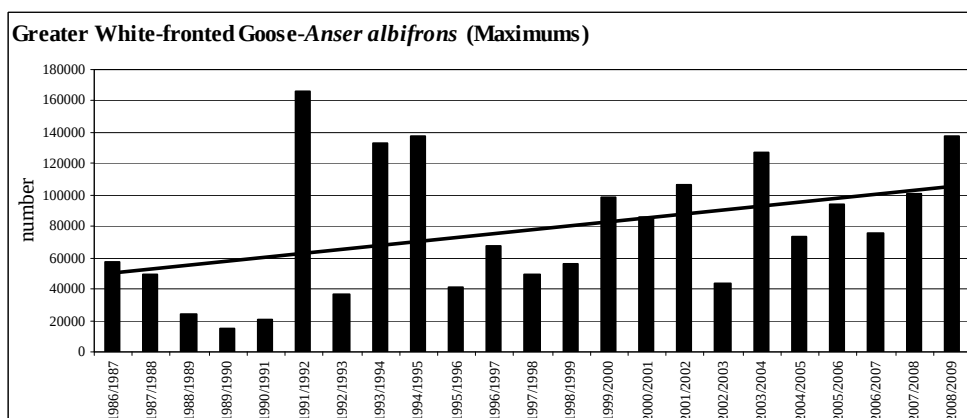


1. ábra – A vetési lúd szezonális maximumainak trendje Magyarországon

Fig.1. – Trends in seasonal maxima of the Bean Goose in Hungary

### 3.2. Nagy lilik (*Anser albifrons*)

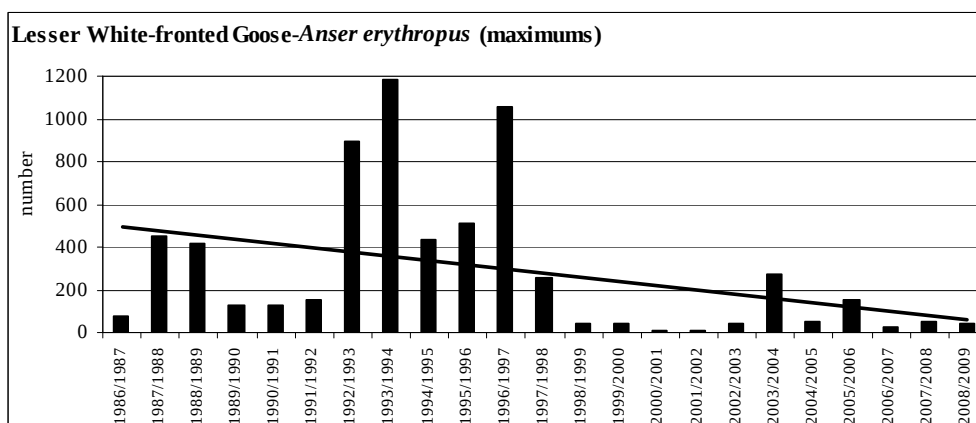
A nagy lilik tetőző mennyisége a monitoring kezdetekor, 1984 novemberében még 62 500 példánynak adódott. Ez a mennyiség jóval szerényebb volt a megelőző évtizedben számolt százezres létszámnál. Ezt követően folytatódott a visszaesés, amelynek mértéke az 1989/1990-es szezonban alig 15 ezer példányos tetőzésben nyilvánult meg. Ez a katasztrofális mértékű csökkenés több tényezőre volt visszavezethető. Erre az időszakra szélsőségesen száraz klíma volt jellemző, ami a jelentős csapadékdeficit révén az élőhelyek, azaz a táplálkozóterületek kiszáradásához vezetett. Ezzel egyidőben megnőtt az alföldi éjszakázó helyeken a vadászati nyomás, tehát a zavarás. E kettő együtt a nagy lilikek eltűnéséhez vezetett. A madarak téli tartózkodásáról mindenki azt gondolta, hogy az abban az időben megnövekvő nyugat-európai telelőállományokba olvadtak bele. A rendszerváltozások után nyilvánosságra került bolgár és főleg román adatok azonban azt mutatták, hogy a pannon régió nagy lilikjei a pontuszi régióba, azaz a Fekete-tenger vidékére húzódtak telelni. A vadászati kíméleti területek rendszerének bevezetése és a csapadékosabbá váló időjárás – tehát a két legfontosabb tényező – pozitív irányú változása azt eredményezte, hogy visszatértek a nagy lilikek a Kárpát-medencébe, s napjainkra csaknem megtízszereződő létszámuk megközelíti a 140 000 példányt (2. ábra). A növekedéshez hozzájárulnak az egyre kiterjedtebb természetvédelmi célzatú élőhely-rekonstrukciók, amelyeknek hatására a korábbi időszakban az Alföld libájának tekintett nagy lilik meghódította a Dunántúlt (Fertő, Kisbaltaton) is.



2. ábra – A nagy lilik szezonális maximumainak trendje Magyarországon  
Fig.2. – Trends in seasonal maxima of the White-fronted Goose in Hungary

### 3.3. Kis lilik (*Anser erythropus*)

A 20. század elején mennyisége még megközelítette, vagy meghaladta a 100 000 példányt. Az 1950-es évektől rögzíthető drámai állománycsökkenése, a korábbi értékeknek csupán a 3-5%-a jelent meg. 1984 és 1985 novemberében még 492 illetve 450 példány jelent meg hazánkban, de hamar visszaesett egyedszáma. Néhány évben még kimutatható volt egy-egy alkalmi beáramlása – amit hasonló időszakbeli bolgár megfigyelések is megerősítettek – de ezek valószínűleg keletebbi fészkelő populáció átmenetileg megjelenő egyedei voltak, hiszen az ismert európai fészkelőállomány a számolt értékeknél szerényebb létszámú volt (FARAGÓ & GOSZTONYI, 2009). Az elmúlt tíz évben általában 100 példány alatti volt megjelent mennyisége, kivételt képezett a 2003/2004-es és a 2005/2006-os idény, amikor 200, illetve 100 példányt meghaladó létszámát észleltük (3. ábra). Az 1950-es évekből, nemkülönben a későbbi állománycsökkenés minden valószínűség szerint a tundrai élőhelyeken bekövetkezett hatásoknak (pl. nukleáris robbantások), illetve visszafordíthatatlan változásoknak (lecsapolások, bányászati tevékenység, iparfejlesztés, túlvadászás a vonulás és telelés során stb.) volt a következménye. A hazai élőhely-rekonstrukciók kedvező hatása érdemben már nem tud segíteni állományukon.



3. ábra: A kis lilik szezonális maximumainak trendje Magyarországon  
Fig. 3. – Trends in seasonal maxima of the Lesser White-fronted Goose in Hungary

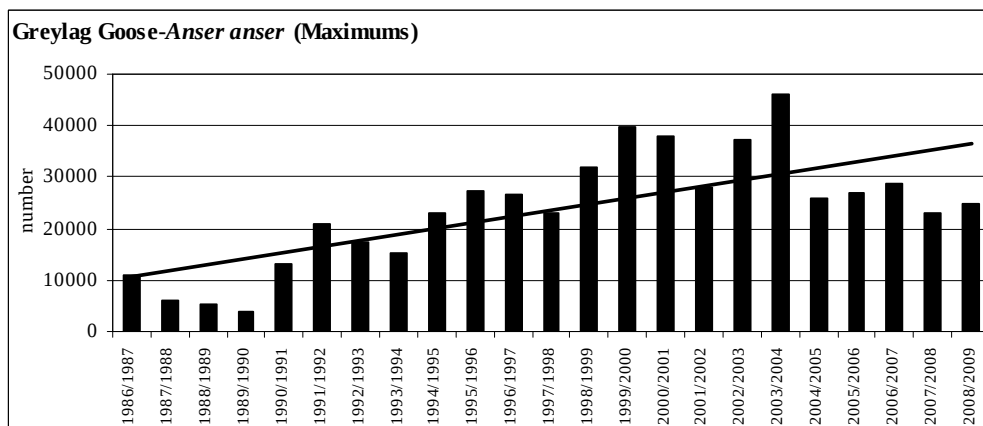
### 3.4. Nyári lúd (*Anser anser*)

Monitoringunk kezdetén (1984. és 1985. november) a nyári lúd tetőző mennyisége nem haladta meg a 10 ezer példányt. Ez a szerény érték is visszaesett, és az 1989/1990-es idényben nem érte el a 3000 példányt. Ettől kezdve azonban szinte folyamatos volt a növekedés a 2003/2004-es szezonig, amikor is tetőzése meghaladta a 46 ezer példányt. Dinamikája igazi sikertörténet. Azt követően – ismeretlen okból – tetőző mennyisége visszaesett a 20-30 ezer példány közötti tartományba (4. ábra). Reménykedjünk, hogy átmeneti jelenségről van szó.

## 4. Megvitatás

A MVLM eredmények azt mutatják, hogy a nagy lilik és a nyári lúd tekintetében a pannon régió még mindig az egyik legfontosabb telelő, illetve vonulási terület. A globálisan veszélyeztetett kis lilik esetében Európa, és benne a Kárpát-medence elvesztette szerepét, s a széles kiterjedésű telelőterületen szétszóródó kislétszámú állomány védelmére sajnos nem mutatkoznak hatékony eszközök. A vetési lúd esetében tanácstalanok vagyunk az állománydinamikát illetően. Általában növekszik a nálunk is előforduló *Anser fabalis rossicus* alfaj állománynagysága, az azonban nem jelenik meg a Kárpát-medencében. Ennek két magyarázata lehet. Az egyik elképzelés szerint – hasonlóan korábban a nagy lilikhez – a telelőterület áthelyeződéséről lehet szó. Ezt a feltételezést erősíti a német és holland állományok növekedése. A másik – kedvezőtlenebb, de egyelőre nem igazolható – változat szerint a pannon telelőpopuláció fészkelőterületein következhetett be olyan körülmény, amely a csökkenést kiváltja. A megváltozott magyar viszonyok esetlegesen kedvezőtlen hatását azért vethetjük el, mert a változás inkább pozitív lehetett, hiszen magával hozta a hasonló igényű nagy lilik és nyári lúd állománynövekedését.

E problémákkal együtt is több olyan vizes élőhelyünk van Magyarországon, amely egy vagy több libafaj tetőző mennyiségei – azaz a Ramsari 6. kritérium teljesülése – alapján nemzetközi jelentőségűnek nyilvánítható.



4. ábra – A nyári lúd szezonális maximumainak trendje Magyarországon  
Fig. 4. – Trends in seasonal maxima of the Greylag Goose in Hungary

## 6. Abstract

The Pannon region is considered to be a wintering area of high importance for two goose species, the Bean Goose and the White-fronted Goose as well as an important migratory area for the Greylag Goose in Europe. Unfortunately, Hungary plays only a minor role in the wintering of the Lesser White-fronted Goose because of the dramatic decline of the population number of the species. The trend of Lesser White-fronted Goose and Bean Goose national population dynamics showed a significant decrease, the trend of White-fronted Goose and Greylag Goose dynamics showed a significant increasing in the period of examination. Many wetlands of Hungary are of international importance for one or more species, which, on the whole, qualifies the Pannonic region to be one of the most important European target areas of the migration and wintering of geese.

## 7. Irodalom

- FARAGÓ, S. (1995): Geese in Hungary 1986–1991. Numbers, migration and hunting bags. IWRB, Slimbridge. /IWRB Publication, 36./
- FARAGÓ S. (2008): A Magyar Vízi vad Monitoring standardizált megfigyelési területei. Magyar Vízi vad Közlemények, 16: 21–48.
- FARAGÓ, S. (in press): Numbers and distributions of geese in Hungary 1984–2009. 25 Years of Results of Hungarian Goose Monitoring. Ornis Svecica, 20(4).
- FARAGÓ, S. & GOSZTONYI, L. (2009): Population trend, phenology and dispersion of common waterfowl species in Hungary based on a ten year long time series of the Hungarian Waterfowl Monitoring. Acta Silvatica & Lignaria Hungarica, 5: 83–107.
- MADSEN, J., CRACKNELL, G. & FOX, A. D. (szerk.) (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. Wetlands International, Wageningen. /Wetlands International Publication, 48./
- SCOTT, D. A. & ROSE, P. M. (1996): Atlas of Anatidae populations in Africa and Western Eurasia. Wetlands International, Wageningen. /Wetlands International Publication, 41./

---

DR. FARAGÓ SÁNDOR – Nyugat-magyarországi Egyetem – Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet  
H-9400 Sopron, Ady Endre u. 5. – farago@emk.nyme.hu

---

## Túzok (*Otis tarda*) élőhelyek fragmentálódása a Mosoni-síkon

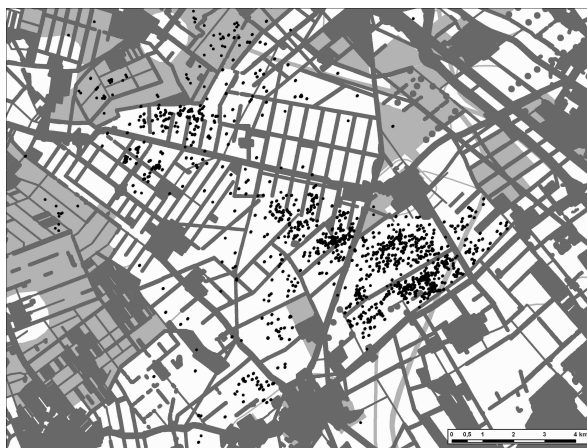
### Fragmentation of Great Bustard (*Otis tarda*) habitat in the Mosoni-sík, NW Hungary

SPAKOVSKY PÉTER, RAINER RAAB & EIKE JULIUS

A tűzokot (*Otis tarda*) nagy mértékű ivari kétalakúság jellemzi, a kakasok Európa legnagyobb testtömegű röpképes madarai. A fajt az európai és a globális IUCN Vörös Lista egyaránt sérülékeny kategóriába sorolja (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004, 2008), a világgállomány 44 000 – 51 000 egyedre tehető (PALACÍN & ALONSO, 2008). A nyugat-pannon tűzokállomány nagysága, minden európai populációéhoz hasonlóan jelentős mértékben lecsökkent a 20. század végére. Ez a populáció 1992-ben csak mintegy 120 egyedből állt, ám a hathatós védelemnek köszönhetően azóta megháromszorozódott, a 2008/2009 téli szinkronszámolások idején legalább 376 példányt figyeltünk meg (RAAB *et al.*, 2010). Elterjedési területük is lecsökkent, és elszigetelődött minden más populációtól. A Kisalföldön már csak az Ausztriával és Szlovákiával határos Mosoni-síkon fordulnak elő rendszeresen (SPAKOVSKY, 2009).

A tűzokokról általánosságban elmondható, hogy kedvelik a nyílt, sík vagy domborzatilag enyhén tagolt területeket. Félénk, óvatos madarak, kerülnek az ember közelségét. (GEWALT, 1959; FARAGÓ, 1990). Brehm így ír róluk *Az állatok világa* című könyvben: „Az erdős vidéket mindig kerüli, mert minden borkorban elrejtőzött ellenséget sejt. A lakott épületek közelségét sem szereti. Megszokott legelőterületén a legcsekélyebb változás, már egy kiásott kisebb gödör is gyanús neki és veszélyt sejt benne.”

Ezeket a széleskörűen elfogadott, általános jellemzőket újabb kutatások igazolták, pontosították, részletezték, valamint próbáltak hozzá mértékeket is meghatározni. Ezek alapján nem kedvelik a fás térségeket, melyek túlzottan korlátozzák látóterüket (MARTÍNEZ, 1991). MAGAÑA *et al.* (2010) a tűzokok fészkelési szokásait vizsgálták, és arra a megállapításra jutottak, hogy a tyúkok a fészkelőhely kiválasztásakor egyfajta köztes megoldást keresnek a rejtőzködés és a terület átláthatósága közt, ami alacsony vegetációjú, de növényekkel borított, kiterjedt, nyugodt helyeket jelent. Ezeken kívül OSBORNE *et al.* (2001) azt is kimutatták, hogy a vizes élőhelyektől, folyómedrektől és mély völgyektől is tartózkodnak. SASTRE *et al.* (2009) Madrid környéki Különleges Madárvédelmi Területen vizsgálták a tűzokok reakcióit különböző zavaró hatásokra. Kimutatták, hogy gyalogosok és autók zavarása által kiváltott reakcióra fordították a legtöbb időt a tűzokok; megjelenésük esetén legnagyobb valószínűséggel kóbor kutyák, helikopterek és motorkerékpárok okoztak zavarást, valamint a legtöbb tűzokot autók és gyalogosok zavartak. A tanulmány szerint a kimagaslóan nagy zavarás oka a térség nagy népsűrűsége, a települések és utak nagy száma és közelsége. De a tűzokok reakciója az emberi jelenlétre nem csak riadalomban, elgyaloglásban vagy elrepülésben fejeződik ki, hanem populációs szinten az elterjedésben is. LANE *et al.* (2001), illetve OSBORNE *et al.* (2001) megállapították, hogy szignifikánsan kevesebb tűzok fordul elő ott, ahol a térségben több a település, kiterjedtebb a közúti és vasúti hálózat. A tűzokfészkek is lakott területektől távolabb helyezkednek el (MAGAÑA *et al.*, 2010). Ezek alapján kimondható, hogy a települések, utak, vasutak a valós kiterjedésüknél sokkal nagyobb teret vesznek el a tűzokok élőhelyéből a zavaró hatásuk által. Spanyolországban az elektromos légvezetékekkel történő ütközés jelenti a leghangúlyosabb, nem természetes mortalitási tényezőt a felnőtt tűzokok számára (ALONSO *et al.*, 1994), de minden bizonnyal a faj egész elterjedési területén jelentős veszteségeket okoznak a légvezetékek (FARAGÓ, 1981). Ebből arra lehetne következtetni, hogy a viszonylag rosszul manőverező tűzokok nincsenek tudatában az élőhelyüket szelő légvezetékeknek, és ezért nem kerülnek el azokat. Ezzel szemben LANE *et al.* (2001) azt találták, hogy véletlenszerűen eloszlott pontokhoz képest a tűzokok szignifikánsan távolabb tartózkodnak a légvezetésektől, továbbá RAAB *et al.* (2011) szerint repülési szokásaik is változnak a légkabelek közelségének függvényében, éspedig a tűzokok a közeli vezetéktől jellemzően távolodóan szállnak fel.



1. ábra – Térképvázlat a Mosoni-sík egy részéről. Sötétszürke: tűzokok számára alkalmatlan vagy általuk rendszerint elkerült területek és pufferzónáik (erdők, erdősávok: 50 m; vízfelületek: 25 m; gyümölcs- és szőlőültetvények: 25 m; települések, külszíni bányák, üvegházak és fóliasátrak: 50 m; burkolt felületű utak: 25-100 m; autópálya: 150 m; vasutak: 75-150 m; elektromos felsővezetékek: 50 m; szélörművek: 100 m). Világosszürke: belterületek, bányatelkek, tervezett vagy elképzelt utak, vasutak nyomvonala, tervezett vagy engedélyezett szélörműparkok területe. Fekete pontok tűzokok vagy tűzokcsapatok előfordulási helyei 2005–2009 közt.

Fig. 1. – Sketch map about a part of the Mosoni-sík. Dark grey: unsuitable areas for Great Bustards or usually avoided habitat with different buffer zone. Light grey: settlement enlargements, mine spaces, planned or envisaged roads and railways, planned or licensed windpowerstations. Black dots: Great Bustard occurrences between 2005–2009.

A Mosoni-sík tűzokélőhely a Kisalföldön – egykori térképek is leírások alapján – nyílt, alföldi jellegű, jellemzően száraz terület volt, ahol nagy számban fordultak elő tűzokok. A korabeli fejlettséghez képest erre a területre már évszázadokkal ezelőtt is jellemző volt az intenzív mezőgazdasági művelés, ennek a tűzokállományra gyakorolt hatását nem ismerjük, valószínű a nehézségek ellenére a tűzokok megtalálták életfeltételeiket, stabil, életerős állományuk lehetett. De a tűzokokat zavaró, élőhelyüket csökkentő változások a Mosoni-síkon, főleg az utóbbi száz évben felgyorsultak (FARAGÓ, 2005). A térséget kifejezetten jellemzi a nagyfokú erdősítés és a mezővédő erdősávok sűrű rendszere, amely a 20. század során jelentősen csökkentette a tűzokok élőhelyét. A Mosoni-síkon, más magyarországi tűzokélőhelyhez képest a közlekedési infrastruktúra általában sokkal kiépítettebb, és jelentős az ember által lakott területek kiterjedése is. Több magasfeszültségű és közpfeszültségű vezeték is keresztezi a tájat. PELLINGER & VÁCZI (2005) két újabb, az itteni tűzokélőhelyet veszélyeztető emberi tevékenységre hívja fel a figyelmet, a külszíni kavicsbányák és a szélérőművek terjedésére. A terület tűzokállománya szerves egységet alkot Ausztria és Szlovákia szomszédos területein élő tűzokállományával (RAAB *et al.*, 2010), ahol a Mosoni-síkhhoz hasonlóan rendkívüli mértékben jellemző a terület szabdaltsága, infrastrukturális kiépítettsége és a nagy emberi népsűrűség miatti zavaró hatás.

Ráadásul a tűzokok nagyon erős helyhűsége (ALONSO *et al.*, 2000; MAGAÑA *et al.*, 2010) miatt a megszokott dürgő-, fészkelő- vagy telelőhelyeiket érintő élőhelyromlás pótolhatatlan veszteségeket okozhat, ahogy valószínűleg okozott a múltban is (FARAGÓ, 1978). A Dunántúl egyetlen ismert, szaporodó tűzokpopulációjának védelme érdekében elengedhetetlenül fontos élőhelyük egységességének megőrzése legalább a jelenlegi állapot szerint. Ez az élőhely-fragmentálódás ma is zajlik és ismereteink szerint fennáll a veszélye, hogy a közeljövőben is folytatódik. Ezt a folyamatot szemlélteti az 1. ábra.

## Summary

The Great Bustard (*Otis tarda*) is considered as „Vulnerable”. The species clearly declined worldwide, it is estimated to be between 44 000 – 51 000 individuals. The west pannon population occurs in three countries separately from other populations and it held at least 376 individuals in 2008/2009 winter. In Northwest Hungary the species occurs only in the Mosoni-sík regularly. In this region the original Great Bustard habitat became reduced and highly fragmented mostly in the last 100 years, the population was nearly extinct. Following fragmentation is possible due to the investment and development conceptions. The fragmentation of the habitat is demonstrated in the Fig. 1. For the survival of the great bustard population the prevention of the habitat decrease is essential.

## Irodalom

- ALONSO, J. C., MORALES, M. B. & ALONSO, J. A. (2000): Partial migration, and lek and nesting area fidelity in female Great Bustards. *The Condor*, 102: 127–136.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): *Otis tarda*. In: *Birds in Europe. Population Estimates, Trends and Conservation Status*. Cambridge, Great Britain. BirdLife International. <http://www.birdlife.org/datazone/species/BirdsInEuropeII/BiE2004Sp2760.pdf>
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2008): *Otis tarda*. In: IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on 13 January 2010.
- FARAGÓ S. (1990): A tűzok Magyarországon. *Venatus*, Szentendre.
- FARAGÓ, S. (2005): One-hundred-year trend of the Great Bustard (*Otis tarda*) population in the Kisalföld Region. *Aquila*, 112: 153–162.
- GEWALT, W. (1959): Die Großtrappe (*Otis tarda* L.). A. Ziemsen Verlag, Lutherstadt Wittenberg.
- LANE, S. J., ALONSO, J. C. & MARTÍN, C. A. (2001). Habitat preferences of Great Bustard *Otis tarda* flocks in the arable steppes of central Spain: are potentially suitable areas unoccupied? *Journal of Applied Ecology*, 38: 193–203.
- MAGAÑA, M., ALONSO, J. C., MARTÍN, C. A., BAUTISTA, L. M. & MARTÍN, B. (2010): Nest-site selection by Great Bustards *Otis tarda* suggests a trade-off between concealment and visibility. *Ibis*, 152(1): 77–89.
- MARTÍNEZ, C. (1991): Patterns of distribution and habitat selection of a Great Bustard (*Otis tarda*) population in Northwestern Spain. *Ardeola*, 38(1): 137–147.
- OSBORNE, P. E., ALONSO, J. C., BRYANT, R. G. (2001): Modelling landscape-scale habitat use using GIS and remote sensing: a case study with Great Bustards. *Journal of Applied Ecology*, 38: 458–471.
- PALACÍN, C. & ALONSO, J. C. (2008): An updated estimate of the world status and population trend of the Great Bustard *Otis tarda*. *Ardeola*, 55(1): 13–25.
- PELLINGER, A. & VÁCZI, M. (2005): Factors endangering the Great Bustard (*Otis tarda*) population of the Kisalföld and the nature conservation measures to protect the species. *Aquila*, 112: 211–213.
- RAAB, R., KOLLAR, H. P., WINKLER, H., FARAGÓ, S., SPAKOVSKY, P., CHAVKO, J., MADERIČ, B., ŠKORPÍKOVÁ, V., PATAK, E., WURM, H., JULIUS, E., RAAB, S. & SCHÜTZ, C. (2010): Die Bestandsentwicklung der westpannonischen Population der Großtrappe, *Otis tarda* Linnaeus 1758, von 1900 bis zum Winter 2008/2009. *Egretta*, 51: 74–99.
- RAAB, R., SPAKOVSKY, P., JULIUS, E., SCHÜTZ, C. & SCHULZE, C. H. (2011): Effects of power lines on flight behavior of the West-Pannonian Great Bustard *Otis tarda* population. *Bird Conservation International*, 21(2): 142–155.
- SASTRE, P., PONCE, C., PALACÍN, C., MARTÍN, C. A. & ALONSO, J. C. (2009): Disturbances to Great Bustards (*Otis tarda*) in central Spain: human activities, bird responses and management implications. *European Journal of Wildlife Research*, 55(4): 425–432.
- SPAKOVSKY P. (2009): Újabb eredmények a tűzokok (*Otis tarda* L.) területhasználatáról a Mosoni-síkon – Elegendő-e a Natura 2000 terület a faj védelmére? In: LAKATOS F. & KUI B. (szerk.): Kari Tudományos Konferencia. Konferencia kiadvány. Nyugat-magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, Sopron. 226–227.

---

Spakovszky Péter – Nyugat-magyarországi Egyetem – H-9400 Sopron, Ady Endre u. 5. – [spakovszky@yahoo.com](mailto:spakovszky@yahoo.com)

Rainer Raab – Technisches Büro für Biologie – Quadenstr. 13. A-2232 Deutsch-Wagram – [rainer.raab@gmx.at](mailto:rainer.raab@gmx.at)

Eike Julius – Technisches Büro für Biologie – Quadenstr. 13. A-2232 Deutsch-Wagram – [eike.julius@gmx.de](mailto:eike.julius@gmx.de)

---

# A Fertő tavon fészkelő nádi énekesmadárfajok 2008. évi állományfelmérésének eredményei

Estimation of the population size of breeding passerine species in 2008 at the Hungarian part of Lake Fertő

VADÁSZ CSABA, MOGYORÓSI SÁNDOR & PELLINGER ATTILA

## 1. Bevezetés

Európában több mint két tucat olyan madárfaj fordul elő, amelyek döntően vagy kizárólag nádasokban fészkelnek. E fajok természetvédelmi státusza – részben a költésre alkalmas élőhelyek veszélyeztetettsége miatt – általában kedvezőtlen (BURFIELD & BOMMEL, 2004). Az állománybecslések pontossága nagy szórással jellemezhető. Azoknak a madárfajoknak az esetében, amelyek állományának súlypontja a kelet-európai országokra (Románia, Ukrajna, Oroszország), illetve Törökországra esik, az adatok megbízhatósága erősen kétséges a nagy kiterjedésű és gyakorlatilag felmérhetlen területek miatt. A valódi állományfelmérésekből származó adatok hiányában gyakran az állománynagyságok tendenciáját is az élőhelyek kiterjedésének csökkenésével arányosítva adják meg. A nádasokban fészkelő madárfajok hazai állományainak nagyságáról szintén csak legfeljebb közepes pontosságú becslésekkel rendelkezünk (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008). A nádi énekesmadarak állományát tekintve hazai viszonylatban legjelentősebb adathiány Magyarország legnagyobb kiterjedésű nádas élőhelyéhez, a Fertő tóhoz volt köthető. A Fertő hazánkban található részének 6000 hektárt meghaladó kiterjedésű nádasában költő madárfajok állománynagyságának felmérése korábban nem történt meg, így az egyes fajok teljes hazai állománya sem volt kellő pontossággal becsülhető.

## 2. Eszközök és módszerek

A tó énekesmadár költőállománya egészének teljes felmérésére a nádasok hatalmas kiterjedése miatt természetesen nem volt lehetőség. Ilyen helyzetben csak meghatározott algoritmus alapján kiválasztott mintavételi helyeken vett reprezentatív minták alapján történő állománybecslési módszereket lehet alkalmazni. Vizsgálatunkban a mintavételi helyek úgy lettek kiválasztva, hogy azok a Fertőre jellemző vegetációszerkezetű nádas típusokat kellő számban reprezentálják. Az állományfelmérést 2008. március 2. – június 15. között végeztük, a finn transzekt módszer egy általunk kifejlesztett, más hazai nádas élőhelyeken kalibrált változatával. A felmérést a derült, alapvetően szélcsendes és csapadékmentes hajnali-reggeli órákban végeztük. A mintavételi alkalmak során az időjárás meglehetősen kedvező volt, így a tervezett 16 helyett 14 terepi napon meg is valósult a felmérés.

## 3. Eredmények

A gyakori, territoriális viselkedéssel jellemezhető énekesmadárfajok becsült állománynagyságát az 1. táblázat foglalja össze.

| Faj                                                      | Becsült állománynagyság (pár) |
|----------------------------------------------------------|-------------------------------|
| Nádi tücsökmadár ( <i>Locustella luscinoides</i> )       | 4983 ± 5242                   |
| Fülemülesitke ( <i>Acrocephalus melanopogon</i> )        | 12 671 ± 3793                 |
| Foltos nádiposzáta ( <i>Acrocephalus schoenobaenus</i> ) | 832 ± 312                     |
| Cserregő nádiposzáta ( <i>Acrocephalus scirpaceus</i> )  | 12 961 ± 7234                 |
| Nádirigó ( <i>Acrocephalus arundinaceus</i> )            | 693 ± 1078                    |
| Nádi sármány ( <i>Emberiza schoeniclus</i> )             | 3099 ± 2120                   |

1. táblázat – A Fertő tavon 2008-ban költő nádi énekesmadarak becsült állománynagysága  
Tab. 1. – Estimated population size of reed-nesting passerine birds on Lake Fertő in 2008

A barkóscinege (*Panurus biarmicus*) állományának becsléséhez a szokásos, az éneklő hímek detektálásán alapuló territóriumterképezés nem alkalmas, mivel a faj nem mutat szorosabb értelemben vett territoriális magatartást, így nem is énekel. A vizsgált területeken mindenhol jelen voltak a faj egyedei, mégpedig jelentős, a fülemülesitkével összevethető számban. Mivel akár laza kolóniákban is költöhet, a barkóscinege-költőpárok száma csak egy – nem tudományos módszereken, pusztán megérzésen alapuló – minimum számmal jellemezhető. Ez a minimum szám 8000 pár a tó egészére számítva.

A kékbegy (*Luscinia svecica*) ritka fészkelőnek számít a Fertőn. Korábbi ismereteink szerint a költőpárok száma 20-30-ra volt tehető. A faj kelet-európai állománya az elmúlt években erősen emelkedő tendenciával jellemezhető. Az általunk felmért területeken 14 territóriumot találtunk összesen. Mindegyik esetben többször detektáltuk a hím madarat, így bizonyosan nem átvonulása során éneklő egyedek előfordulásáról van szó. A territóriumok elhelyezkedése nem mutatott semmilyen szabályszerűséget. Sem a parttól való távolság, sem a nádas szerkezete nem mutatott egységes képet, így partmenti náddepó mellett, télisásosban, sűrű, belső nádszegélyben egyaránt találtunk territóriumot. A felmért területek és a tó nádasainak teljes kiterjedésének aránya alapján 120-150 pár kékbegy költöhet a Fertőn.

## 4. Megvitatás

Az eredmények alapján kitűnik, hogy a Fertő kiemelkedő jelentőséggel bír a Kárpát-medence nádban fészkelő énekesmadár-populációi szempontjából. A Kárpát-medencét metapopulációs rendszerként leképezve az egyik legfontosabb forráspopuláció szerepét töltheti be a tó. Különösen nagy a helyi fülemülesitke-állomány jelentősége, a Fertő tavi adatok ismeretében kijelenthető, hogy a hazánkban költő párok több mint 90%-a a Fertőn fészkel.

## 5. Köszönetnyilvánítás

Köszönjük Dr. Király Géának és Dr. Márkus Istvánnak a térinformatikai elemzésekhez nyújtott segítségüket, valamint a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóságnak a kutatáshoz nyújtott támogatását.

## 6. Összefoglaló

A 2008-as év költési szezonjában a Fertő magyarországi területének nádasaiban végeztük az énekesmadarak költőállományának felmérését. Vizsgálataink alapvető célja a Fertő énekesmadár-költőállományának reprezentatív felmérése, azaz a különböző faji minősítésű énekesmadár-populációk költőpárokban kifejezett nagyságának megállapítása volt. Március 15. és június 29. között összesen 14 mintavételi nap alkalmával 14 énekesmadárfaj 775 rekordját rögzítettük. A mintavétel módosított finn transzektszerű módszer szerint történt. A hat legfőbb nádi énekesmadár faj, a nádi tücsökmadár, a fülemülesitke, a foltos nádiposzáta, a cserregő nádiposzáta, a nádirigó és a nádi sármány esetében lehetett elvégezni reprezentatív becslést.

## 7. Summary

A breeding bird census for reed-nesting passerine species was conducted at Lake Fertő in 2008. The basic goal of the study was to quantify the population size of the target species (in terms of breeding pairs). Between 15th March and 29th June 14 censuses were carried out. The final data base of observed territorial males contained 775 records. The population size of the six most abundant territorial passerine species (the Savi's Warbler, the Moustached Warbler, the Sedge Warbler, the Reed Warbler, the Great Reed Warbler and the Reed Bunting) was estimated. The results appoint on the fact that the Lake Fertő is likely to play a very important role in the meta-population system of reed-nesting passerine species within the Carpathian Basin. Regarding the Moustached Warbler, more than 90% of the population breeding in the Carpathian Basin is located at this lake.

## 8. Irodalom

BURFIELD, I. & BOMMEL, F. (szerk.) 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge.

MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (szerk.) (2008): Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator Avium Hungariae. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.

---

**Dr. Vadász Csaba** – Kiskunsági Nemzeti Park – H-6000 Kecskemét, Liszt Ferenc u. 19. – vadaszcs@knp.hu

**Mogyorósi Sándor** – Fertő–Hanság Nemzeti Park – H-9435 Sarród, Rév, Kócsagvár – sibilatrix@freemail.hu

**Pellinger Attila** – Fertő–Hanság Nemzeti Park – H-9435 Sarród, Rév, Kócsagvár – pellingier@freemail.hu

---

# Sopron környékének kevésbé ismert Natura 2000 területei

## Lesser known Natura 2000 sites around Sopron

KIRÁLY GERGELY & TAKÁCS GÁBOR

### 1. Bevezetés

A Natura 2000 hálózat 2004-es kihirdetésekor Sopron térségében hét úgynevezett SCI terület (kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület) került kihirdetésre, amelyek határai kisebb korrekcióktól eltekintve máig változatlanok. A térség Natura 2000 élőhelyeinek áttekintő térképét az 1. ábra mutatja be. A hét területből négy (Fertő, Soproni-hegység, Répce-mente a Csáfordi-erdővel, a Fertőmelléki-dombsor a Szárhalommal) közismert, míg a fennmaradó három területen (Dudlesz-erdő, Határmenti-erdők, Rábaköz) korábban csak rendkívül korlátozottan zajlottak botanikai kutatások, így ezek alapfelmérését ezután kellett elvégezni.

A felmérések a Fertő–Hanság Nemzeti Park támogatásával 2005-től folyamatosan zajlottak a flóra és a növénytakarások felmérését célzóan. A kijelölt területeken megtörtént a védett és egyéb ritka növényfajok állományfelmérése, továbbá ÁNÉR-rendszerű, 1:10 000 méretarányú élőhelytérképek készültek. A felmérések során számos váratlan adat, új előfordulás vált ismertté, több faj esetében országos jelentőségű populációk kerültek elő.

### 2. Dudlesz-erdő

A Dudlesz-erdő Sopron községhatárban, a soproni közúti határátkelő közelében terül el. Határai a következők: nyugaton a 84-es főút, északon a magyar–osztrák államhatár, keleten a Kőhidai-medence gyepterületei, délen pedig a soproni Bécsi-domb feletti szőlők. A terület döntő részét erdők borítják (1. táblázat). Ezek közül három típus emelhető ki, így az üde és száraz lomberdők, valamint a telepített fenyvesek. Megjegyzendő, hogy az előbbi kettő ugyan külön-külön főcsoportot képez a statisztika szerint, valójában azonban egymáshoz elég hasonló, határhelyzeti gyertyános- és cseres-tölgyesekről van szó. Ezek természetességi állapota (jelenleg) kimondottan jó. A magasabb platókon és délies oldalakon cseres-tölgyesekkel találkozunk, melyeket főleg északias kitettségekben nyugat-dunántúli gyertyános-kocsánytalan tölgyesek váltanak fel. Ezek között számos, nehezen besorolható átmeneti jellegű folt van. A területet mintegy 60-40% arányban borítják természetszerű, illetve másodlagos élőhelyek, egyébként utóbbiak jelentős része (pl. erdei vágásterületek, fiatalosok, telepített fenyvesek) tudatos természetvédelmi kezeléssel átalakítható.

A gyepek kiterjedése csekély, de természetvédelmi jelentőségük nagy, hiszen számos védett faj található bennük. Említésre érdemes, hogy ezek a gyepek a Keleti-Alpok peremének sziklagyepjeivel rokoníthatók, melyekhez hasonló nálunk szinte nincs. Magyarországon csak itt fordul elő a szívlevelű gubóvirág (*Globularia cordifolia*), sajnos az elmúlt években kis állományát hiába kerestük.

### 3. Határmenti-erdők

A terület a Nagycenk, Pereszteg, Sopronkövesd és Sopronhorpács határában az országhatár mentén elhelyezkedő meglehetősen összefüggő tömböket alkotó erdőket öleli fel. A terület természetes növénytakaróját döntően az erdők határozták meg, leginkább a cseres-tölgyesek és gyertyános-kocsánytalan tölgyesek. Ezt a képet színezték a kis kiterjedésű vizes élőhelyek és a fragmentált gyepek is. Az erdősiség alföldperemi helyzetben még ma is magasnak számít, viszont jelentős az átalakított vagy jellegtelen erdők aránya. A terület apró természetszerű gyepei meglehetősen eldugott helyeken vannak, így ideális kezelésük (évente vagy kétfévente történő kaszálás) aligha oldható meg.

A felmért terület több mint 90%-át erdők borítják. Legnagyobb kiterjedésűek az üde lomberdők, a zárt száraz lomberdők, illetve igen sok telepített erdő található. A gyepterületeken csekély a természetszerű állományok aránya. Az agrárélőhelyek aránya csekély (2. táblázat).

A különböző természetszerű gyepeknek mindössze négy foltja van, jelentéktelen kiterjedéssel. Szintén nem jelentősek a ligeterdők, amelyek sávszerűen a Csörgető-patak mellett húzódnak. A magasabb platókon és délies oldalakon cseres-tölgyesekkel találkozunk, melyeket főleg északias kitettségekben nyugat-dunántúli gyertyános-kocsánytalan tölgyesek váltanak fel. Ezek között számos, nehezen besorolható átmeneti jellegű folt van. A területen általában jellemzőek a savanyú talajok, de valódi mészkőrűlő erdők nincsenek, bár a fajkészletben egyes foltokon magas az acidofil fajok aránya. A telepített erdők (főleg akácok és erdőfenyvesek) kezelése során arra kell törekedni, hogy a monokultúrákat elegyes, stabil állományok váltsák fel.

### 4. Rábaköz

A Rábaköz Natura 2000 területet Röjtökmuzsaj, Fertőszentmiklós, Agyagosszergény, Kapuvár, Babót, Bogyoszló, Mihályi, Cirák, Répceszemere, Iván, Simaság és Lövő települések határolják le, ezen belül néhány nagyobb és számos kisebb folt alkotja. A területen meghatározó az erdők jelenléte, ezek aránya meghaladja a 85%-ot, a fennmaradó 15%-on változatos termőhelyű gyepek találhatók (3. táblázat). A terület ártéri részeit kivéve a természetes vegetációt zárt száraz és üde tölgyesek jelentették. Közülük ma is meghatározó a cseres-tölgyesek térfoglalása, alföldperemi helyzetben az ország legnagyobb kiterjedésű zárt tölgyesei ezek. Északias kitettségekben főleg Röjtökmuzsaj térségében nyugat-dunántúli gyertyános-kocsánytalan tölgyesek is kimutathatók, illetve számos állomány a két típus közötti átmeneti jellegű. A keményfás ligeterdők a Répce és a Kis-Rába mellett jelentős kiterjedéssel bírnak, ezek megóvása a Natura 2000-es terület egyik legkritikusabb és legnehezebb kérdése.

A különböző száraz-félszáraz természetszerű gyepek általában nem túl jellegzetesek, és 1,27%-os részesedésük főleg közepes természetességi állapotú állományokra vonatkozik, a répceszemerei legelő kivételével. A szikesek Ivántól délre kerültek elő fragmentálisan, állományaik viszont országos szinten is kiemelkedő értéket képviselnek. A mocsarak közül kiemelkedők florisztikai és természetvédelmi szempontból is a nem tarackoló magassásrétek. Több helyen ezek az élőhelyek más típusokkal mozaikolva, illetve átmeneti állományokat képezve figyelhetők meg. Legszebb állományaik Iván környékén ismertek.

Üde réteket és rétlápokot az Ebergőc melletti, 2004-ben felfedezett lágymedencében találunk, ahol egy országos szempontból is figyelemre méltó lágymedence alakult ki. 2004–2007 között Király Gergely, Lajer Konrád, Mesterházy Attila és Takács Gábor vett részt a növénytan értékek felmérésében. 2006 nyarán felfedezték a területen a lappföldi újjaskosbor (*Dactylorhiza lapponica*) nevű,

Magyarországra új orchideafajt, és előfordulásának körülményeit részletesen bemutatták. Ezenkívül 23 további védett növényfaj fordul elő a lápréten, közülük különösen jelentős a buglyos szegfű (*Dianthus superbus*), a szibériai nőszirm (*Iris sibirica*), a mocsári nőszőfű (*Epipactis palustris*) és a kornistárnics (*Gentiana pneumonanthe*) populációja.

| Név                                    | ha      | %      |
|----------------------------------------|---------|--------|
| Félszáraz gyepek (6210)                | 11,36   | 1,04   |
| Szubpannon sztyeppék (6240)            | 0,07    | 0,01   |
| Sík- és dombvidéki kaszálórétek (6510) | 2,03    | 0,19   |
| Pannon gyertyános-tölgyesek(91G0)      | 370,75  | 34,01  |
| Pannon cseres-tölgyesek (91M0)         | 256,25  | 23,51  |
| Összesen                               | 640,46  | 58,76  |
| Teljes terület                         | 1089,95 | 100,00 |

1. táblázat. A Dudlesz-erdő Natura 2000 terület természetközeli állapotú élőhelyeinek megoszlása  
Tab. 1. – Distribution of near-natural habitats in the Natura 2000 site Dudlesz Forest

| Név                                           | ha      | %      |
|-----------------------------------------------|---------|--------|
| Higrofil magaskórósok (6430)                  | 2,09    | 0,09   |
| Enyves éger és magas kőris alkotta ligeterdők | 10,10   | 0,45   |
| Pannon gyertyános-tölgyesek (91G0)            | 513,27  | 22,84  |
| Pannon cseres-tölgyesek (91M0)                | 611,99  | 27,24  |
| Összesen                                      | 1137,45 | 50,62  |
| Teljes terület                                | 2246,97 | 100,00 |

2. táblázat. A Határmenti-erdők Natura 2000 terület természetközeli állapotú élőhelyeinek megoszlása  
Tab. 2. – Distribution of near-natural habitats in the Natura 2000 site "Határmenti-erdők"

| Név                                                  | ha      | %      |
|------------------------------------------------------|---------|--------|
| Pannon szikes sztyeppék és mocsarak (1530)           | 1.59    | 0.03   |
| Oligo-mezotróf állóvizek (3130)                      | 1.65    | 0.03   |
| Félszáraz gyepek (6210)                              | 32.83   | 0.54   |
| Kékperjés láprétek (6410)                            | 0.34    | 0.01   |
| Sík- és dombvidéki kaszálórétek (6510)               | 7.27    | 0.12   |
| Hegyi kaszálórétek (6520)                            | 36.05   | 0.59   |
| Mészkevelő üde láp- és sásrétek (7230)               | 20.39   | 0.34   |
| Enyves éger és magas kőris alkotta ligeterdők (91E0) | 577.65  | 9.49   |
| Pannon gyertyános-tölgyesek (91G0)                   | 153.72  | 2.53   |
| Pannon cseres-tölgyesek (91M0)                       | 1712.77 | 28.14  |
| Összesen                                             | 2544.63 | 41.54  |
| Teljes terület                                       | 6124.92 | 100,00 |

3. táblázat: A Rábaköz Natura 2000 terület természetközeli állapotú élőhelyeinek megoszlása  
Tab. 3. – Distribution of near-natural habitats in the Natura 2000 site Rábaköz

## 5. Összefoglalás

Sopron (Északnyugat-Magyarország, Győr-Moson-Sopron megye) térségében hét SCI terület került kihirdetésre 2004-ben. A hétből négy terület botanikailag jól ismert, a fennmaradó három területen (Dudlesz-erdő, Határmenti-erdők, Rábaköz) azonban csak korlátozottan zajlottak botanikai kutatások, alapfelmérésüket 2004 után kellett elvégezni. A kijelölt területeken 2004–2008 között történt meg a védett és egyéb ritka növényfajok állományfelmérése, továbbá ÁNÉR-rendszerű, 1:10 000 méretarányú élőhelytérképek készültek. A felmérések során számos váratlan adat, új előfordulás vált ismertté, több faj esetében országos jelentőségű populációk kerültek elő.

## 6. Summary

In the region of Sopron (NW-Hungary, Győr-Moson-Sopron County) seven SCI-s were announced in 2004. Of the seven 4 areas are well mapped botanically, however on the remaining three sites (Dudlesz-erdő, Határmenti-erdők, Rábaköz) only limited botanic survey was conducted, their basic assessment had to be done after 2004. On the assigned sites the population survey of protected and other rare plant species was accomplished between 2004 and 2008, further a 1:10 000 scale habitat maps in the General National Habitat Classification System (ÁNÉR) were produced. In the course of the survey numerous unexpected data, new occurrences were recognized, in the case of several species nationally significant publications emerged.

# A vetési varjú (*Corvus frugilegus*) kisalföldi telepei a 2009. évi állományfelmérés alapján

Colonies of the Rook (*Corvus frugilegus*) on the Small Hungarian Plain based upon the 2009 population assessment

PELLINGER ATTILA & MOGYORÓSI SÁNDOR

## 1. Bevezetés

A vetési varjú (*Corvus frugilegus*) Magyarországon védett faj, azonban 1973–1996 között korlátozás nélkül vadászható volt. Ebben az időszakban részben a szórványosan előforduló mezőgazdasági kártétele (SOLT, 2008), részben a lakott területeken vélt vagy valós zavaró hatása miatt különböző módszerekkel gyérítették állományát. Az 1980-tól bevezetett, varjufélékre szelektív, tojásba injektálva forgalomba hozott – 3-klór-4-metilanilin-hidroklorid hatóanyagú – F1 és F2 méreggel (a két változat a méreg dózisában különbözött) tömegessé vált a faj irtása, ami a hazai állományt összeroppantotta. 1993-ra a vészes állományfogyatkozás jelei már ismertté váltak, ekkor korlátozták a mérgezés alkalmazását, majd három évvel később újra teljes védelmet kapott. Ekkora már a költőpopuláció – a méreg helytelen alkalmazása következményeként – a korábbi negyedére esett vissza.

A vetési varjú fészkelőtelepei közül a lakott területeken találhatóakat érintette legkevésbé a faj tömeges irtása, jóllehet ezek környezetében is számos problémát okoznak a varjak költési időben. Mivel a jelentősebb telepek többnyire városi parkok méretesebb fáin létesültek és maradtak fenn, a lakosság részéről számos panasz érkezett és érkezik máig az illetékes hatóságokhoz. Ezek lényegében három fontosabb csoportba sorolhatók:

1. Közegészségügyi problémák: a telepek környezetében jelentős szennyezést okoznak a lehulló táplálékmaradványok, illetve a varjak ürüléke. A parkokat átszelő sétautakon, az itt létesült játszótéreknek kétségtélvesen nehezen tolerálható mindez. Különösen sok nehézséget okozott a varjútelepek védelme a H5N1 madárinfluenza megjelenésével kitört, a média által jelentősen gerjesztett tömeghisztéria időszakában.

2. Vagyoni problémák: a városi környezetben létesült vetésivarjú-telepek környezetében a parkoló gépkocsikra hulló ürülék és kisebb-nagyobb ágak miatt ugyancsak sok panasz érkezett az elmúlt években, nyilvánvalóan elsősorban a közelben lakók részéről.

3. A fészkelő varjak zajongása: igen nehezen értelmezhető probléma a zajos városi környezetben élő lakosság részéről érkező szórványos tiltakozás a varjak káromgása ellen. Napkeltekor valóban tapasztalható ilyen hatás, azonban a mindennapi élet, elsősorban a közlekedés generálta zajszennyezés okozta zavaró hatás ismeretében valószínűsíthető, hogy a lakosság az állandó monoton zajterhelés okozta frusztrációt vetíti alkalmasint a varjakra.

Azokban az években, amikor a faj még nem állt természetvédelmi oltalom alatt, a belterületeken található vetési varjú telepeken is több módszerrel próbálkoztak az állomány gyérítésével, felszámolásával. Ennek tipikus megoldási módja a fészkek nagy nyomású vízszugárral való eltávolítása volt (pl. Sopron, Paprét; Nagycenk, Kastélypark), amely amellet, hogy nem vezetett kielégítő eredményre, etikai és állatvédelmi kérdéseket is felvetett. Meg kell jegyezni, hogy a lakosság részéről megnyilvánuló tiltakozások során összemosódtak a fészkelőállomány és a telelésre hozzánk érkező varjak generálta problémák.

A hazai és külföldi gyűrzési adatok elemzésével megállapítható, hogy a vetési varjú Kárpát-medencei populációja nem vonul, a költési időszakon kívül is a fészkelőhely környezetében marad, kóborol. A téli hónapokban megjelenő, olykor hatalmas csapatok északról, főleg a volt Szovjetunió területéről érkeznek hozzánk, és tavasszal elhagyják a Kárpát-medencét (KALOTÁS, 2009). Ebből az a fontos következtetés adódik, hogy a hazai állomány nagysága gyakorlatilag független a Kárpátokon túli állományoktól, így ennek az állománynak a fennmaradása szempontjából a telelésre érkező vetésivarjú-tömegek közömbösek. Nem elhanyagolható szempontja a fészkelőállomány fenntartásának, hogy a telepekhez más – fészket nem építő – társfészkelő fajok is kötődnek. Az erdei fülesbagoly (*Asio otus*) és a vörös vércse (*Falco tinnunculus*) mellett – amelyek nem aktuálisan veszélyeztetett fajok – kiemelkedően fontos a kék vércse (*Falco vespertinus*), amely hosszú távú vonuló lévén – a vonulási útvonalon és a telelőhelyen jelentkező súlyos veszélyeztető tényezők miatt – erősen fogyatkozó állományú, veszélyeztetett faj. A kék vércsék védelme miatt a vetési varjú állományának fenntartása és lehetőségek szerinti növelése kiemelkedően fontos természetvédelmi érdek.

A vetési varjú hazai állományának fentiek miatti védelme érdekében, valamint ezzel egyidejűleg a védelemből adódó konfliktushelyzetek kezelése miatt szükséges az állomány változásainak folyamatos nyomon követése. Ennek érdekében végeztük el a Kisalföldön fészkelő populációk felmérését a 2009. évben, ennek eredményeiről kívánunk rövid áttekintést adni.

## 2. Anyag és módszer

A kisalföldi fészkelőállomány felmérését a Győr-Moson-Sopron megye településein található telepek bejárásával és számlálásával végeztük el. Mivel a telepek elhelyezkedése meglehetősen konzervatív, a korábban ismert fészkelőhelyeket jártuk végig, ezeken megszámláltuk az elfoglalt fészkeket, emellet a természetvédelmi örök és az aktív terepi madarászok kikérdezésével igyekeztünk minden további lehetséges telepet felderíteni és felfedezni. Az alkalmazott módszer miatt elképzelhető, hogy kisebb, aktuálisan kialakuló fészektelepek rejtve maradtak, azonban úgy véljük, hogy ennek esélye aránylag csekély. Ezt alátámasztja, hogy az MME Monitoring Központ által a kék vércse védelmére indult LIFE program keretében végzett, jelen vizsgálatról független országos vetésivarjú-állományfelmérés során sem került elő további, általunk nem ismert fészkelő kolónia. A fészektelepeket a tojásrakás időszakában kerestük fel, a telepek koordinátáit és a lakott fészkek számát rögzítettük.

## 3. Eredmények

A vizsgálat évében, 2009-ben hét településen 13 vetésivarjú-telepet találtunk, összesen 1266 fészket számláltunk (1. táblázat). Ezek mindegyike belterületen van, egy kivételével (Győr, Xantus János Állatkert) évek óta ismert, stabil fészkelőhelyek. Közös jellemzőjük, hogy park jellegű facsoportokban létesültek, közülük a beledi Axiál-telepen és Widemann-telepen, valamint a győri állatkertben található telepek viszonylag fiatal parkosított területeken vannak, a többi varjútelep évszázados kastélyparkokban, fasorokban található. Utóbbiak jellemzően nagyméretű platánokon (*Platanus acerifolia*), magas faegyedeken létesültek. Társfészkelő fajok ezekben a telepekben a vörös vércse, az erdei fülesbagoly és a csóka (*Corvus monedula*). A csóka az odvasodásra hajlamos platánok üregeiben költ, a vörös vércse és

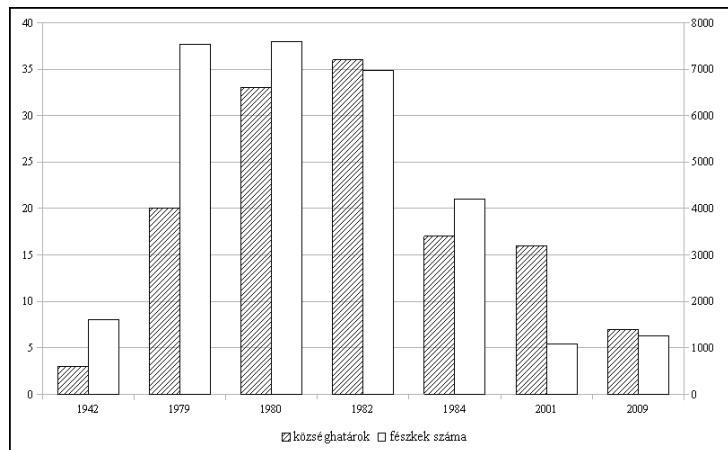
az erdei fülesbagoly a varjak elhagyott fészkeit foglalják el. A varjak károkozásával kapcsolatos panaszok a nagycenki, a beledi és a nagylózsai állományokkal kapcsolatban jelentkeztek az elmúlt évek során.

| Település     | Telep              | Állomány (pár) |
|---------------|--------------------|----------------|
| Sopron        | egyetemenkert      | 76             |
| Sopron        | rendőrség udvara   | 36             |
| Sopron        | Papréti            | 166            |
| Sopron        | Baross utca        | 1              |
| Sopron        | evangélikus temető | 3              |
| Nagycenk      | kastélypark        | 294            |
| Beled         | Miklósmajor        | 186            |
| Beled         | Axiál-telep        | 83             |
| Beled         | Wiedemann-telep    | 155            |
| Sopronhorpács | kastélypark        | 145            |
| Pinnye        | Rákóczi utca       | 3              |
| Nagylózs      | kastélypark        | 72             |
| Győr          | állatkert          | 46             |

1. táblázat – Vetésivarjú-telepek fészkelőállományai a Kisalföldön 2009-ben  
Tab. 1. – Nesting populations of Rook on the Small Hungarian Plain in 2009

#### 4. Megvitatás

A vetési varjú állományának felmérésére az elmúlt évtizedekben több alkalommal több kísérlet is történt, amelyek módszereik és a felmért terület tekintetében is különbözőek voltak, emiatt a közölt eredmények egymással csak komoly fenntartásokkal összevethetőek. FARAGÓ & KOVÁCS (2008) foglalta össze az 1942-ben, 1979-ben, 1980-ban, 1982-ben, 1984-ben és 2001-ben végzett felmérések eredményeit, amelyek községhatáronként összesítettek. Emiatt az egyes telepek lakottságát visszamenően nem tudjuk hiánytalanul reprodukálni az összehasonlíthatóság érdekében, így az adatainkat az 1. ábrán községhatárok szerint összevontuk.



1. ábra – Az állomány nagysága az egyes felmérések éveiben  
Fig. 1. – Population size in the years of survey

Az 1980-as évek elejétől bekövetkezett állománycsökkenést és annak okait korábban már említettük. A múlt század közepe populációnagyságának diagramon ábrázolt értéke a jelenleginél is kisebb, aminek csak részben lehet magyarázata a pontatlan vagy részlegesen elvégzett felmérés. A síksági területeken az 1940-es években a jelenleginél lényegesen kevesebb fasor, facsoport, vagyis fészkelési lehetőség volt (CSATH, 1928), hiszen azokat jórészt a vesztes világháború után, szovjet mintára, később létesítették. Más tényezők mellett valószínűleg a kevesebb alkalmas fészkelőhely miatt volt kisebb a populáció mérete.

A 2001 és 2009 között érzékelhető minimális állománynövekedés már minden bizonnyal összefüggésben van a faj védetté nyilvánításával és a tömeges mérgezés megszűnésével. A várható további növekedés miatt várhatóan előbb-utóbb újra kialakulnak a külterületi telepek is, és a vetési varjú kisalföldi – ezzel párhuzamosan Kárpát-medencei – populációja a jelenleginél lényegesen magasabb szinten stabilizálódik majd.

## 5. Összefoglalás

A vetési varjú mint telepesen fészkelő faj fokozottan érzékeny a fészkelőhelyei környezetében történő zavarásra és a célirányos irtásra. A varjúfélékre kifejlesztett taxonspecifikus mérgek helytelen alkalmazása miatt a természetvédelmi és vadvédelmi szempontból egyaránt problematikus dolmányos varjú (*Corvus corone cornix*) és szarka (*Pica pica*) állományainak szabályozása helyett a vetési varjú hazai állománya került kritikus helyzetbe. A populáció összeomlását a jogszabályi változások némi késéssel követték, a faj ismét védett lett és a mérge alkalmazását korlátozták. A 20. század utolsó negyedének állománya ekkorra drasztikusan lecsökkent, fészkelőtelepei ekkorra már csak a lakott területeken tudtak fennmaradni. 2009-ben hét településen, 13 telepen 1266 vetésivarjú-fészket találtunk a Kisalföldön. Az állomány kismértékű növekedést mutat a 2001-es számláláshoz képest, amely a populáció összeomlása utáni minimumot reprezentálta. Jelen felmérésünk során azonban még mindig nem sikerült külterületi varjútelepet találni, holott mind élőhelye, mind táplálkozási lehetőségei bőven vannak Győr-Moson-Sopron megye területén. Ez arra utal, hogy még mindig az állomány növekedési potenciálja korlátozhatja a korábbi élőhelyek újra benépesülését.

## 6. Summary

The Rook (*Corvus frugilegus*), being a species nesting in colonies, is especially sensitive to disturbance around its nesting sites and the direct culling. Due to the inappropriate application of the taxon-specific poison specifically evolved for corvids, instead of controlling the populations of (for conservation as well as for hunting) problematic Hooded Crow (*Corvus cornix*) and Magpie (*Pica pica*) the Hungarian population of the Rook turned critical. The population collapse was followed by changes in law with some delay, the species became protected again and the application of poison was limited. By this time the population of the last quarter of the 20th century had decreased already drastically, nesting colonies managed to sustain only in inhabited areas. In 2009 on seven settlements, 13 colonies 1266 Rook nests were counted on the Small Hungarian Plain. The population shows a slight increase since the counting of 2001 which represented the minimum after the population collapse. In the course of the present survey we still did not manage to find a colony outside of settlements despite the fact that there are sufficient suitable habitats and feeding grounds for the Rook in the county Győr-Moson-Sopron. This implies that it is still the growth potential of the population that restricts the resettlement of the former habitats.

## 7. Irodalom

- CSATH A. (1928): A vetési varjú élete és gazdasági jelentősége a mezőhegyesi állami birtokon. Kócsag, 1.3: 32-33.
- FARAGÓ S. & KOVÁCS GY. (2008): A vetési varjú (*Corvus frugilegus* L., 1758) fészkelő állománya 2001-ben Nyugat-Magyarországon. Magyar Ápróvad Közlemények, 10: 45–66.
- KALOTÁS ZS. (2009): Vetési varjú. In: CSÖRGŐ T., KARCZA Zs., HALMOS G., MAGYAR G., GYURÁCS J., SZÉP T., BANKOVICS A., SCHMIDT A. & SCHMIDT E. (szerk.): Magyar madárvonulási atlasz. Kossuth Kiadó, Budapest. 577–579.
- SOLT SZ. (szerk.) (2008): Vetési varjú konfliktuskezelési terv. MME, Budapest.

---

PELLINGER ATTILA – Fertő–Hanság Nemzeti Park – H-9435 Sarród, Rév, Kócsagvár – pelling@freemail.hu

MOGYORÓSI SÁNDOR – Fertő–Hanság Nemzeti Park – H-9435 Sarród, Rév, Kócsagvár – sibilatrix@freemail.hu

---

## Sok víz, sok madár? Befolyásolja-e a vízállás a Duna vízimadár-populációit és -közösségeit?

Many water – many birds? Do influence the water level on population numbers and waterbird communities of River Danube?

FARAGÓ SÁNDOR

### 1. Bevezetés

A folyók a többi víztesthez képest egy különleges adottsággal rendelkeznek, időről időre – sokszor rövid időszakon belül – rendszeresen és drasztikusan megváltozik mélységük. Vizsgálatunkban arra keressük a választ, hogy a vízszintváltozás milyen hatással van a vízivad populációk és közösségek egyes paramétereire. Kutatásunk helyszíne a Duna volt, ahol 1982 óta tartamos vizsgálat (long-term monitoring) keretében végzünk kutatómunkát (FARAGÓ, 1996).

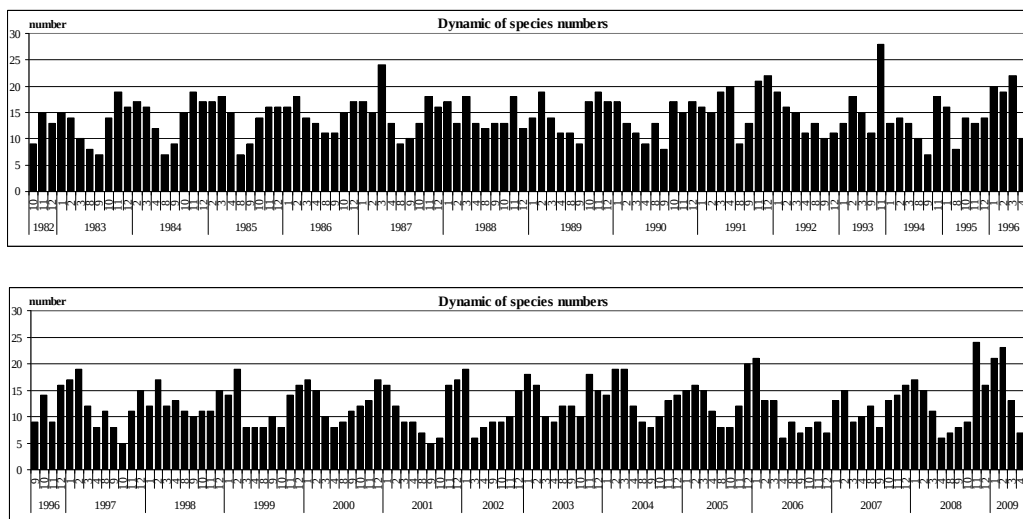
### 2. Anyag és módszer

A Duna középső szakaszának (FESTETICS & LEISLER, 1971) magyarországi első 83 folyamkilométerén (1791–1708 fkm) végeztük vizsgálatunkat. A Duna e szakasza a magyar–szlovák határt képezi, továbbá erősen kitett emberi hatásoknak (települések, ipar, hajóforgalom, mederkotrás stb.). A folyam nyugat–keleti folyásiránya miatt merőleges az észak–déli irányú vízimadár-vonulási útvonalra, amelynek így egyik fontos megállóhelyeként is számon tartjuk. A rávezetést a Dunába ömlő – észak–déli irányban folyó – mellékfolyók segítik elő.

A madárfelméréseket 1982 októbere és 2009 áprilisa között végeztük az ÉDUKÖVIZIG kitűzőhajóiról. A 27 év során 219 megfigyelési napunk közül 47 nyár végére (augusztus–szeptember), 48 ősze (október–november), 75 télre (december–február) és 49 tavaszra (március–április) esett. Felméréseink során összesen 1,588,567 madarat észleltünk. A legfontosabb ökológiai paraméterek között feljegyeztük a Duna vízállásait is a komáromi vízmérce mérései alapján. Ily módon nyílt lehetőség arra, hogy elemezzük a vízállás változásának hatásait a fontosabb fajok populációméreteire, illetőleg az egyes fenológiai aspektusok (nyár vége, ősz, tél, tavasz) madárközösségi paramétereire (fajszám, egyedszám, diverzitás, kiegyenlítettség).

### 3. Eredmények

A vizsgálatok kimutatták a fajszám (1. ábra), az összes egyedszám, a diverzitás és a kiegyenlítettség dinamikáját. A későbbiekben ezek képezték a számítások alapjait. Általánosságban elmondható, hogy a vízállás emelkedése minden aspektusban negatív hatással van a fajszámra és az egyedszáma, azaz csökkenését idézi elő. A fajszám csökkenéséből és a főként tőkés réce tömeges egyedszám-csökkenéséből adódó diverzitás- és kiegyenlítettségérték-változások mindig, vagy utóbbi jellemzőnél kora ősszel és tavasszal, mutatnak emelkedő trendet (2. ábra). Növekvő fajszám és egyedszám csak kellő lehűlés következtében áll elő, de ha ugyanakkor magas vagy nagyon magas a vízállás, akkor csökken az élőhely-diverzitás, ami a faj- és egyedszámra egyaránt negatívan hat vissza.



1. ábra – A fajszám alakulása a vizsgálat során

Fig. 1. – Changes in species numbers in the course of the survey

A fajgazdagság és a megfigyelt madarak összegyedszáma minden aspektusban és az év egészében szoros, szignifikáns negatív korrelációt ( $p < 0,05$ ,  $***p < 0,01$ ) mutat a vízszinttel. A diverzitás és a kiegyenlítettség általában pozitív korrelációval jellemezhető, de szignifikáns kapcsolat csak néhány esetben (a teljes szezon diverzitása, az őszi és a teljes szezonra számított kiegyenlítettség esetében) volt kimutatható (1. táblázat).

Jól ismert jelenség, hogy árhullámkor szinte kiürül a Duna. A domináns tőkés récék a mellékágakba vagy a szomszédos víztestekre húzódnak. A bukórécéknek sem optimális a zavaros vízű, gyors folyású folyó, így ezek állományai is csökkennek. Egyes fajok esetében kimutatható, hogy az eltérő aspektusokban a vízállás csak befolyásolja, de nem meghatározza a megjelent egyedszámot. A mennyiség alapvetően a vonulás és érkezés dinamikájának (fenológiájának) a függvénye, s csak másodlagos tényező a víz mélysége.

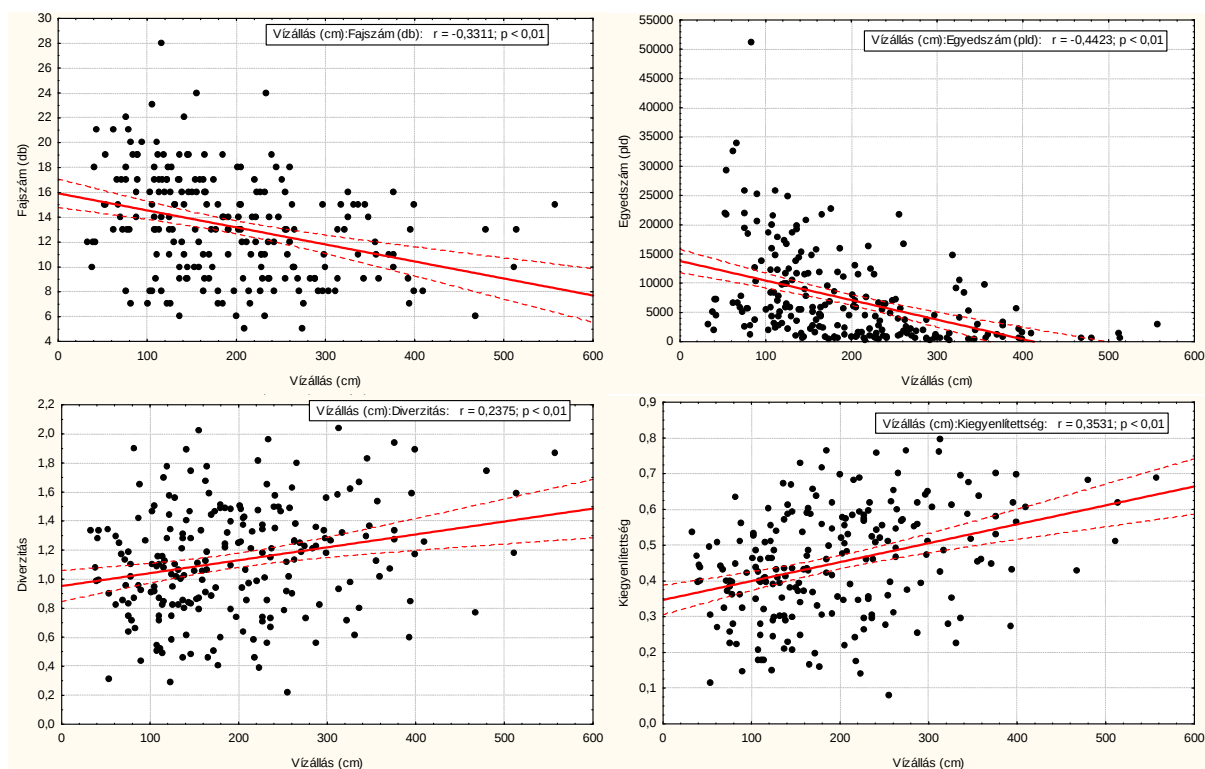
Faji szinten is elmondható általánosan, hogy a vízszint emelkedésével csökken az egyedszám, illetve sok esetben az adott aspektusban nem változik meg az észlelt madarak egyedszáma. Az összefüggés az egyedszám és a vízállás között negatív, mivel a korrelációs koefficiensek többsége negatív. Mindössze néhány esetben adódott pozitív korreláció, azonban ezek közül mindössze két esetben volt szignifikáns az összefüggés, míg a negatív korrelációs kapcsolatoknál ezt 28 esetben regisztráltuk. Különösen erősen igazolt a negatív összefüggés, ha a számításokat összevontan a fenológiai szakaszokra, illetve az egész évre vonatkoztatva végezzük el (2. táblázat).

| Fenológiai időszak | Fajgazdagság | Egyedszám  | Shannon-diverzitás | Kiegyenlítettség |
|--------------------|--------------|------------|--------------------|------------------|
| Nyár vége          | -0,3606**    | -0,3610**  | +0,1009            | +0,1945          |
| Ősz                | -0,4058***   | -0,4152*** | +0,2198            | +0,3661**        |
| Tél                | -0,3515***   | -0,4367*** | +0,0152            | +0,0750          |
| Tavaszi            | -0,3360**    | -0,3261**  | -0,0013            | +0,1916          |
| Teljes idény       | -0,3311***   | -0,4434*** | +0,2375***         | +0,3531***       |

p<0,1, \*\*p<0,05, \*\*\*p<0,01

1. táblázat – A vízszint és a közösségi paraméterek közötti korrelációs kapcsolatok

Tab.1. – Correlation between the water level and community parameters



2. ábra – A vízállás hatása a fajszámra, az egyedszámra, a diverzitásra és a kiegyenlítettségre valamennyi megfigyelési nap alapján  
Fig.2. – Effect of the water level on the number of species and individuals, diversity and uniformity according to all observation days

#### 4. Következtetések

Vizsgálatainkból azt a következtetést vonhatjuk le, hogy a dinamikus és folyamatosan változó vízállás negatív hatással van az egyes fajok mennyiségére, ezen keresztül a vízmadár közösségek fajgazdagságára és az összes egyedszámra. A változás oka elsősorban bizonyos mikroélőhely-típusoknak (főként zátonyok, kövezések, kőgátak) az időszakos eltűnése, illetve a víz folyási sebességének és zavarosságának a kedvezőtlen volta. Az árhullámok dinamikája – vagy azzal azonos hatást kiváltó esetleges felduzzasztások vagy leeresztések – a fajszám elszegényedéséhez, az egyedszám csökkenéséhez vezetnek, éppen ezért mindennemű emberi műszaki beavatkozás minimalizálendő a vízmadárfajok védelme szempontjából.

#### 5. Abstract

The reach of the river investigated comprises the first 83 kilometres – between 1,791 and 1,708 river km – of the middle section of Danube at the border of Hungary and Slovakia. Together with our ornithological research, we collected supplementary ecological parameters e.g. meteorological data, water quality data and data for water levels. In the course of observations 1,588,567 birds of 69 species were counted. During the different phenological periods we observed the following numbers of species: late summer 47, autumn 47, winter 42, and spring 52 species. The dominant species was always the Mallard (*Anas platyrhynchos*). There were 1,124,585 individuals. This was 70.8% of the total number of birds that were observed. Values obtained in the course of each observation on species richness, total numbers of individuals, Shannon-diversity and evenness were related to water level registered on the same day. Species richness and total number of individuals show strong, significant, (\*\*p<0.05, \*\*\*p<0.01) and negative correlations with water level in every aspect and in the total season; while diversity and evenness have usually positive correlations, but significant only in a few cases (diversity in total year, evenness in autumn and total year). During floods, the dominant Mallards seek shelter in side branches of

the river, or in adjacent water bodies. For diving ducks (*Bucephala clangula*, *Aythya fuligula*, *Mergellus albellus*, *Mergus spp.*), fast flowing murky waters are suboptimal, so their numbers are also decreasing. In the majority of waterbird species, the individual numbers of most species decrease with the increase of water levels. Most of the correlation coefficients are negative ( $n=75$ ), therefore the relationship between the number of birds and water level is negative. The number of positive cases is 12. However, out of these positive correlations only two were significant ( $p<0.05$ ), while the negative correlations were significant in 28 cases (13 times on  $*p<0.1$ ; 9 times on  $**p<0.05$ , and 6 times on  $***p<0.01$  level). The main reason for the change is principally the periodical disappearance of certain microhabitats (mainly gravel banks, paved riverbanks, and shoals), and the unfavourable river velocity and water turbidity. Dynamic floods, or their equivalent the damming up of water, cause similar effects. Both result in the impoverishment of species richness and the decline of total numbers of bird species. Therefore – in our opinion – technical interventions on the large rivers are not desirable from the point of view of waterbird protection.

| Fajok/Species                 | Kora ősz   | Ősz        | Tél        | Tavaszi    | Teljes év  |
|-------------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| <i>Tachybaptus ruficollis</i> |            | -0,2956**  | -0,0424    |            | -0,0387**  |
| <i>Podiceps cristatus</i>     | -0,0953    | -0,2840*** | -0,1667**  | -0,1621    | -0,0400*** |
| <i>Phalacrocorax carbo</i>    | -0,3853*** | -0,2747*   | -0,3240*** | -0,0600    | -0,3008*** |
| <i>Nycticorax nycticorax</i>  |            |            |            | -0,2275    | -0,1506    |
| <i>Ergetta garzetta</i>       | -0,1664    |            |            |            | -0,2821    |
| <i>Egretta alba</i>           | -0,3943    | -0,0500    | -0,1841*   | -0,6811*   | -0,2420*** |
| <i>Ardea cinerea</i>          | -0,6410*** | 0,4497***  | -0,2300**  | 0,1360     | 0,1816**   |
| <i>Cygnus olor</i>            | -0,3627    | 0,2393*    | -0,0200    | 0,1248     | 0,0300     |
| <i>Anser fabalis</i>          |            | -0,1363    | -0,1385    | -0,4568*   | -0,1104**  |
| <i>Anas crecca</i>            |            | -0,3130*** | -0,2489    | -0,5856**  | -0,0824*   |
| <i>Anas platyrhynchos</i>     | -0,2969**  | -0,3914*** | -0,3635*** | -0,3679*** | -0,4144*** |
| <i>Anas querquedula</i>       |            |            |            | -0,1974    | -0,3082    |
| <i>Aythya ferina</i>          |            | -0,1191    | -0,2718**  | -0,3449*   | -0,2004*** |
| <i>Aythya fuligula</i>        |            | -0,1166    | -0,2317**  | -0,1356    | -0,1941**  |
| <i>Clangula hyemalis</i>      |            |            | 0,0413     |            | 0,2509     |
| <i>Melanitta fusca</i>        |            |            |            |            | 0,3162     |
| <i>Bucephala clangula</i>     |            | -0,0994    | -0,3310*** | -0,3195*   | -0,2937*** |
| <i>Mergellus albellus</i>     |            |            | -0,3026**  | -0,5085*   | -0,2769*** |
| <i>Mergus merganser</i>       |            | -0,0974    | -0,0714    | -0,3235*   | -0,0781*   |
| <i>Haliaeetus albicilla</i>   |            | 0,2774     | -0,3044    |            | -0,2051    |
| <i>Fulica atra</i>            |            | -0,0714    | -0,2406*   | -0,3085    | -0,1962**  |
| <i>Vanellus vanellus</i>      |            | -0,5958    |            |            | -0,1954**  |
| <i>Hydrocoloeus minutus</i>   | -0,3036    |            |            |            | 0,1676     |
| <i>Larus ridibundus</i>       | -0,3301**  | -0,3646**  | -0,3151*** | -0,1646    | -0,3624*** |
| <i>Larus canus</i>            | -0,1587    | -0,2206    | -0,0959    | 0,4144**   | -0,1044*   |
| <i>Larus cachinnans</i>       | -0,1992    | -0,1236    | -0,1284    | -0,1577    | -0,1811*** |
| <i>Alcedo atthis</i>          |            |            |            |            | -0,3167*   |

\* $p<0,1$ , \*\* $p<0,05$ , \*\*\* $p<0,01$

2. táblázat – Összefüggés az egyedszám és a vízállás között (korrelációs koefficiensek)

Tab.2. – Relationship between numbers of individuals and the water level (correlation coefficients)

## 6. Irodalom

FESTETICS, A. & LEISLER, B. (1971): Ökologie der Schwimmvögel der Donau, besonders in Niederösterreich. Arch. Hydrobiol. (suppl.), 36(4): 306–351.

FARAGÓ S. (1996): A Duna Gönyű–Szob közti szakasza (1791–1808 fkm) vízimadár állományának 10 éves (1982–1992) vizsgálata. Magyar Vízivad Közlemények, 1: 1–461.

# Természetvédelmi célú élőhely-térképezések tapasztalatainak összegzése a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság működési területén (1998–2007)

Summary of experiences with habitat mapping conducted for conservation purposes on the range of action of the Fertő–Hanság National Park Directorate (1998–2007)

TAKÁCS GÁBOR

## 1. Bevezetés

Hazánkban a Soó Rezső által az 1930-as években indított, majd Zólyomi Bálint által folytatott cönológizáló, térképező mozgalom rendkívül sikeres volt (SEREGÉLYES & CSOMÓS, 1995; FEKETE, 1998) egészen az 1970-es évekig, amikor a botanikus szakma már más tudományterületek iránt mutatott érdeklődést. Az ebben az időszakban készült vegetációtérképek jellemzője, hogy általában 1:5000 – 1:10 000 léptékben készültek és elsősorban a növénytársulásokat, illetve ezek átmeneteit igyekeztek ábrázolni (SOÓ & ZÓLYOMI, 1951). Rövidebb szünet után az 1980-es években lépett színre a természetvédelem mint megrendelő. A természetvédelem részéről igényként merült fel a védendő „jó” területek lehatárolása, de a vegetációtérképeknek már ekkor fontos szerepük volt a fenntartási tervek készítésében. A térképezések újabb lendületét a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) és az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (ÁNÉR) kialakítása hozta meg az 1990-es évek végén (FEKETE *et al.*, 1997). Az eltelt évtizedek alatt a módszertan lényegében nem változott, a botanikusok a terepi bejárások során az elérhető legjobb technológiával igyekeztek a területek növényzetét leírni.

## 2. Előzmények

A Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság jelenlegi működési területén az 1990-es évek végéig kevés vegetációtérkép készült. Zólyomi Bálint 1934-ben publikálta a Hanság vegetációtérképét (ZÓLYOMI, 1934), majd többek között Csapody István, Seregélyes Tibor és Király Gergely készített térképeket kisebb területekről (CSAPODY, 1961, 1965; SEREGÉLYES & CSOMÓS, 1996; KIRÁLY, 2001). Az NBmR keretében 1998-ban készült el az első 5x5 km-es kvadrát élőhelytérképe (Keszei & Takács, 1998a–b), majd az Észak-Hanság élőhelytérképe (TAKÁCS, 2001), amelyek a természetvédelmi céllal készülő élőhelytérképek előfutárának tekinthetők területünkön.

Az első élőhelytérképek elkészülte, illetve a térinformatikának a hazai természetvédelemben történő térhódítása nyilvánvalóvá tette, hogy az élőhely-térképezésekből származó adatok nélkülözhetetlenek a mindennapi természetvédelmi munka során. A felismerésből egyenesen következett, hogy elindult egy program, amelynek célja minden védett terület élőhelytérképének elkészítése (alapállapot), majd ezt követően a térképezések tízévente történő megismétlése.

## 3. Alkalmazott módszer

A térképezés során az NBmR módszertanát (KUN & MOLNÁR, 1999) alkalmaztuk kisebb módosításokkal. A térképezés során minden esetben digitális ortofotót használtunk alaptérképként, az élőhelyfoltok határát ez alapján határoltuk le. A térképezés 1:10 000 léptékben történik, a legkisebb térképezendő folt átmérője 50 m, amelytől csak nagyon ritkán, indokolt esetben tértek el a térképezők. A térképezés során minden élőhelyfolt esetében rögzítésre került az élőhelytípus ÁNÉR kódja vagy kódkombinációja (FEKETE *et al.*, 1997), az élőhelyfolt leírása, a megfigyelt fajok, illetve 2003-tól kezdve a Seregélyes–Németh-féle természetességi-degradációs mutató (FEKETE *et al.*, 1997). Az élőhely-térképezés mellett – a rendelkezésre álló források függvényében – kiegészítő vizsgálatokra is sor kerülhetett, így például felmérésre kerültek a védett és az invázió növényfajok, vagy cönológiai felvételek készültek.

A terepi adatgyűjtést követte az adatok térinformatikai feldolgozása és elsődleges értékelése, amelyet kezdetben ArcView 3.1, később ArcGIS Arcinfo 9.x szoftverekkel végeztünk. Az elsődleges értékelés során az egyes élőhelytípusok megjelenését, előfordulási arányát és természetességét vizsgáltuk.

A térképek mellé készülő szöveges dokumentáció eltér az NBmR módszertanban megkövetelt dokumentációtól: egyszerűbb, és a természetvédelmi munka szempontjából fontosabb információk (pl. veszélyeztető tényezők, kezelési javaslatok) nagyobb hangsúlyt kapnak. A dokumentációból ugyancsak hiányoznak a történeti szempontú vizsgálatok, mert ezek más kutatások során, részletesebben készülnek el. A térképezés első periódusában (1998–2007) a következő szakemberek vettek részt: Bauer Nobert (TTM Növénytár), Bodoncz László (Öriszentpéter), Börcsök Zoltán (NyME Növényzeti Tanszék), Keszei Balázs (Jurisich Miklós Gimnázium, Kőszeg), dr. Király Gergely (NyME Növényzeti Tanszék), Mesterházy Attila (Celldömölk), Takács Gábor (Fertő–Hanság Nemzeti Park).

### 3.1. Problémák és módszertani változások a tízéves periódus alatt

A program során a legnagyobb problémát az jelentette, hogy a megvalósításhoz szükséges anyagi források nem voltak folyamatosan biztosíthatók. A program pályázatokból (KAC, Phare), együttműködésekben (Econtact) és jelentős részben az igazgatóság saját költségvetéséből valósult meg. A bizonytalan finanszírozás a térképezések hatékonyságát és tervezhetőségét csökkentette.

A tíz év során a másik legnehezebb feladat a térképezés alapjául szolgáló légi- és/vagy nagyfelbontású űrfelvételek beszerzése volt. Optimális esetben a felvétel a térképezést megelőző évben készül, azonban ez, elsősorban a finanszírozás problémái miatt, nem volt biztosítható. A három-öt éves felvételek használata esetén a térképezőnek jóval nagyobb figyelmet kellett szentelnie a folthatárok megállapítására, hogy a térképek pontossága ne romoljon.

A térképezés alapjául szolgáló ÁNÉR a kialakítása óta több alkalommal is javításra és felülvizsgálatra került (MOLNÁR & HORVÁTH, 2000; BÖLÖNI *et al.*, 2003). A módosítások miatt már az első tízéves időszak során fontolóra kellett venni, hogy a térképezések során folyamatosan követjük a rendszer javításait, vagy egy-egy időszakot azonos ÁNÉR-rel térképezünk végig. A kategóriarendszer menet közbeni változtatását indokolta, hogy az új és módosított élőhelytípusokkal pontosabban lehetett leírni a térképezett terület növényzetét, az eredeti változat megtartása mellett elsősorban az szült, hogy a közkezen forgó változatok nem dokumentáltak, hivatalosan nem publikáltak verziók voltak, így alkalmazásuk minőségbiztosítási problémákat okozhatott. Az eredeti ÁNÉR-rel történő térképezést erősítette az

adatok egységes feldolgozásának és összehasonlíthatóságának indoka is, így végül a térképek az eredeti, 1997-ben publikált ÁNÉR-verzióval készültek. Meg kell azonban jegyezni, hogy a térképezők az eredeti módszertannak (KUN & MOLNÁR, 1999) megfelelően szinte minden térkép esetében írtak le új kategóriákat, amelyek egységesítése komoly kihívást jelentett a feldolgozás során. A Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatósága által elvégezni szándékozott felmérések mellett természetesen tovább folytak az NBmR 5x5 km-es kvadrátjainak felmérései, amelyekkel az átfedések miatt össze kellett hangolni a védett területek térképezését.

A Natura 2000 területeket 2004-ben hirdették ki Magyarországon, és már a jelölés előkészítése során egyértelmű volt, hogy az élőhely-térképezéseket ki kell terjeszteni a nem védett Natura 2000 területekre is. A területnövekedés ugyanakkor azt jelentette, hogy közel 20 000 hektárral nagyobb terület térképezését kell biztosítani tízévente, amihez forrásokat és szakembereket kellett találni. A Natura 2000 egy újabb alapadat kötelező gyűjtésének bevezetését is eredményezte, minden folt esetében fel kellett tüntetni a jellemző közösségi jelentőségű élőhelytípust.

A fentiekből jól látszik, hogy a felmérések módszertana a tíz év alatt lényegében nem változott, így az adatok egymással összehasonlíthatók és egységes adatbázisban kezelhetők. A változások elsősorban a térképezendő területek lehatárolására és a feldolgozás egységesítésére voltak hatással. Ugyanakkor a térképezés kategóriarendszerét biztosító ÁNÉR jelentős változásai, illetve a felhasználási igények változása miatt indokolt a felmérési módszer felülvizsgálata.

### 3.2. Térképezett területek

Az 1998–2007 közötti időszakban a Fertő és a Szigetköz egy részének kivételével elkészült minden védett és Natura 2000 terület élőhelytérképe (1. táblázat), tíz év alatt átfedések nélkül 53 500 ha kiterjedésű területről. A felmérések során mintegy 350 terepnap alatt 10 383 élőhelyfolt került lehatárolásra, amelyekhez az egyes foltokhoz rögzített fajlistákban 78 727 fajelőfordulás adata tartozik. A program keretében végzett térképezések mellett további 30 000 hektár területre készült élőhelytérkép valamely pályázati keretből, gyakran nem az igazgatóság szervezésében.

| Projekt                     | Terület                                  | Év        | Terület (ha) | Foltok száma | Térképező                   | Megjegyzés                                                                 |
|-----------------------------|------------------------------------------|-----------|--------------|--------------|-----------------------------|----------------------------------------------------------------------------|
| fh-behtp-eh000              | Észak-Hanság                             | 2000      | 5381         | 472          | Takács G.                   | Lébényi Tölgyes nélkül.                                                    |
| fh-behtp-dh01               | Dél-Hanság                               | 2001–2002 | 4578         | 789          | Takács G.                   | Nyirkai-Hany nélkül.                                                       |
| fh-bbdme-00701              | O5x5_007<br>(Brennbergbánya és környéke) | 2001      | 2433         | 820          | Király G.                   |                                                                            |
| fh-behtp-sop02              | Soproni-hegység                          | 2002      | 2618         | 978          | Király G.                   | Kivéve az O5x5_007 kvadrát területe.                                       |
| fh-behtp-rep02              | Répce-mente                              | 2002      | 627          | 159          | Keszei B.                   | Csak a védett terület.                                                     |
| fh-behtp-gh003              | Gönyüi-homokvidék                        | 2003      | 1888         | 423          | Bauer N.                    | Herkályi-erdő és a győrszentiváni gyakorlótér nélkül.                      |
| fh-bbdme-02003              | O5x5_020<br>(Győr és környéke)           | 2003      | 2500         | 425          | Bauer N.                    | Tartalmazza a győrszentiváni gyakorlótér területének élőhelytérképét.      |
| fh-behtp-gh003              | Holt-Marcál és környéke                  | 2003      | 527          | 303          | Bauer N.                    | Csak a védett terület került felmérésre, átfed a 2006-os Rába-felméréssel. |
| fh-behtp-rd003              | Pannonhalmi-dombság                      | 2003      | 5925         | 840          | Böröcsök Z.,<br>Király G.   | Csak a védett terület.                                                     |
| fh-behtp-rk005              | Rábaköz                                  | 2005      | 5409         | 741          | Király G.                   |                                                                            |
| fh-behtp-tk005              | Tóköz                                    | 2005      | 3104         | 698          | Böröcsök Z.                 |                                                                            |
| fh-modun-eh05               | Mosoni-Duna és környéke                  | 2005      | 7975         | 1476         | Mesterházy A.,<br>Takács G. |                                                                            |
| fh-behtp-hme05              | Határmenti-erdők                         | 2005      | 2250         | 350          | Király G.                   |                                                                            |
| fh-behtp-rab06              | Rába                                     | 2006      | 5225         | 1339         | Keszei B.,<br>Takács G.     |                                                                            |
| fh-behtp-dud06              | Dudlesz-erdő                             | 2006      | 1090         | 211          | Király G.                   |                                                                            |
| fh-behtp-fmd07              | Fertőmelléki-dombsor                     | 2007      | 2549         | 662          | Király G.                   |                                                                            |
| Összesen (átfedések nélkül) |                                          |           | 53 552       | 10 383       |                             |                                                                            |

1. táblázat – Elkészült élőhelytérképek  
Tab. 1. – Habitat maps completed so far

### 3.3. Az élőhelytérképek felhasználási lehetőségei és korlátai

Az elkészült élőhelytérképek a természetvédelmi munka során gyakorlatilag azonnal bekerültek a mindennapi használatba. Az élőhelytérképek egyik legfontosabb felhasználási területét a természetvédelmi hatósági eljárások jelentik. Elsősorban az eljárások idejét és a költségeket csökkenti, ha a természetvédelmi hatóságnak már rendelkezésére állnak a terület élőhelyeinek állapotát ismertető térképek és adatok, így számos ügyben szinte azonnal döntés hozható. Jelentős költségcsökkentést eredményez, ha nem kell minden ügyben helyszíni bejárást tartani, ugyanakkor minden esetben figyelembe kell venni a térképezés idejét, hiszen hét-nyolc év alatt sok

változás történhet a területen. Az élőhelytérképek egy-egy terület pillanatnyi állapotát részletesen dokumentálják, így természetkárosítás bekövetkezése esetén a károsítást megelőző állapot ismert.

A térképek másik kiemelten fontos felhasználási területe a természetvédelmi tervezés. Akár a hazai védett természeti területekre vonatkozó természetvédelmi kezelési tervekről, akár a Natura 2000 területekre készülő fenntartási tervekről van szó, a legfontosabb feladat a kiinduló állapot részletes ismerete. Az élőhelytérképek lehetővé teszik, hogy a kezelési előírásokat élőhelytípusonként meghatározva viszonylag könnyen előállíthatók legyenek a kezelést megalapozó térképek. Az általános előírások az élőhelytérképek alapján kiegészíthetők az egyes élőhelyfoltokra vonatkozó speciális előírásokkal. A kezelési előírások később egyszerű térinformatikai módszerekkel leválogathatók helyrajzi számokra vagy erdőrészletekre, így az információk átadása a földhasználók vagy a társhatóságok számára könnyen biztosítható. Az ismételt élőhelytérképezések lehetővé teszik, hogy a terület állapotában bekövetkező változásokat kimutassák, és kedvezőtlen változások esetén a kezelési előírások, illetve a korábban szükségesnek tartott intézkedések felülvizsgálhatóak legyenek. A természetvédelmi tervezés során az élőhelytérképek csak abban az esetben használhatók fel, ha az egyes foltok állapota kellően részletesen dokumentált. Az élőhelytípus és a természetességi mutató fontos alapadat, de felhasználáshoz a tervezések során további, statisztikai szempontból értékelhető adatokat is gyűjteni kell, illetve bővíteni kell a szöveges jellemzés elvárt információtartalmát is.

A nemzeti parkok igazgatóságainak több szervezet felé kell adatokat szolgáltatni, ennek alapját sok esetben az élőhelytérképek jelentik. Az Európai Bizottság felé a Magyar Államnak hatévente kell adatokat szolgáltatni a közösségi jelentőségű élőhelyek állapotáról. Az élőhelytérképek a közösségi jelentőségű élőhelytípusok elterjedéséről nyújtanak információkat. Problémát jelent ugyanakkor, hogy a hatévente készítendő jelentés nem fed át a térképezési időszakokkal, ezért a jövőben meg kell fontolni a hat- vagy tizenkét évente történő újratérképezés bevezetését. A természetvédelem számára rendelkezésre álló adatokat más szervezetek, így például az erdészeti hatóság (erdőtervezés) vagy a különféle hatásvizsgálatokat végző szervezetek is használják. Az időzítésből eredő problémák itt is jelentkeznek, hiszen erdőtervek tízévente készülnek, és optimális esetben a természetvédelmi célú felmérés és tervezés közvetlenül megelőzi az erdészeti tervezést.

Végül, de nem utolsósorban jelentős az élőhelytérképek felhasználása a biológia és a természetvédelmi kutatások más területein, például a térképek felhasználhatók egyes – meghatározott élőhelytípushoz kötődő – állat- és növényfajok potenciális előfordulási helyeinek lehatárolásához. A térképek felhasználása során több esetben felmerült, hogy a térképezők a legnagyobb tapasztalat és a legalaposabb munka esetén is követhetnek el hibákat (pl. a folt rossz lehatárolása, téves élőhely-besorolás), amelyek az adatok alapján végzett munka során hibához vezethetnek. A megvizsgált esetek alapján egyértelmű, hogy a térképezések során valamilyen minőségbiztosítás kidolgozása szükséges.

### 3.4. Az élőhely-térképezés jövője

A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság által végzett természetvédelmi célú élőhely-térképezési program keretében elkészült térképek gyakorlati természetvédelmi munkában jól használhatóak, így a programot a térképezések 10(-12) évente történő megismétlésével folytatni szükséges. Módszertana az első térképezési időszak alapján módosításra, kiegészítésre szorul, továbbá fontos feladat az első időszakban felmerült problémák megoldása a második térképezési időszakra.

A módszertan módosítása során alapkövetelménynek tekinthető, hogy az ismételt térképezések adatai összevethetők legyenek a korábbi felmérésekkel. A természetvédelmi célú élőhely-térképezéseknél a jövőben is célszerű alkalmazkodni az NBmR élőhely-térképezésének módszertanához, ami viszonylag egyszerű, hiszen a javított módszertan (TAKÁCS & MOLNÁR, 2009) átvette a természetvédelmi tapasztalatokat, így a módszertan gyakorlatilag változtatás nélkül alkalmazható. A természetvédelmi célú térképezéseknél ugyanakkor bővíteni kell a kötelezően gyűjtendő adatokat, hogy a természetvédelmi tervezés során részletesebb adatok álljanak rendelkezésre. Az új, kötelezően gyűjtendő adatok közül fontos az élőhelyfolt veszélyeztetettsége, a veszélyforrások, illetve azoknak a tényeknek a rögzítése, amelyek a degradáltság részletesebb jellemzését (mi mutatja, hogy az élőhelyfolt degradált?) biztosítják. Az új NBmR módszertan kötelezővé teszi a mennyiségi adatokkal kiegészített fajlisták készítését, azonban a természetvédelmi célú térképezések esetében az így jellemzett foltok arányát növelni kell legalább 20%-ra, különösen a természetes élőhelytípusok esetében.

Komoly szakmai kérdést jelent az ismételt térképezések során melyik ÁNÉR-rendszert használják a térképezők. Az eredeti 1997-es ÁNÉR ma elavultnak tekinthető, a 2007-ben elkészült ÁNÉR (BÖLÖNI *et al.*, 2007) sokkal alkalmasabb az élőhelyfoltok jellemzésére. Ugyanakkor problémának tekinthető, hogy az 1997-es és a 2007-es ÁNÉR csak korlátozottan feleltethető meg egymásnak, így az ismételt térképezések adatainak összehasonlítása nem feltétlenül végezhető el, vagy jelentős nehézségekbe ütközhet.

A második térképezési periódus alatt ki kell dolgozni a minőségbiztosítás rendszerét. A legjobb megoldás természetesen az lenne, ha a teljes térképi- és adatállomány a térképezést követően független szakemberek által ellenőrzésre kerülne, de ez csaknem annyi időt venne igénybe, mint maga a térképezés. Az ellenőrzés újabb szakemberek bevonását igényelné, továbbá a költségeket is jelentősen növelné. Megoldás lehet, hogy a területet rendszeresen járó természetvédelmi őrök, botanikusok a napi munka során, az elkészült élőhelytérképeket használva, véletlenszerűen ellenőriznék azokat, és térképezési hiba észlelése esetén azok dokumentált módon javításra kerülnének az adatbázisban. Természetesen minden esetben ellenőrizni kell azt is, hogy valóban térképezési hiba történt, vagy a területen a térképezés óta jelentős változások következtek be (pl. beerdősítették a gyepeket).

A természetvédelmi célú élőhely-térképezések ütemezését össze kell hangolni az NBmR keretében végzett térképezésekkel, az Európai Bizottság felé történő adatszolgáltatásokkal és az erdőtervek készítésével. Szintén megoldandó probléma, hogy az egyes évekre nagyjából hasonló nagyságú és nehézségű térképezendő terület jusson, így a költségek és a szakemberigény jobban tervezhető. A térképezés ütemezésére elkészült tervből látható, hogy minden igénynek gyakorlatilag nem lehet megfelelni. Az NBmR és a természetvédelmi célú élőhely-térképezések (védett és Natura 2000 területek felmérése) gyakorlatilag tökéletesen összehangolható, azonban az erdőtervezések idejével optimális módon ez nem lehetséges.

Végül a legfontosabb probléma, a térképezés költségeinek biztosítása még megoldásra vár. Véleményem szerint a térképek készítése az állami természetvédelem alapadatai közé tartozik, hiszen a napi munkájához (hatósági munka, természetvédelmi tervezés) és a Magyar Állam adatszolgáltatási kötelezettségeinek megfelelő színvonalú teljesítéséhez nélkülözhetetlen. Ennek megfelelően a térképezések előre tervezhető költségeit az igazgatóság(ok) költségvetésében kell biztosítani a Magyar Államnak, mert a pályázati pénzekből történő finanszírozás esetlegessé és bizonytalanná teheti a megvalósulást, ami könnyen az előzetes tervek és így a kötelezettségek teljesítésének felborulását eredményezheti.

#### 4. Összefoglalás

A Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság által 1998–2007 során végzett természetvédelmi célú élőhely-térképezési program során 53 500 hektár védett és/vagy Natura 2000 terület részletes élőhelytérképe készült el. A térképezés során alkalmazott módszertan alapvetően megegyezik a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretei között folyó élőhely-térképezési munkákkal. A térképezések első tíz évének tapasztalatai alapján az ismételések során a módszertan átgondolásra és kisebb javításokra szorult. A térképezés kategóriarendszerének szükségszerű módosítása azonban újabb, elsősorban a különböző időben készült adatok összehasonlításával kapcsolatos kérdéseket vett fel. A gyűjtendő adatok bővülése a térképezéshez szükséges terepi időt növeli. Az elkészült térképek és dokumentációk jól használhatók a mindennapi természetvédelmi hatósági munkában, a természetvédelmi tervezés és a természetvédelem által biztosítandó adatszolgáltatások során.

#### 5. Summary

In the course of habitat mapping program conducted for conservation purposes by the Fertő–Hanság National Park Directorate in the years 1998–2007 detailed maps of 53,500 Hectares of protected and/or Natura 2000 areas were completed. The methodology used during mapping basically corresponds with the habitat mapping works conducted in the frame of the National Biodiversity Monitoring System. According to the experiences gathered during the first ten years of mapping, during repetitions the methodology needs rethinking and minor corrections. However, with the necessary modification of the mapping category system new questions arise, primarily about the comparability of data derived at different times. With the piling up of data to be collected raises the field time necessary for mapping. Completed maps and documentations can be used effectively in everyday conservation authority work, during conservation planning and data supply asked from the conservation authorities.

#### 6. Irodalom

- BÖLÖNI J., KUN A. & MOLNÁR ZS.** (2003): Magyarország Élőhely-térképezési Adatbázisának (MÉTA) Élőhelyismereti Útmutatója (ÉIÚ) 2.0. Kézirat. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS., KUN A. & BIRÓ M.** (2007): Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (ÁNÉR 2007). Kézirat. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- CSAPODY I.** (1961): Termőhelyfeltárás és vegetációtérképezés a Soproni-hegységben. Doktori értekezés. Erdőmérnöki Főiskola, Sopron.
- CSAPODY I.** (1965): A Soproni-hegység vegetációtérképe M = 1:10 000, 12 szelvénylapon, színesben (Gyetzay György, Pallay Mária és Takács Zoltán közreműködésével). Erdőrendezőség, Szombathely.
- FEKETE G.** (1998): Vegetációtérképezés: Visszatekintés és hazai körkép. Botanikai Közlemények, 85: 17–30.
- FEKETE G., MOLNÁR ZS. & HORVÁTH F.** (szerk.) (1997): Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó rendszer II. A magyarországi élőhelyek leírása, határozoja és a Nemzeti Élőhely-osztályozási rendszer. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- KESZEI B. & TAKÁCS G.** (1998a): A T5x5\_066 Fertő 5x5 km-es kvadrát élőhelytérképezése. Kutatási jelentés. Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród.
- KESZEI B. & TAKÁCS G.** (1998b): A T5x5\_067 Hanság 5x5 km-es kvadrát élőhelytérképezése Kutatási jelentés. Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród.
- KIRÁLY G.** (2001): A Fertőmelléki-dombsor vegetációja. Tilia, 10: 181–357.
- KUN A. & MOLNÁR ZS.** (szerk.) (1999): Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó rendszer XI. Élőhely-térképezés. Scientia Kiadó, Budapest.
- MOLNÁR ZS. & HORVÁTH F.** (2000): IBOA, Intenzív Botanikai Adatgyűjtés, Országos adatbázisok építése terepemberek publikált, kézirat és naplóadataiból. Gólyahír III. 13. 3–14.
- SEREGÉLYES T. & CSOMÓS Á.** (1995): Hogyan készítsünk vegetációtérképeket. Tilia, 1: 158–169.
- SEREGÉLYES T. & CSOMÓS Á.** (1996): A Fertő–Hanság Nemzeti Park ökológiai állapotfelmérése. Kutatási jelentés. Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród.
- SOÓ R. & ZÓLYOMI B.** (szerk.) (1951): Növényföldrajzi térképezési tanfolyam jegyzete. Vácrátót.
- TAKÁCS G.** (2001): Az Észak-Hanság védett területeinek botanikai vizsgálata. Szakdolgozat. Pécsi Tudományegyetem Növényteni Tanszék, Pécs.
- TAKÁCS G. & MOLNÁR ZS.** (szerk.) (2009): Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó rendszer XI. Élőhely-térképezés. 2. átdolgozott kiadás. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete – Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Vácrátót–Budapest.
- ZÓLYOMI B.** (1934): A Hanság növényközvetkezetei (összefoglalás). Vasi Szemle, 1: 146–174.

# Modellrepülőőről készített légifelvételek ornitológiai alkalmazása

## Ornithological application of airborne imaging technics using rc model airplane

KALMÁR SÁNDOR

### 1. Bevezetés

Napjainkban a légifelvételek alkalmazása széles körben elterjedt az egyes kutatási programokban. A legkülönbözőbb élőhely-térképezési, mérési, vadszámlálási vizsgálatok és számos egyéb megfigyelés végezhető el segítségükkel, amelyek sok esetben megalapozói egy-egy kutatásnak. A földmérési, távérzékelési gyakorlatban alkalmazott módszerek azonban nem minden esetben felelnek meg a kutatások igényeinek. A kutatásspecifikus ornitológiai légifényképezés magas költsége gyakran meghaladja az adott program költségvetésének kereteit. További problémát jelenthet a fényképezést végző repülőgép korlátozott repülési magassága (tájvédelmi körzetek esetében minimum 450 m, lakott települések esetében minimum 600 m), vagy a gép által keltett zaj zavaró hatása a madarakra (pl. felrepülnek a fészkekről, ami nehezíti a számlálást). A fenti tényezők figyelembevételével kitűnő alternatívát jelenthetnek a rádióirányítású (RC) modellrepülőgépekről készített légifelvételek a különböző ornitológiai vagy egyéb biológiai kutatások során (KALMÁR, 2008).

### 2. A modellrepülőgép felépítése és felszerelése

A modellrepülés széleskörű elterjedése óta sok modellező készített légifelvételeket, azonban a legtöbb esetben minden technikai elvárás nélkül, ideális le- és felszállóhelyről. A biológiai kutatások során azonban a legtöbb esetben nem áll rendelkezésre megfelelő kifutópálya, és a felvételek minősége is fontos kritériuma a módszer sikerének. Az általunk használt modellrepülőgép nem igényel minőségi fel- és leszálló helyet, kézből indítható, és szinte bármilyen lágyszárú vegetáción képes károsodás nélkül landolni (FARAGÓ *et al.*, 2007).

Az ideális repülőgép méreteiben meg kell találni az arany középutat. Elég nagy kell lenni ahhoz, hogy elbírja a szükséges technikai felszerelést, ugyanakkor elég könnyűnek ahhoz, hogy a megfelelő szárnyfelület/tömeg arány lassú siklást tegyen lehetővé. A kézből történő indítás a szűk keresztmetszet, hiszen a tömeg növekedésével növelni kell a repülési kezdősebességet, és ez 30 km/h felett kézből való eldobással már nem érhető el biztonságosan.

Az általunk épített, két méter szárnyfeszításvágú modellrepülő habanyagból (elapor) készült, elektromos meghajtású tolómotorja a középső törzsön található. Áramforrásként 2500 mAh-es, háromcellás (11,1 V) Lithium Polymer (LyPo) akkumulátort használunk, amely 10-12 perces repülési időt tesz lehetővé, maximum 500 m-es magasságig. A gép súlya valamennyi szükséges technikai berendezéssel együtt 1,7 kg, amelyek a következők:

- 7 db szervomotor (irányítás, exponálás)
- elektromos háromfázisú motor
- motor feszültségszabályozó
- 2 db „LyPo” akkumulátor
- 2 db rádióvevő
- digitális nagyfelbontású fényképezőgép
- videokamera
- képtovábbító (videotranszmitter)
- digitális magasságmérő

### 3. A légifelvételek készítése, feldolgozása

A repülőgépen elhelyezett videokamera elsősorban a fénykép pozicionálására szolgál. A berendezés a kamera élőképét a földre sugározza, amelynek segítségével valós időben követhetjük nyomon a gép útját, így a légifelvétel megfelelő pozicionálása biztosítható. Az elkészült fotók igény szerint később nagy mozaikokká egyesíthetők, így a gép látószögénél jóval nagyobb területekről kaphatunk összefüggő képet. Lehetőség van továbbá a fényképek kalibrálására, így azok georeferálhatók a szélesebb körű felhasználhatóság érdekében.

#### 3.1. Gémtelpek felmérése

Számos hazai kócsagtelep esetében okoz gondot a fészkelőállomány méretének meghatározása. A telepek sok esetben nehezen megközelíthető helyen vannak, a terület méretéből kifolyólag a fészkek megtalálására és megszámlálására csak a légi fényképezés nyújt megoldást. Az általunk használt modellrepülő a legközelebbi szárazulatról elindítva, a kamera földre sugárzott élőképének segítségével a fészektelep fölé navigálható, és arról különböző magasságból légifelvételek készíthetők. A felvételek segítségével meghatározható a telep mérete, a lakott és a lakatlan fészkek száma, emellett ideális környezet esetében az egyes fajok is elkülöníthetők (pl. nagy kócsag vs. szürke gém).

#### 3.2. Élőhelytérképezés

A kutatás alá vont területek légifényképezése mind ornitológiai, mind rovar-tani, illetve számos egyéb (pl. botanikai, vadbiológiai, természetvédelmi stb.) vizsgálat esetén megkönnyíti a felmérést, hasznos adatokat szolgáltatva a vizsgált objektumokról. A fényképezett terület mérete, a lépték megválasztása minden esetben függ a kutatás céljától. Nagy területek összefüggő felvételeihez a repülőgép végigpásztazza a kijelölt területet, majd az egyes felvételek illesztőpontok segítségével egyesíthetők. A fényképek kalibrálása, korrigálása és georeferálása után az elkészült felvételek ortofotóként kezelhetők, amelyek így térképre illeszthetők. Az elkészült felvételek olyan információkat hordoznak, amelyek a földi terepbejárások során nem különíthetők el (pl. az egyes mikrohabitatfoltok határai), de segítségünkre lehetnek egyes objektumok (pl. vadcsapások, fészkek) megtalálásában is.

#### 3.3. Hiperspektrális kamera alkalmazása

Számos biotikus célterület mellett az ismertetett módon lehetőség nyílik abiotikus objektumok felmérésére is, amely területen – elsősorban a geológiai kutatások során – már évtizedek óta bevett gyakorlata van a légifényképezésnek. Újdonságnak ezen a téren is a

modellrepülő használata tekinthető, amely sok esetben a kutatások terepi támogatását közvetlen használhatósága, alacsony működtetési költsége révén segíti elő. Az egyes közettípusok elkülönítésére (de akár növénytársulások, erdőtípusok vagy növényfajok kimutatására) a hiperspektrális kamerák a legalkalmasabbak, amelyek egyesítik a digitális fényképezést a spektroszkópiával. A felvételezés során egy területet képpontokra bontunk, és minden képpontról felvesszünk egy spektrumot, amely folyamatos görbeként jelenik meg (HARGITAI, 2006). A multispektrális képekkel az egyes kőzetek vagy társulások elkülönítése jól megoldható. Ezek a mérőkamerák a múltban általában nagyméretűek és nehezek (30-40 kg) voltak, de az utóbbi években már elérhetőek 3-4 kg-os kompakt méretben is, így a modellrepülő által való használatuk is megoldható lett. Érdekeség továbbá egy tervezett program, amelynek során meteorit eredetű kőzetek keresésére használnánk a rendszert, ennek kidolgozása már folyamatban van (KALMÁR *et al.*, 2009). Nincsenek ugyanakkor tapasztalatok, hogy a hiperspektrális képalkotással az egyes madártani témájú felvételek (pl. fészektelepek) faji szintű elkülönítése megvalósulhat-e, ennek tesztelése a közvetlen terveink között szerepel.

#### 4. Következtetések, javaslatok

Az ismertetett módszer relatíve alacsony költségvetéssel kínál alternatívát a vadbiológiai kutatások térinformatikai támogatására. Lehetőséget nyújt olyan terepi objektumok megkeresésére, számlálására, amelyek más módszerekkel nem (vagy csak nagyobb ráfordítással, zavarással) végezhetők el. Ilyenek pl. a vadszámlálások, fészekszámlálások, mikrohabitatfoltok felmérése (pl. rovarfaj kutatásoknál), növényzeti foltterképek készítése. A modellrepülőgép megfelelő kialakítás esetén alkalmas lehet nagyobb tömegű eszközök (pl. hőkamera, hiperspektrális kamera) szállítására is, akár GPS alapú, automatizált vezérléssel is. További alternatívát jelenthetnek a jövőben az ún. quadcopterek (négy rotoros, forgószárnyas modellek), amelyek alkalmazása még tökéletesebb és pontosabb navigációt tesz lehetővé, használatuk különösen a GPS vezérelt felhasználás esetében lesz meghatározó. Ezek a pilóta nélküli légi járművek (UAV: unmanned aerial vehicle) jelentik a jövőt, hiszen repülési gyakorlattal nem rendelkező személyzet is könnyedén irányíthatja a gépet, amely az előre megadott útvonalat repüli, így a célterület a lehető legpontosabban és leggazdaságosabban mérhető fel.

#### 5. Summary

In our days the usage of airborne images has been widely pervading in research programs. The high costs of the research-specific ornithological airborne imaging is often beyond the budget of the programs. Airborne images, made by radio controlled (RC) model airplanes provide a perfect alternative for ornithological and other biological researches. The model airplanes give the possibility to look up or count field objects, which can not be done with any other methods (or just with bigger efforts and disturbance). For example: game counting, nest counting, survey of microhabitat patches (eg.: in the case of entomological researches), or vegetation mapping.

#### 6. Irodalom

FARAGÓ S., KALMÁR, S. & KOVÁCS GY. (2007): Modellrepülőről készített légifelvételek alkalmazása a különböző kutatási programokban. In: LAKATOS F. & VARGA D. (szerk.): Erdészeti, Környezettudományi, Természetvédelmi és Vadgazdálkodási Tudományos Konferencia. Konferencia Kiadvány. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron. 48–49.

HARGITAI H. (2006): A hiperspektrális képfeldolgozás módszerei és az első magyarországi képalkotó spektrométeres repülés adatainak elemzése. Doktori (PhD) értekezés. ELTE-TTK. Budapest

KALMÁR S. (2008): Mesterséges erdőfelújítás kisemlős közösségének szünbiológiai vizsgálata. Magyar Ápróvad Közlemények, 10: 221–309.

KALMÁR, S., KARDEVÁN, P. & GUČSIK, A. (2009): Airborne hyperspectral remote sensing and its application to the Antarctic meteorite research. Antarctic Meteorites, 22: 26–27.

# Ezüstsávós szénalepke (*Coenonympha oedippus*) a Hanságban

## False Ringlet (*Coenonympha oedippus*) in the Hanság meadows

AMBRUS ANDRÁS

### 1. Bevezetés

Az ezüstsávós szénalepke (*Coenonympha oedippus*) méltán szerepel az Élőhelyvédelmi Irányelv II. és IV. Függelékeiben, illetve a hazai fokozottan védett fajok között (100 000 Ft eszmei értékkel), hiszen európai populációi szinte mindenütt nagyon lokálisak és aktuálisan veszélyeztetettek. Hazánkban természetes előfordulását az utóbbi évtizedekben már csak egyetlen területről, Ócsa környékéről ismertük, bár vannak próbálkozások korábban ismert, illetve alkalmasnak ítélt területekre való visszatelepítésre. A faj hansági előfordulására vonatkozó utolsó adatok 70-100 évvel korábbi időszakra vonatkoztak, így jogosan tekintettük a fajt kipusztultnak a Dunántúlról.

### 2. Anyag és módszer

#### 2.1. A vizsgált területek és a vizsgálat aktualitása

A korábban eltűntnek tekintett, de valójában teljes bizonyossággal nem igazolt kipusztulásról való megbizonyosodás céljából a Hanság egyes területeinek bejárására korábban is történtek próbálkozások, azonban a jelentős mértékű tájképi átalakulás (lecsapolás, erdősítés) miatt az eredetileg ismert élőhelyek vizsgálata nem hozott pozitív eredményeket. A faj fellelésére vonatkozó utolsó kísérletre az adott indítást, hogy a vele kapcsolatos visszatelepítési kísérletek körül heves vita alakult ki a hazai szakemberek között az erre a célra a KvVM Természet- és Környezetmegőrzési Szakállamtitkársága által összehívott ad hoc bizottság megbeszélésén, tekintettel arra, hogy az egyetlen ismert népségből mindennemű eltávolítás komoly kockázatot jelenthet a maradék állományra nézve.

#### 2.2. Az alkalmazott vizsgálati módszerek

Az intenzív, célirányos vizsgálatok alapját a keresett élőhelytípus(ok) beazonosítása képezte: a megcélzott állományok zöme a kékperjés láprétek tözeges talajon díszlő, többszintes, zsombékoló szerkezetű (nem gépi kaszálású vagy kaszálatlan) formációiból kerültek ki. Ezek térképi és területi beazonosításához KESZEI & TAKÁCS (2008) munkájára, illetve Takács Gábor személyes segítségére volt szükség.

Az első pozitív eredményeket, azaz a faj egyedeinek megtalálását követően a már említett ad hoc bizottság tagjai meghívást kaptak a terület közös bejárására, ahol személyesen meggyőződhetek az adatok valódiságáról. A megtalált populáció egy viszonylag lehatárolt területén az abundancia becslésére azonnal elindítottam egy jelölés-visszafogásos vizsgálatot.

Ezt követően Sáfian Szabolcs aktív közreműködésével a térség további alkalmasnak látszó élőhelyein történtek felmérések, a faj elterjedésének megállapítására (jelenlét–hiány), illetve Sipos Tiborral további, távolabbi területek bejárása is megtörtént.

A nagylepkéközösség további értékes elemeinek feltárására éjszakai lámpázások is történtek.

### 3. Az eredmények és megvitatásuk

A faj utolsó ismert hansági megkerülésétől (GRAESER, 1940), 1939-től számítva épp hetven év telt el, hogy az első recens előfordulás igazolja a faj itteni túlélését. Az első példány megkerüléséhez némi szerencse is kellett a célirányos keresésen kívül, hiszen az ún. Háromszögletű-rét lelőhelyen már jóval korábban is történtek bejárások, akkor sikertelenül, ezúttal viszont az első megpillantott jószág épp egy ezüstsávós szénalepke volt.

Az első példány megpillantását számos további követte és ez elvezetett a faj itteni előfordulási helyeinek, majd pedig kedvelt élőhely-típusainak a feltérképezéséhez.

#### 3.1. Jelenlét–hiány

A vizsgálat során jelentős állományok előfordulásáról sikerült megbizonyosodni a Háromszögletű-rét közelében és annak néhány kilométer sugarú környezetében.

A legkedveltebb élőhelyek a következő típusokba voltak sorolhatók:

a Háromszögletű-réthez hasonló, kaszálatlan, többszintes, zsombékoló sásos, kékperjés láprétek, némi cserje- (*Frangula alnus*) és kevés fa- (*Betula pendula*, *Salix* sp.) borítással, bőséges (időnként tocsogós) vízellátással;

sikertelenül erdősített, valamikor mélyszántott, bakhátas művelésű, gyepes borítású területek, kevés fásszárúval;

fiatalosok, kiritkult állományok tisztásfoltjai, szegélyek.

#### 3.2. Állománynagyság

A Háromszögletű-rét mintegy 10 ha-os területéből egy – nagyjából fizikailag (úttal, csatornával és nádas vagy cserjés szegéllyel) lehatárolt – 1 ha-os mintaterületen történt a jelölés-visszafogásos denzitásbecslés. Ennek során, 11 mintavételi alkalommal összesen 148 példány kapott egyedi jelölést. A vizsgált periódus a 2009. június 14. és július 3. közti időszakot ölelte fel, melynek végén a napi fogás már jelentős mértékű csökkenést mutatott, így a rajzást befejezettnek tekintettem. Erre az időszakra az adatok alapján Manly–Parr-módszerrel 60-70 körüli maximális napi populációméret volt becsülhető, amiből a teljes repülési időszakra százas nagyságrendű teljes populációméret valószínűsíthető. A mintaterületnél tízszer nagyobb Háromszögletű-rét teljes területére így az ezres populációméret becsülhető (járulékos mintavételezések történtek a rét többi részein is), ami a teljes repülési időszakra, a további, abundáns állományokkal együtt az itteni népség tekintetében mindenképp a többbezer–tízezer populációméretet teszi valószínűsíthetővé ebben az évben.

### 3.3. Az eredmények és a természetvédelmi problémák megvitatása

Az előfordulási helyek jellegéből és az eddig megvizsgált azon helyekből, amelyek alkalmasak is lehetnének, ám nem sikerült kimutatni a faj jelenlétét, világosan látszik, hogy ez a lepke nem viseli el sem a gépi kaszálást, sem a területen a nádas vagy az erdő, illetőleg a bokorfüzes állományok záródását. Érzékenyen reagál a vízháztartás változására, és nem kedveli – ezzel összefüggésben – az invazív fajok (itt főként a magas aranyvessző) előretörését.

Problémák:

Vízvezetés: a terület kiszáradását okozza, a zsombékoló jelleg megszűnik, záródik az állomány, a lepke számára bezárulnak a védett közlekedési útvonalak.

Gépi kaszálás, szárzúzás: tönkreteszi a gyepek mikrodomborzati struktúráját, zsombékos szerkezetét, színtelenségét, homogenizálja a gyepterületet, ami nem kedvező a lepke és a hernyó számára sem.

Cserjésedés (kaszálás felhagyása): alacsony borítású árnyékoló cserjegyű – főként kutyabengét (*Frangula alnus*) – menedékként, pihenőterületként használ az imágó, nagyobb mértékű borítás, záródás esetében azonban kiszorul a területéről, nem is repül bele.

Nádasodás: ritkás nádas szegély nem okoz problémát, azonban sűrűbb nádas mellett átalakul a gyepterület is, és a lepke sem hatol be a számára otthonul nem szolgáló közegbe.

*Solidago*-terjedés (+egyéb invazív növények): a vízgazdálkodás romlása miatt beálló változás, ami a honos gyepek faji összetételét és struktúráját változtatja meg, alkalmatlanná téve azt a faj számára.

Erdősítési kötelezettség: a beerdősítéssel – akár sikertelen, akár nem – jelentős mértékű zavarás következik be, amely (az egykor alkalmazott bakhátas előkészítés kivételével) többnyire nagyban lerontja a faj túlélésének esélyeit.

### 3.4. Természetvédelmi ajánlások

A gyepek művelési ágban levő, ismert *Coenonympha oedippus* élőhelyeken az agrártámogatási rendszer által előírt évi egyszeri (N 2000) vagy kétszeri kaszálási kötelezettséget föl kell oldani, mert az állomány kipusztulásához vezethet.

Az erdő művelési ágban lévő élőhelyeken az erdősítési kötelezettség alól mentesíteni kell a területet, mivel az is nagyban károsítja az élőhelyet, sikeres erdősítés esetén kipusztul a faj az adott területről.

A cserjésedés, nádasodás és egyéb invazív fajok előretörése elleni védekezésül kisebb sávokban, függesztett adapterrel való szárzúzás javasolható, bizonyos mértékű kézi munkával megsegítve (motoros kasza).

További vízvezetés, lecsapolás nem engedhető meg a területeken.

### 4. Köszönetnyilvánítás

Köszönet illeti mindazokat, akik munkájukkal, tanácsaikkal, adataikkal segítettek az ezüstsávú szénalepke hansági állományának megtalálását és a népszerűség felmérését, így a KvVM Természet- és Környezetmegőrzési Szakállamtitkárság *oedippus* ad hoc munkabizottságát, Máthé András személyes tapasztalatainak megosztásáért, Takács Gábort az élőhelyi adatokért és botanikai tanácsaiért, Sáfián Szabolcsot a terepi felmérésekben való segítségéért, valamint Sipos Tibort további élőhelyek felkutatásáért.

### 5. Summary

False Ringlet is one of the rarest and most threatened butterfly species in Hungary, which had only one known native population in the country so far. Recent report gives evidence of survival of the species in the Hanság meadows where the last individuals were seen 70 years before by F. Graeser. The new records were taken in 10th June 2009 after thorough checking up the whole area for wet grasslands with horizontally and vertically structured stands of *Molinia caerulea* based on the habitat map, aerial photograph and field studies supported by the botanist G. Takács. The colony of the False ringlet was estimated at least several thousands (may be reached ten thousands) individuals based on the capture-mark-recapture session on a small, relatively closed part of the whole population. Essential elements seemed to be the grasslands with tussocks caused by the temporary high groundwater table (reaching the surface sometimes), low abundance of bushes (*Frangula alnus*) and solitary beech and willow trees. Abundant reed, bush and tree stands are harmful, water drainage with successive expansion of *Solidago* sp. and machine moving are destructive to the habitat.

### 6. Irodalom

GRAESER, F. (1940): Beitrag zur Kenntnis der *Lepidoptera* fauna des Hansag. Fragmenta Faunistica Hungarica, 3(3): 64–68.

KESZEI B. & TAKÁCS G. (2008): A HUFH30005 Hanság (Észak-Hanság) Natura 2000 terület élőhely-térképezése. Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság. Kutatási jelentés.

# Fészkelő madárállományok a Nyirkai-Hanyban

## Breeding bird populations in the Nyirkai-Hany area (NW-Hungary)

PELLINGER ATTILA & FERENCZI MÁRTA

### 1. Bevezetés

A vízimadárfaajok állományainak fenntartásában egyre nagyobb szerepük van és a jövőben méginkább lehet, a vizes élőhelyek rekonstrukciójának. A Kisalföldön ilyen beavatkozások Mekszikópusztán (PELLINGER, 2003) és a Nyirkai-Hanyban (PELLINGER, 2007b) történtek. Az egykor 55 ezer ha legnagyobb kiterjedésű Hanság lecsapolása (SZEKENDI, 1938) a Kárpát-medence egyik legjelentősebb vizes élőhelyét szüntette meg lényegében azelőtt, hogy botanikai és zoológiai leírása elkészülhetett volna. A Hanság részleges rehabilitációja 2001-ben a Bősárkányi-láptorok közelében fekvő Nyirkai-Hany felszíni árasztásával kezdődött el (PELLINGER, 2007a). A korábban évtizedeken keresztül kaszálóként hasznosított területet a Rábca folyó duzzasztásával, időről időre gravitációs úton történő árasztással öntözték a fűhozam növelése érdekében, de az év nagy részében nem volt felszíni vízborítás.

A Fertő–Hanság Nemzeti Park védett területét az állami tulajdonlás és a kedvező terepviszonyok tették alkalmassá az újraárasztásra, amelyet a madárvilág gyors változása követett. A fészkelő fajok és az átvonulók száma és mennyisége jelentősen megnőtt, a Nyirkai-Hany rövid idő alatt a Kisalföld egyik legjelentősebb vízimadár élőhelyévé vált és már 2006-ban Ramsari Területté nyilvánították.

### 2. Anyag és módszer

#### 2.1. A vizsgált terület leírása

A Nyirkai-Hany 416 ha-os területét kisebb-nagyobb szárazulatok kivételével 0-150 cm között változó mélységű víz borítja. A foltokban megmaradt vízi növényzet az elárasztással az első években gyorsan kiterjedt, majd fokozatos kiritkulás indult meg, amely jelenleg is folyik. A magasabban fekvő területrészekeken korábban foltokban fák, fasorok voltak, ezek egy része jelenleg is megvan, de a vízben állók mennyiségét próbáltuk minél pontosabban megállapítani. A felméréseket részben a töltéseken álló megfigyelőtornyokból végeztük, de csónakkal és gyalogosan végzett bejárást, valamint repülőgépről végzett légi fényképezést is alkalmaztunk. A fészkek helyének rögzítését terepi GIS eszközökkel végeztük (PELLINGER & TAKÁCS, 2012).

#### 2.2. Alkalmazott módszerek

Felméréseinket 2001–2009 között végeztük, az elárasztást követően ismételt terepi bejárásokkal gyűjtöttünk adatokat a fészkelő és az átvonuló madárfaajok állományairól és az állományok változásairól (FERENCZI *et al.*, 2008). Minden fészkelő faj állományának felmérésére nem volt lehetőségünk, ezért főként az általunk legfontosabbnak tartott fokozottan védettek, illetve telepesen költők mennyiségét próbáltuk minél pontosabban megállapítani. A felméréseket részben a töltéseken álló megfigyelőtornyokból végeztük, de csónakkal és gyalogosan végzett bejárást, valamint repülőgépről végzett légi fényképezést is alkalmaztunk. A fészkek helyének rögzítését terepi GIS eszközökkel végeztük (PELLINGER & TAKÁCS, 2012).

### 3. Eredmények

Az eredmények alapján a területen fészkelő madárfajokat több csoportba osztottuk, a csoportokba sorolás a fészkelésre vonatkozó adatok pontossága alapján történt. Legtöbb és legpontosabb információval a telepekben költő fajokról rendelkezünk, mivel ezekben jelentős természetvédelmi érték koncentrálódik, felmérésük is könnyebben megoldható. A szoliter fészkelők és a rejtett életmódú fajok esetében állományfelmérést nem végeztünk.

#### 3.1. Állományadatokkal ismert madárfajok

A biztosan költő madárfajok állományának felmérése a fészkek számlálásával, vagy a fészkek, esetleg a fiókat vezető családok számának becslésével történt.

##### 3.1.1 Átmenetileg megtelepedő fajok

A gátakon, valamint a mesterséges fészkelősziget kialakításakor végzett földmunkák miatt átmenetileg az első 2-3 évben több helyen növényzettől részben vagy teljesen mentes területek jöttek létre. Emellett az elárasztáskor nem voltak a magas vízínövényzetnek (nád, gyékény) kiterjedt foltjai, így olyan vízimadárfaajok is költöttek, amelyek később a vegetáció záródásával hamar eltűntek (1. táblázat).

| Faj neve                                   | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 |
|--------------------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Gólyatöcs ( <i>Himantopus himantopus</i> ) | 3    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| Gulipán ( <i>Recurvirostra avosetta</i> )  | 7    | 2    | 1    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| Kis lile ( <i>Charadrius dubius</i> )      | ?    | 9    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |

1. táblázat – Az átmenetileg megtelepedő madárfajok fészkelőállományai  
Tab. 1. – Temporary breeding populations of bird species

##### 3.1.2. Fészkelő, ismert állományú fajok

A telepesen költő madárfajok fészkelőhelyeinek biztosítása, illetve védelme természetvédelmi szempontból különösen fontos, hiszen jelentős zavarás vagy más veszélyeztető tényező esetén a szóban forgó vizes élőhelyen akár az évi teljes szaporulat megsemmisülhet. Ezért különösen nagy figyelmet fordítottunk az ilyen kolóniákra, emellett a fiókákat vezető párok számlálásával jól felmérhető nyári lúd (*Anser anser*) és bütykös hattyú (*Cygnus olor*) esetében rendelkezünk több éves adatsorokkal.

| Faj neve                                        | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 |
|-------------------------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Kárókatona ( <i>Phalacrocorax carbo</i> )       | 0    | 12   | 70   | 100  | 130  | 105  | 134  | 127  | 123  |
| Kis kárókatona ( <i>Phalacrocorax pygmeus</i> ) | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 4    |
| Kis kócsag ( <i>Egretta garzetta</i> )          | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 1    | 1    | 5    | 5    |
| Nagy kócsag ( <i>Egretta alba</i> )             | 0    | 0    | 1    | 6    | 3    | 4    | 1    | 0    | 0    |
| Vörös gém ( <i>Ardea purpurea</i> )             | 0    | 2    | 40   | 10   | 30   | 19   | 34   | 22   | 38   |
| Szürke gém ( <i>Ardea cinerea</i> )             | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 4    | 43   | 52   |
| Bakcsó ( <i>Nycticorax nycticorax</i> )         | 0    | 12   | 23   | 0    | 19   | 39   | 55   | 32   | 25   |
| Üstökősgém ( <i>Ardeola ralloides</i> )         | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 2    | 2    | 0    |
| Kanalgém ( <i>Platalea leucorodia</i> )         | 0    | 0    | 0    | 0    | 11   | 10   | 0    | 2    | 3    |
| Bütykös hattyú ( <i>Cygnus olor</i> )           | 0    | 5    | 6    | 4    | 6    | 7    | 8    | 5    | 4    |
| Nyári lúd ( <i>Anser anser</i> )                | 0    | 5    | 7    | 13   | 30   | 30   | 35   | 40   | 40   |
| Dankasirály ( <i>Larus ridibundus</i> )         | 150  | 150  | 800  | 600  | 600  | 1450 | 1670 | 400  | 3    |
| Szerecsensirály ( <i>Larus melanocephalus</i> ) | 0    | 0    | 30   | 50   | 10   | 25   | 1    | 2    | 0    |
| Küszvágó csér ( <i>Sterna hirundo</i> )         | 25   | 15   | 15   | 10   | 20   | 16   | 15   | 34   | 19   |
| Fattyúszerkő ( <i>Chlydonias hybrida</i> )      | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 36   | 38   | 0    |

2. táblázat – Fészkelő, ismert állományú madárfajok  
Tab. 2. – Known breeding populations of bird species

A Nyirkai-Hanyban elszórtan található fákön több kisebb telepben fészkelő kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) állománya 100-130 pár között stabilizálódott. Hasonlóan állandó, kisebb ingadozásokkal 30-40 páros költőpopulációja alakult ki a vörös gémmek (*Ardea purpurea*), amely részben nádasban, részben gyékényesben fészkel. A vízben álló füzesekben 25-50 pár bakcsó (*Nycticorax nycticorax*) költ rendszeresen. Stablnak tekinthető emellett a küszvágó csér (*Sterna hirundo*) 15-35 páros telepe. A nyári lúd állománya mintegy 40 pár, a bütykös hattyúé 5-8 pár, a többi felmért madárfaj állománya ingadozó, illetve fészkelésük rendszertelennek tűnik a vizsgált kilencéves időszak tapasztalatai alapján. A szürke gémmek (*Ardea cinerea*) növekvő mennyiségével párhuzamosan csökkent a 2,5 km távolságban található Csíkos-égerben lévő régi telepben fészkelők száma, vagyis valószínűsíthetően onnan telepedett át a jelenlegi nyirkai állomány (2. táblázat).

### 3.2. Ismert fészkelő fajok

A vizsgált területen végzett terepbejárások és számlálások során további 17 faj (3. táblázat, csillaggal megjelölve) fészket vagy fiókáit sikerült megtalálni, illetve 13 faj esetében egyértelműen a fészkelésre utaló magatartást figyeltünk meg, fajonként több egyed vagy pár esetében. A bölömbikánál (*Botaurus stellaris*) és az énekesmadaraknál ez többnyire a revírben éneklő hímekeket jelent, a barna rétihéja (*Circus aeruginosus*) esetében nászrepülő és táplálékot hordó párokat.

|                                               |                                                          |
|-----------------------------------------------|----------------------------------------------------------|
| Kis vöcsök ( <i>Tachybaptus ruficollis</i> )* | Vízityúk ( <i>Gallinula chloropus</i> )*                 |
| Búbos vöcsök ( <i>Podiceps cristatus</i> )*   | Guvat ( <i>Rallus aquaticus</i> )*                       |
| Törpegém ( <i>Ixobrychus minutus</i> )        | Kis vízicsibe ( <i>Porzana parva</i> )                   |
| Bölömbika ( <i>Botaurus stellaris</i> )       | Kakukk ( <i>Cuculus canorus</i> )                        |
| Tökés réce ( <i>Anas platyrhynchos</i> )*     | Jégmadár ( <i>Alcedo atthis</i> )*                       |
| Kendermagos réce ( <i>Anas strepera</i> )*    | Nádi tücsökmadár ( <i>Locustella luscinioides</i> )      |
| Kanalas réce ( <i>Anas clypeata</i> )*        | Énekes nádiposzáta ( <i>Acrocephalus palustris</i> )     |
| Üstökösrege ( <i>Netta rufina</i> )*          | Cserregő nádiposzáta ( <i>Acrocephalus scirpaceus</i> )  |
| Barátréce ( <i>Aythya ferina</i> )*           | Foltos nádiposzáta ( <i>Acrocephalus schoenobaenus</i> ) |
| Kontyos réce ( <i>Aythya fuligula</i> )*      | Nádirigó ( <i>Acrocephalus arundinaceus</i> )            |
| Barna rétihéja ( <i>Circus aeruginosus</i> )  | Fülemülesítke ( <i>Acrocephalus melanopogon</i> )        |
| Egerészölyv ( <i>Buteo buteo</i> )            | Barkóscinege ( <i>Panurus biarmicus</i> )*               |
| Vörös vércse ( <i>Falco tinnunculus</i> )*    | Függőcinege ( <i>Remiz pendulinus</i> )*                 |
| Fácán ( <i>Phasianus colchicus</i> )*         | Dolmányos varjú ( <i>Corvus corone cornix</i> )*         |
| Szárcsa ( <i>Fulica atra</i> )*               | Nádi sármány ( <i>Emberiza schoeniclus</i> )             |

3. táblázat – Fészkelő madárfajok  
Tab. 3. – Breeding bird species

### 3.3. Valószínűleg fészkelő fajok

A harmadik csoportba a valószínűleg alkalmanként vagy rendszeresen költő madárfajokat soroltuk. Ebben a kategóriában szerepelnek azok a fajok, amelyeknek fészkelésére vannak alkalmas élőhelyfoltok a Nyirkai-Hanyban, de azok főleg a területet szegélyező gátak szegélyzónájában találhatóak, és nincsen biztos fészkelési adatunk e fajokról, illetve olyan fajok, amelyek gyakoriak, alkalmas fészkelőhelyük is van, de nem rögzítettük költési adatukat.

|                                             |                                                    |
|---------------------------------------------|----------------------------------------------------|
| Örvös galamb ( <i>Columba palumbus</i> )    | Barátposzáta ( <i>Sylvia atricapilla</i> )         |
| Vadgerle ( <i>Streptopelia turtur</i> )     | Fitiszfűzike ( <i>Phylloscopus trochilus</i> )     |
| Erdei fülesbagoly ( <i>Asio otus</i> )      | Csilpcsalpfűzike ( <i>Phylloscopus collybita</i> ) |
| Nagy fakopáncs ( <i>Dendrocopos maior</i> ) | Szécinege ( <i>Parus major</i> )                   |
| Erdei pityer ( <i>Anthus trivialis</i> )    | Szarka ( <i>Pica pica</i> )                        |
| Barázdabillegető ( <i>Motacilla alba</i> )  | Seregély ( <i>Sturnus vulgaris</i> )               |
| Sárga billegető ( <i>Motacilla flava</i> )  | Mezei veréb ( <i>Passer montanus</i> )             |
| Cigánycsuk ( <i>Saxicola rubicola</i> )     | Erdei pinty ( <i>Fringilla coelebs</i> )           |
| Rozsdás csuk ( <i>Saxicola rubetra</i> )    | Zöldike ( <i>Carduelis chloris</i> )               |
| Fekete rigó ( <i>Turdus merula</i> )        | Kenderike ( <i>Carduelis cannabina</i> )           |

4. táblázat – Valószínűleg fészkelő madárfajok  
Tab. 4. – Most likely breeding bird species

#### 4. Összefoglalás

Az újraárasztott Nyirkai-Hanyban 2001–2009 között végeztünk felméréseket az ott fészkelő fajokról. Elsősorban a telepesen fészkelő és a fokozottan védett vízimadarak állományait vizsgáltuk, amelyeknek a védelme meghatározó szempont a terület természetvédelmi kezelése szempontjából. Összesen 68 fészkelő madárfaj költését állapítottuk meg, ebből 18 fajról rendelkezünk megbízható állományadatokkal. A biztosan fészkelő harminc és a valószínűleg költő húsz madárfaj mellett számítani lehet továbbiak kimutatására is.

A Nyirkai-Hanyban az elárasztást követően jelentős kárókatona-, gém- és sirálytelepek alakultak ki, ezzel a terület mára a Dunántúl egyik legjelentősebb vízimadár élőhelyévé vált.

#### 5. Summary

In the flooded Nyirkai-Hany reconstruction area several bird breeding surveys were carried out between 2001 and 2009. In particular, the project focused on the nesting colonies and the highly protected waterfowl populations, whose protection is a decisive factor in the conservation management of the area. In total, 68 breeding bird species were determined, 18 of which have reliable data for breeding population size. We identified 30 well known breeding species, and 20 of the most likely breeding species, but there are likely more that went undetected.

After the flooding event, cormorant, heron and gull colonies have developed in the Nyirkai-hany which makes the area one of the most important waterbird habitat in the Transdanubium.

#### 6. Irodalom

FERENCZI M., PELLINGER A. & CSÖRGŐ T. (2008): Vízimadár állományok változásai a Nyirkai-Hany elárasztásain. In: LAKATOS F. & VARGA D. (szerk.): Erdészeti, Környezettudományi, Természetvédelmi és Vadgazdálkodási Tudományos Konferencia. Konferencia Kiadvány. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron. 52–53.

PELLINGER, A. (2003): Waterbird-monitoring in the reconstruction habitats in the Lake Fertő, North-west Hungary. *Ornis Hungarica*, 12–13(1–2): 263–265.

PELLINGER A. (2007a): Nyirkai-Hany. In: TARDY J. (szerk.): A magyarországi vadvizek világa. Alexandra Kiadó, Budapest. 46–51.

PELLINGER A. (2007b): Példák a sikeres hazai élőhely-rehabilitációk sorából. A Nyirkai-Hany elárasztásai. In: TARDY J. (szerk.): A magyarországi vadvizek világa. Alexandra Kiadó, Budapest. 26–28.

PELLINGER A. & FERENCZI M. (2009): Vízimadarak monitorozása a Fertőn és a Hanságban. *Szélkiáltó*, 14: 16.

PELLINGER A. & TAKÁCS G. (2012): Térinformatikai eszközök alkalmazása a madártani adatgyűjtésben. *Szélkiáltó*, 15:

SZEKENDI F. (1938): A Hanság és a Fertő lecsapolási kísérleteinek története. *Specimina dissertationum Fac. Phil. Reg. Hung. Univ. Elisabethinae Quinqueecclesiensis*, 126: 1–36.

---

PELLINGER ATTILA – Fertő–Hanság Nemzeti Park – H-9435 Sarród, Rév, Kócsagvár – pellingert@freemail.hu

FERENCZI MÁRTA – MME – MME Kisalföldi Helyi Csoport – H-9027 Győr, Puskás Tivadar u. 11. – martaferenczi5@gmail.com

---

# Győr-Moson-Sopron megye fehér gólya (*Ciconia ciconia*) állományának vizsgálata 1986–2009 között

Study of the population of White Stork (*Ciconia ciconia*) in Győr-Moson-Sopron county in the years 1986–2009

BALSAY SÁNDOR

## 1. Bevezetés

A fehér gólyára vonatkozó első sikeresnek mondható országos felmérés 1958-ban történt Magyarországon (MARIÁN, 1962). A következő, ötvenkénti felmérések kimutatták a folyamatos állománycsökkenést Magyarországon és ugyanakkor Győr-Moson-Sopron megyében is. Az akkori felméréseknek egyik hiányossága volt, hogy nem minden településről érkezett be jelentés. 1986-ban a felmérések pontosítására egy olyan módszert dolgoztunk ki, amivel ezután az összes Győr-Moson-Sopron megyei településen minden évben elvégeztük a felmérést.

## 2. Anyag és módszer

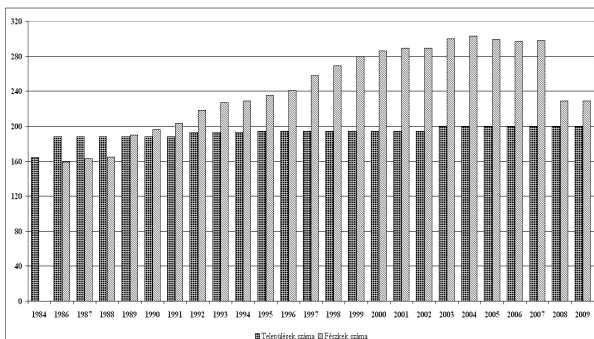
1986-ban létrehoztuk a fészkek nyilvántartását és minden fészkek közelében a lakók közül egy önkéntes megfigyelőt kértünk fel. Ez az elgondolás azért volt jó, mert a korábbi felmérések során végzett néhány ellenőrzéssel ellentétben a helyi megfigyelő folyamatában látja a gólyák költését, és pontosabban tudja rögzíteni annak paramétereit. Így csak a kérdőívet (ami egy kérdésekkel ellátott levelezőlap) kell visszaküldeni az adott címre. Ezen a megfigyelők több megjegyzést is tehettek, pl. feltűnethették a zavaró körülményeket, a fészkekkel kapcsolatos problémákat vagy a madarak sérüléseit, esetleges pusztulásukat. E módszerrel minden évben elvégezhető a felmérés (FERENCZI & BALSAY, 2009).

## 3. Eredmények

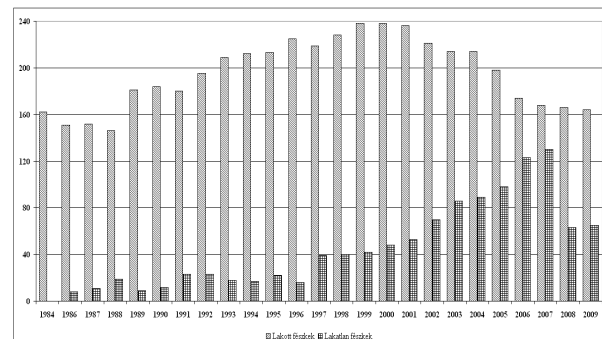
Már az 1986-os felmérés is sikeresnek bizonyult, csupán három fészkekről nem érkeztek be adatok. Máig 24 sikeres évet zárt a kialakított monitoringrendszer szerint végzett adatgyűjtés. Kezdetben csak az állomány alakulására voltunk kíváncsiak, folytatódik-e az állomány csökkenésének tendenciája? Nem vizsgáltuk a táplálkozóterületekben beálló változásokat. A továbbiakban már ez is fontos lesz.

### 3.1. A fészkek számának alakulása

A felmérések eredményét évente egy összesítő táblázatban foglaltuk össze. Ezek közül most a költőállományra nagyságára vonatkozó adatokat elemezzük. Az 1. ábra a gólyák által lakott települések számát és az ezekben lévő fészekszámat mutatja (a diagramoknál az 1984-es országos felmérés (JAKAB, 1987) adatait használtuk fel kiindulási alapként).



1. ábra – A gólyafészkek száma a megye településein  
Fig. 1. – Number of stork nests per settlement



2. ábra – Lakott és lakatlan fészkek számának változása  
Fig. 2. – Change in the number of occupied and vacant nests

Az 1984-es számlálás során 146 településről jelentettek gólyafészket. 1986-ban már csak 125 fészkek került a nyilvántartásunkba. Valószínűleg megszokásból jelentették a régi fészket is. A következő években lassan, de folyamatosan települtek vissza a gólyák az elhagyott településekre, a már lakott településeken pedig gyarapodott a fészkek száma. 1992 után Veszprém megye tíz bakonyaljai települése került át Győr-Moson-Sopron megyébe, de csak egy lakott és két lepusztult fészket hozott magával. Az emelkedés elsősorban a Hanság mellékén és a Szigetköz területén történt.

A fészkek számának erőteljesebb emelkedése annak is köszönhető, hogy 1989-től kezdődően nagyon sok fészektartó került felhelyezésre az elektromos hálózat tartóoszlopaira, sokszor felesleges helyekre is. Ezek kivétel nélkül nyilvántartásba kerültek. Később beigazolódt, hogy csak a gólyák által kiválasztott, már egy-két évig belakott helyre érdemes feltenni ilyen tartószerkezetet.

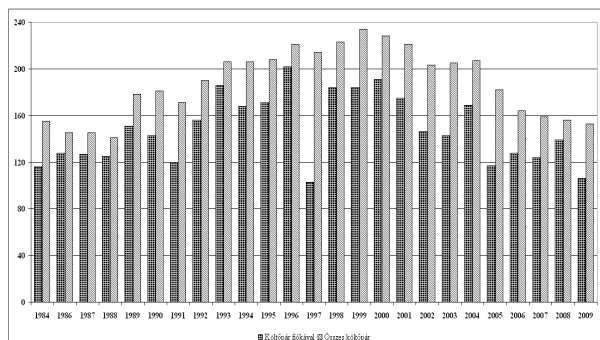
A 2. ábrán megfigyelhető, hogy a fészkek számának emelkedése 2004-ben megállt, és utána gyors csökkenés következett be. Csökkent a lakott helyek száma, különösen az Alpokalja térségben. Csökkent a fészkek száma is 300-ról 229-re. De ennek nagyobb része abból adódik, hogy a gally nélküli, gólya által régóta nem látogatott fészkeket 2008-ban kivettük a nyilvántartásból.

A 3. ábra mutatja be a meglévő fészkek kihasználtságát a vizsgált területen. A lakott fészkek számának növekedése egyenletesnek mondható 1999-ig. Amíg 1986-ban 151 lakott fészket találtunk, 1999-ben már 238 fészkekben volt gólya, ebből 234 helyen párban, négy helyen pedig a fészknél magányos gólya jelent meg. Sajnos azóta folyamatos az állomány csökkenése, és emiatt növekedett az üresen álló fészkek száma. 2008-ban úgy ítéltük meg, hogy az üres fészkek fele már teljesen lepusztult és törölni kell a listából.

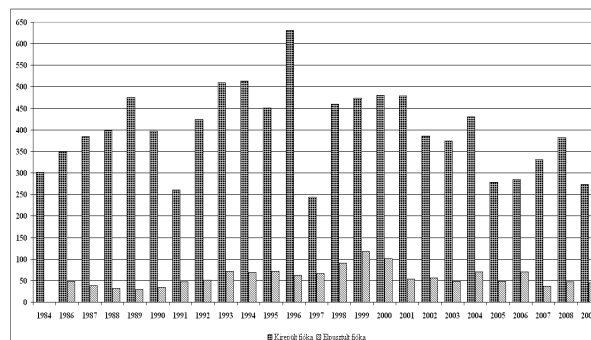
Az állomány csökkenése a megye minden tájegységét érintette, de leginkább a megye nyugati részén ürültek ki a fészkek. De csökkenés tapasztalható olyan szigetközi, rábaközi településeken is, ahol a korábban növekedés volt jellemző. Győrújfalutól Hédervárig régóta nincs költőpár, de sok fészkek maradt üresen Kónyban, Csornán, Bogyoszlón és Lipóton is.

### 3.2. A költőpárok számának alakulása

A költőpárok száma 1999-ig nagyjából egyenletesen növekedett, és akkor 234 pár jelentette a csúcst. Azóta a költőpárok száma gyorsabban csökkent, mint ahogyan korábban emelkedett. A fiókát nevelő párok számában nagyobb az ingadozás, de ez elsősorban az időjárás szélsőségeinek következménye. A fióka nélküli párok száma kiugróan magas volt 1997-ben, amikor a 214 párból 111 nem tudott fiókát repíteni. Magas volt az arány 2005-ben is (182/65). Talán ezeknek az éveknek a szaporulata hiányzott a következő években! Nem biztató a 2009. év eredménye sem (153/47). Az állomány jövőbeni alakulásának szempontjából kiemelkedően fontos az elrepült fiókák számának csökkenése (4. ábra), ami további csökkenést jelez előre.



3. ábra – Sikeresen költő gólyapárok  
Fig. 3. – Successfully breeding White Stork pairs



4. ábra – Kirepült fiókák számának alakulása  
Fig. 4. – Numbers of fully fledged young storks

### 4. Összefoglalás

A Kisalföld fehér gólya (*Ciconia ciconia*) fészkelőállományának évenkénti felmérése 1986-tól folyik önkéntes adatközlők bevonásával. E munkában a 2009-ig gyűjtött adatok elemzése történt meg. A költőpárok száma 1999-ig nagyjából egyenletesen növekedett, és akkor 234 pár jelentette a csúcst. Azóta a költőpárok száma gyorsabban csökkent, mint ahogyan korábban emelkedett. A fiókát nevelő párok számában nagyobb az ingadozás, de ez elsősorban az időjárás szélsőségeinek következménye. A fióka nélküli párok száma kiugróan magas volt 1997-ben, amikor a 214 párból 111 nem tudott fiókát repíteni. Magas volt az arány 2005-ben is (182/65). Talán ezeknek az éveknek a szaporulata hiányzott a következő években. Nem biztató a 2009. év eredménye sem (153/47). Az állomány jövőbeni alakulásának szempontjából kiemelkedően fontos a kirepült fiókák számának csökkenése, ami további csökkenést jelez előre.

### 5. Summary

The yearly assessment of the nesting White Stork (*Ciconia ciconia*) population in the Small Hungarian Plain is done since 1986 including data supplier volunteers. This work analyses data gathered until 2009. The number of breeding pairs has grown rather steadily until 1999 with a peak of 234 pairs. Since then the number of breeding pairs experienced a decrease faster than the previous growth. The number of pairs raising young fluctuates to a greater extent, but this is primarily due to the weather. The number of pairs without young was outstanding in 1997, when 111 of the 214 pairs could had no fledged young ones. This ratio was also high in 2005 (182/65). Maybe it was the offspring of these years that was missing in the following years. The result of the year 2009 is not promising either (153/47). From the point of the future population the decreasing number of fledged young is of outstanding importance, as it projects further decrease.

### 6. Irodalom

- FERENCZI M. & BALSAY S. (2009): A fehér gólya (*Ciconia ciconia*) megyei állományának monitorozása (1986–2006). Szélkiáltó, 14: 19.
- JAKAB B. (1987): A fehér gólya (*Ciconia ciconia*) állománya Magyarországon 1984-ben. A Móra Ferenc Múzeum Évkönyve, 1987(1): 473–512.
- MARIÁN, M. (1962): Der Weiss-Storch in Ungarn in den Jahren 1956–1958. A Móra Ferenc Múzeum Évkönyve, 1960–1962: 231–269.

# A bölömbika (*Botaurus stellaris*) fészkelőállománya a Fertőn 2008-ban

Breeding population of the Eurasian Bittern (*Botaurus stellaris*) on Lake Fertő in 2008

MOGYORÓSI SÁNDOR

## 1. Bevezetés

A bölömbika palearktikus elterjedésű faj, Európa 27 országában fészkel mintegy 34-54 ezer párban (KOSKIMIES & TYLER, 1997), ami világállományának mintegy negyede, fele (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004).

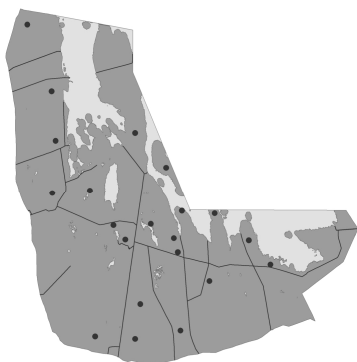
Hazánk egyik legkevésbé vizsgált gémfaja, annak ellenére, hogy állománya sebezhető, valamint fokozottan védett státuszban is van. Nálunk nagyobb kiterjedésű nádasokkal rendelkező tavakon fészkel, esetenként folyóvizek szélesebb nádas szegélyeiben. Alkalmanként kisebb tavak nádasában is megtelepszik, de találták fészket homogén székisásosban is (MOLNÁR, 1998). Jelenlegi hazai költőállománya 700-1000 pár közöttire tehető és stabilnak mondható (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

## 2. Vizsgálati terület és módszer

A vizsgálati terület a Fertő hazai oldalának mintegy 6300 ha kiterjedésű nádas volt, melynek egy részén a 2008. évben egy nádi énekesmadár-monitoring vizsgálat kezdődött. Dr. Vadász Csaba kajakkal és gyalogos területbejárások során végezte énekesmadár-állomány-vizsgálatait a Csárda-kapu és a mekszikópusztai Körgát közötti területen, illetve jómagam ezekhez a vizsgálatokhoz egy kontrollfelmérést végeztem stánglelival hajtott csónakkal a Herlakni-árokban március–június hónapok között. A gyűjtött adatok zöme a faj hangadása tekintetében a legaktívabb időszakból, a napkeltét megelőző egy órából származik, amikor az énekesmadár-felmérés is elkezdődött. Jelen dolgozatban az általam, valamint Dr. Vadász Csaba által gyűjtött bölömbikaadatokat használtam fel. Külföldi vizsgálatok alapján a legintenzívebben április–május hónapokban szólnak (bömbölnek) a hímek (POULIN & LEFEBVRE, 2003). A vizsgálat során az április–május hónapokban (23 észlelési nap) történt akusztikus észleléseket dolgoztam fel, mivel az ekkor bömbölő hímek már a biztosan revírt tartó egyedek. Rejtett életmódja miatt csak az akusztikus észlelésekre hagyatkozhattam, részben a tó egyes öbleiben történt észlelésekkel, illetve a parti területeken a különböző irányokból hallott egyedek térképi rögzítésével. Hangja akár több kilométerre is elhallatszik, így egy ekkora zárt nádas területen, mint a Fertő hazai része, nem könnyű az egyes egyedek megközelítő lokalizálása, illetőleg egy másik egyedtől való elkülönítése sem. Lehetőség van bioakusztikai módszerekkel az egyes példányok hangját azonosítani, de ehhez először viszonylag közlelől hangfelvételt kell készíteni az adott egyed bömböléséről (GILBERT *et al.*, 1998). Ez a módszer csak viszonylag kis területű nádasok és kis fészkelőpopuláció esetében lehet eredményes. A felmérés sikerességét nehezíti továbbá, hogy a faj hajlamos a poligámiára, így a bömbölő hímek számának meghatározása még korántsem jelenti azt, hogy pontos képet kaptunk a fészkelő párok számáról. Egy-egy hím több bömbölőhelyet is használhat, amit akár napközben is változtat, így esély van az állomány túlbecslésére is (TYLER, 1994).

## 3. Eredmények

A korábbi években (1995, 2001 és 2007) is próbálkoztam alkalmoszerű felmérésekkel a tó területén. Az akkori felmérések 21, 15, illetve 22 bömbölő hímek mutattak, így ezek alapján a hazai törészre 25-30 költőpárt becsültünk.



1. ábra – Bölömbikarevírek 1995-ben  
Fig. 1. – Great Bittern territories in 1995



2. ábra – Bölömbikarevírek 2001-ben  
Fig. 2. – Great Bittern territories in 2001

A tó osztrák oldalán 1989-ben Purbach és Winden között végzett felmérés során 14 bömbölő hímek regisztráltak 16 km<sup>2</sup>-nyi nádas területen, így itt az állománysűrűség 0,9 hím/km<sup>2</sup>-nek adódott, míg egy 1994. évi felmérés 14,2 km<sup>2</sup>-nyi nádas területen 14 bömbölő hímek mutatott ki (1 hím/km<sup>2</sup>), így ez alapján az ottani állományt 100 bömbölő hímre becsülik (DVORAK *et al.*, 1997). Az általam végzett felmérés alapján a vizsgált területen (63 km<sup>2</sup>) 38 bömbölő hím jelenlétét sikerült kimutatni, ami a tó terület nagyságát tekintve 0,6 hím/km<sup>2</sup> állománysűrűséget jelent.

Ez az érték valamivel csekélyebb, mint a tó osztrák oldalán található nádas területekről kimutatott állománysűrűség. Ez az eltérés több okból adódhat, többek között a nádas állományok minőségétől, a különböző felmérési évek vízállásától, a felmérés módszerétől stb. Ha figyelembe vesszük, hogy a faj poligám – bár a szakirodalomban a poligámia szintjének megadására sehol nem vállalkoztak – és a bömbölőhelyeit napközben is változtathatja, akkor nem zárhatjuk ki sem a fölé, sem az alábecslés lehetőségét. Magam mégis inkább

hajlok az alábecslés valószínűségére. Az osztrák oldali eredményeket figyelembe véve a hazai tórészen a hímek száma esetleg elérheti az ötvenet is.



3. ábra – Bölömbikarevírek 2007-ben  
Fig. 3. – Great Bittern territories in 2007



4. ábra – Bölömbikarevírek 2008-ban  
Fig. 4. – Great Bittern territories in 2008  
Világos pontok: Vadász Csaba adatai

#### 4. Összefoglalás

A Fertő hazai oldalán 2008-ban egy énekesmadár-állományfelméréssel párhuzamosan, csónakkal történő bejárással és parti akusztikus felméréssel felmértem a bömbölő (booming) bölömbikahímek mennyiségét is 63 km<sup>2</sup> nádas területen. A felmérés 23 napon történt, jellemzően április–május hónapokban, a napfelkelte előtti órában, amikor a faj a legintenzívebben szól. 38 bömbölő hímeket sikerült regisztrálni, ami a faj poligám hajlama miatt esetlegesen alábecsült lehet. Az osztrák tórészen történt vizsgálatokkal összehasonlítva, feltételezhető, hogy alábecsültük a hímek számát és akár ötven pár is élhet a hazai tórészen.

#### 5. Summary

In 2008 on the Hungarian side of Lake Fertő we surveyed (acoustically) the amount of booming Great Bittern males parallel to the survey of passerine bird populations from boat and the shore on a reed area of 63 km<sup>2</sup>. The survey was conducted on 23 days, typically in April–May in the hours before sunrise, when the species calls most intensively. We managed to register 38 booming Great Bittern males that may be underestimated due to the polygamous tendency of the species. Compared to the surveys conducted at the Austrian part of the lake it can be assumed that we underestimated the number of males and as much as 50 pairs may breed on the Hungarian part of the lake.

#### 6. Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom Dr. Vadász Csaba ornitológusnak a területen gyűjtött bölömbika adatainak részemre történő önzetlen átadásáért.

#### 7. Irodalom

- BIRDLIFE INTERNATIONAL** (2004): Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge. /Conservation Series 12../
- POULIN, B. & LEFEBVRE, G.** (2003): Optimal sampling of booming Bitterns (*Botaurus stellaris*). *Ornis Fennica*, 80: 11–20.
- DVORAK, M., NEMETH, E., TEBBICH, S., RÖSSLER, M. & BUSSE, K.** (1997): Verbreitung, Bestand und Habitatwahl schilfbewohnender Vogelarten in der Naturzone des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel. Biologische Station Neusiedler See, Illmitz. 16–19. /BFB Bericht, 86/
- GILBERT, G., GIBBONS, D. W. & EWANS, J.** (1998): Bird monitoring methods. RSPB, Sandy.
- KOSKIMIES, P. & TYLER, G.** (1997): *Botaurus stellaris* Bittern. In: **HAGEMELIER, W. J. M. & BLAIR, M. J.** (eds.): The EBCC atlas of European breeding birds. Their distribution and abundance. T & A D Poyser, London. 40–41.
- MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG** (szerk.) (2008): Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- MOLNÁR L.** (1998): Bölömbika *Botaurus stellaris*. In: **HARASZTHY L.** (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda kiadó, Budapest. 19.
- TYLER, G.** (1994): Management of Reedbeds for Bitterns and Opportunities for Reedbed Creation. *RSPB Conservation Review*, 8: 57–62.

# Kerecsensólymok (*Falco cherrug*) területhasználatának vizsgálata egy nyugat-magyarországi szélérőműpark közelében

Study of the habitat use of the Saker Falcon (*Falco cherrug*) near a wind park in West-Hungary

VÁCZI MIKLÓS

## 1. Célkritizés

A kutatás célja annak feltárása volt, hogy a Mosoni-síkon létesült szélérőműtornyok milyen hatással vannak a közelükben élő madárvilágra, elsősorban a legveszélyeztetettebb fészkelő fajokra, mint például a kerecsensólyom. Ezzel együtt két, egymással szomszédos fészkelő kerecsensólyom (*Falco cherrug*) pár területhasználatának megismerése volt a célunk, különös tekintettel a levél-mosonszalnoki szélérőműpark területére.

## 2. Anyag és módszer

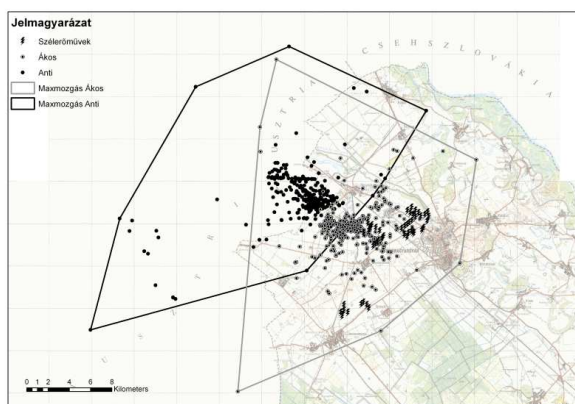
Az Energy Corp Hungary (ECH) Kft. és a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Soproni Helyi Csoportja 2008-ban együttműködési megállapodást kötött a fenti célok elérésére, amelyben meghatározásra került, hogy ki milyen feladatot és költséget vállal a kutatás során. Általánosságban elmondható, hogy míg a gyakorlati munka a helyi csoport tagjaira hárult, a költségek túlnyomó részét a szélérőműveket üzemeltető cég vállalta magára.

A vizsgálat során háromféle módszert alkalmaztunk:

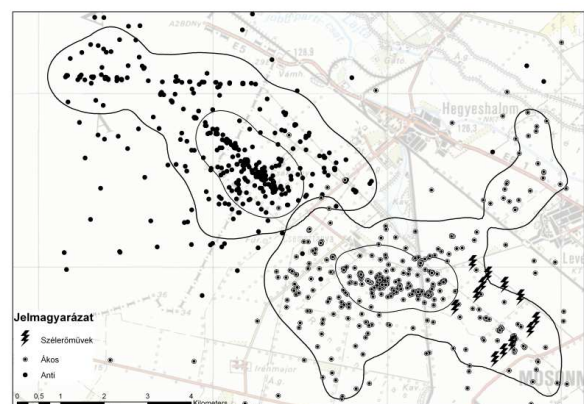
1. Kerecsensólymok műholdas nyomkövetéses módszerrel történő vizsgálata: Két felnőtt hím (helyben költő) kerecsensólyom lett felszerelve (természetvédelmi engedély birtokában) Microwave Telemetry Inc. 22 g-os napelemes, Argos/GPS készülékkel. A vizsgálatban szerepeltetjük még a „Kerecsensólyom védelme a Kárpát-medencében” LIFE projekt során adóval felszerelt fiatal madár ide vonatkozó adatait is. Ez a fiatal kerecsensólyom az egyik vizsgált öreg madárnak az egyik 2009-ben kikelt fiókája.
2. Rendszeres madármegfigyelés a szélérőműpark területén: 2008 szeptemberétől kezdődően átlagosan 2-3 hetente, min. 2,5 óra időtartamban végeztünk madármegfigyelést a szélérőműpark középpontjában felállított megfigyelő állásból, az összes észlelt madárfaj és példány feljegyzésével. A megfigyeléseket terepi adatlapon rögzítettük, majd számítógépre vittük táblázatos formában.
3. Madárpusztulások vizsgálata a szélérőművek alatt: A fenti bejárásokkal egy időben a tornyok alatt a növényzetmentes, vagy max. 10 cm magas növényzettel borított talajfelszín gyalogos bejárása egy-három személlyel, a lapátok hosszának megfelelő sugarú körben (kb. 50 m). Az elpusztult egyedeket – és azt a tényt is, ha az egyes tornyok alatt nem észleltünk pusztulást! – adatlapon rögzítettük, és fényképfelvételt készítettünk róluk. A vizsgálható állapotú példányokat az Országos Állategészségügyi Intézetbe küldtük a pusztulás pontos okának megállapítása érdekében. Ezen túlmenően minden tetemet fagyasztóban tárolunk az esetleges későbbi vizsgálatok céljára.

## 3. Eredmények

A két felnőtt hím kerecsensólyom befogása 2009. február 27-én és március 5-én történt a territóriumukban. Az adók a felszerelés pillanatától elkezdtek működni, és a beállításuknak megfelelően háromnaponta küldtek jeleket. Egyedenként több száz nagy pontosságú bemérési pont keletkezett a befogástól a jelenleg tárgyalt időszak végéig. Mindkét pár eredményesen költött és nevelt fiókat, azonban a nyugatabbra fészkelő madár („Anti”) adója július folyamán hirtelen „elnémult,” és azóta sem jöttek tőle jelek, ezért valószínűleg elpusztult. A szélérőműparkhoz közelebbi hím („Ákos”) a költési szezont követő télen nagyobb távolságokra is elkóborolt – elsősorban a szomszédos hansági területekre –, de többször visszatért a fészkelőhelyre, míg végül február elején az ő adója is megszűnt működni. A revírjében tavasszal megjelenő hímen nem volt látható az adó, ezért nagy valószínűséggel itt is pusztulás történt, és egy új hím állt párba a tojóval. Mindezek miatt részletesebben elsősorban a 2009-es költési időszakot (februártól júliusig) érdemes értékelni.



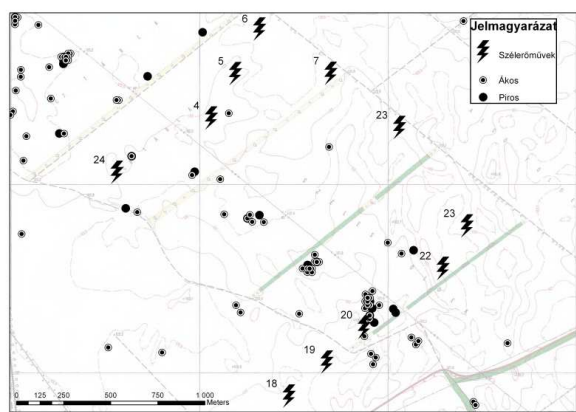
1. ábra – A mozgáskörzetek nagysága  
Fig. 1. – Size of foraging ranges



2. ábra – Az otthonterület nagysága  
Fig. 2. – Size of home range

A nagy mennyiségű bemérés kiértékeléséhez az egyes méréseket pontszerűen vittük fel digitális térképre (1:10 000 és 1:10 000 méretarányban). Nem alkalmaztuk az időrendben egymás után következő jelek egyenes vonallal történő összekötését, mert a

territóriumok gyakrabban használt részein a vonalak besűrűsödése zavaró képet mutatna, továbbá egyáltalán nem biztos, hogy a madár a két pont között nyílegyenes utat járt be, főként, ha nagyobb idő (több óra, esetleg nap) telt el eközben.



3. ábra – Területhasználat a szélerőműpark közelében  
Fig. 3. – Habitat use in the vicinity of the wind park

A madarak tárgyalt időszakban bejárt legnagyobb mozgáskörzetét a legszélső (az összes pont közül a fészkelőhelytől legtávolabb eső) pontokra illesztett poligonnal ábrázoltuk (1. ábra). Ezek azonban csak tájékoztató jellegűek, erősen befolyásolják egy adott időszak időjárási viszonyai, táplálkozási lehetőségei, illetve valószínűleg olyan, a fajra vagy a területre jellemző tulajdonságok vagy véletlenszerű események, amelyekre jelenleg nem ismerjük a magyarázatot. Megfigyelhető, hogy – különösen északkelet–délnyugati irányban – több 10 km széles az ily módon meghatározott mozgáskörzet, azonban ezt csak néhány (általában jóval kevesebb mint 10%-nyi) bemérési pont alakítja ki. Így a két territórium látszólag nagy átfedése sem reális.

Már ránézésre is kitudnik, hogy ezen a nagy területen belül a központi részek kivételével csak elszórtan vannak előfordulások, ezért ezek figyelmen kívül hagyása (leszűrése) adja meg a rendszeresen használt területek kiterjedését, amit idegen szóval „home range”-nek azaz otthonterületnek is nevezünk. Ennek meghatározása az ún. Kernel-módszerrel (térinformatikában is használt statisztikai módszer) történt, más lehetőség híján a nagyemlősöknél (szarvasfélék) már bevált 60 és 90%-os lekérdezéssel (2. ábra).

Az így kapott poligonok formájában a legszembetűnőbb, hogy a két madár mozgáskörzete jól elkülönül, egymás fészkelőhelyét meg sem közelítették. Megállapítható az is, hogy a leggyakrabban használt (a pontok 90%-át tartalmazó) mozgáskörzet szabálytalan alakú, a környék adottságaihoz alkalmazkodik. Leginkább a nyílt, mezőgazdasági (szántóföldi művelésű) területeket használják a sólymok, és elkerülik a településeket.

Nem jelentenek azonban akadályt a forgalmas utak (pl. M1-es autópálya), vasútvonalak, a külterületi majorok és a magasfeszültségű vezetékek sem. Ez utóbbiak tartóoszlopait előszeretettel használják beülőhelynek is.

Az „Ákos” névre keresztelt madár legalább olyan rendszerességgel használta a vizsgált szélerőműpark területét is, mint a Hegyeshalom és Levél közti szántóföldeket, azonban ritkábban, mint az erőművektől nyugatra eső területeket. Feltűnő azonban, hogy a Mosonmagyaróvár és Levél közti, szélerőművekkel sűrűn beépített, de szintén szántóföldi művelésű területen annak ellenére ritkábban fordult elő (nyolc alkalommal), hogy ez hasonló távolságban fekszik a fészektől, mint a Levéltől északnyugatra eső, Lajta menti szántók (húsz alkalommal). Ezért érdemes közelebbről megvizsgálni a vizsgált szélerőműpark területét is, hogy eldönthessük, mi okozza a fenti különbségeket.

A 3. számú ábrára pillantva elsőként megállapítható, hogy a kerecsensólymok – a vörös vércsékkel ellentétben – nem használják a szélerőműveket beülőhelynek, amit a vizuális megfigyelések is bizonyítanak. Hasonlóan magas építmények (200 és 400 kV-os magasfeszültségű vezetékek 40-50 m magas tartóoszlopai) is vannak a közelben, amelyeket viszont szívesen használtak. Érdekes azonban megfigyelni, hogy szélerőműparkon kívül (attól nyugatra) elsősorban a (magasabb) 400 kV-os vezetékek oszlopait, az erőművek közelében viszont inkább a 200 kV-ost használták beülőhelynek akkor, ha az volt távolabb a szélerőműtoronytól. Ezt legszemléletesebben a 20-as számú torony mellett sűrűsödő pontok ábrázolják. Itt figyelhető meg az is, hogy a fiatal madár egyforma gyakorisággal használta a különböző beülőhelyeket, és közelebb is merészkedett az erőművekhez, ellentétben az öreggel.

A 2009-es költési időszakban kapott adatok alapján valószínűsítjük, hogy a vizsgálatban szereplő öreg madarak kis mértékű elkerülő viselkedést mutatnak az egyes szélerőműtoronyokkal és valószínűleg a szélerőműparkokkal kapcsolatban is, ami viszont a fiatal madárnál nem volt megfigyelhető.

A vizsgált időszakban kerecsensólymok szélerőművek általi pusztulását nem tapasztaltuk, a jelölt madaraknál nem is valószínűsítjük, mert utolsó ismert helyzetük a szélerőmű parktól távol esett. Elpusztult viszont a vizsgált időszakban két vörös vércse (az ezt megelőző két éven belül további négy példány), egy egerészölyv, továbbá egy sárgafejű királyka és nyolc – különböző fajú – denevér. A tetemek a növényzetmentes területeken, főként március–április és szeptember–október hónapokban kerültek elő (összehasonlításképpen: a Moson-sík teljes területén 2006–2007. években 21 ragadozó madár áramütéses pusztulását tapasztaltuk, ebből nyolc vörös vércse és három egerészölyv csak Mosonszolnok községhatárában – tehát a vizsgált terület tözsomszédságában – volt).

A vizuális megfigyelések során érdekes tapasztalat volt, hogy a szélerőműparkon belül összesen egy esetben volt észlelhető egy tojó kerecsensólyom, míg ugyanebben az időszakban a jeladóval felszerelt him legalább negyvenszer fordult ott elő. Ez jól mutatja a két módszer – tehát a vizuális és a telemetriás – közti nagyságrendi különbséget.

#### 4. Összefoglalás

A Mosoni-síkon, a szélerőműparkokkal legsűrűbben betelepített magyarországi tájegységen különösen fontos, hogy ezek a megújuló energiát termelő berendezések a megfelelő helyre, azaz a madárvilág legkisebb mértékű veszélyeztetésével legyenek elhelyezve. Kutatásunk az első olyan hosszú távú, utólagos vizsgálat, amely egy már működésben levő hazai szélpark hatásaira irányul. A használt módszerek egyike – a műholdas telemetriás vizsgálat – ehhez nagy pontosságú és nagy mennyiségű adatot szolgáltat, és ezen adatok mellett rengeteg információt kapunk a vizsgált faj területhasználatára, territóriumméretére, esetleges kóborlására vagy vonulására vonatkozólag is. Amellett, hogy vizsgálatunk úttörő jellegű és számos érdekes dologra mutat rá, messzemenő következtetéseket levonni belőle még nem szabad. Szükséges lenne további, elsősorban ritka, vagy a szélerőművek által már bizonyítottan veszélyeztetett fajt is hasonló módszerrel vizsgálni, lehetőleg olyan készülékkel, amely a madár földfelszínhez viszonyított magasságát is regisztrálja – hiszen az esetleges vertikális elkerülő viselkedésre jelenleg semmilyen információval nem rendelkezünk. Összességében azonban már most is megállapítható, hogy az irodalomjegyzékben felsorolt külföldi publikációkban is többnyire a ragadozó madarak a szélparkok által leginkább veszélyeztetett fajok, köszönhetően annak, hogy többségük nem tart távolságot a szélerőművektől, így az ütközés veszélye jelentős lehet. Jelenleg az fogalmazható csak meg, hogy a fentiek miatt a legjelentősebb hazai ragadozómadár-élőhelyeken (ahol fokozottan védett fajok is fészkelnek vagy legalábbis rendszeresen előfordulnak) a lehető legkevesebb szélerőműpark épüljön.

#### 5. Summary

On the Moson Plains, the region most densely occupied by wind parks in Hungary, it is particularly important to locate these renewable energy sources appropriately, with the least possible risk to birds. Present work is the first long term project to study the effects of a Hungarian wind park already in use. One of the applied methods (radio telemetry) provides a great amount of precise data about this but also besides we get even more information about the habitat use and territory size, possible roaming or migration of the species. Apart from the study being a pioneer work and delivering several interesting facts, it is early to draw extensive conclusions from it. It would be necessary to study other species, primarily scarce ones or those already confirmedly being endangered by wind turbines with similar methods, with a device registering the altitude of the bird from the surface, if possible. Presently we don't have any information about a possible vertical avoiding behaviour. Altogether it can be stated that as in foreign publications, mostly birds of prey are the endangered species, due to the fact that most of them don't keep distance to wind turbines, thus there may be a significant chance of collision. Presently it can only be stated that due to above mentioned reasons the number of wind farms built in birds of prey habitats in Hungary must be kept as low as possible.

#### 6. Köszönetnyilvánítás

A terepi munkában részt vett megfigyelőknek: Burda Brigitta, Nótári Krisztina, Pellingner Attila, Spakovszky Péter, Szirtl Attila, Váczi Gergely, Váczi György, továbbá az adatok feldolgozásáért Prommer Mátyásnak.

#### 7. Irodalom

- ACHA, A. (1998): Negative impact of wind generators on the Eurasian Griffon *Gyps fulvus* in Tarifa, Spain. Vulture News. The Journal of Vulture Study Group, 38: 10–18.
- AHLÉN, I. (2002): Fladdermöss och faglar dödade av vindkraftverk. Fauna & Flora, 97(3): 14–21.
- BARRIOS, L. & RODRÍGUEZ, A. (2004): Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. Journal of Applied Ecology, 41: 72–81.
- BERGEN, F. (2001): Einfluss der Errichtung und des Betriebs von WEA auf Vögel im Binnenland. Dissertation Ruhruni. Bochum.
- BRAUNEIS, W. (1999): Der Einfluß von Windkraftanlagen auf die Avifauna am Beispiel der "Solzer Höhe" bei Bebra-Solz im Landkreis Hersfeld-Rotenburg. Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland, Ortsverband Alheim-Rotenburg-Bebra: 87–88.
- DÜRR, T. (2001): Verluste von Vögeln und Fledermäusen durch Windkraftanlagen in Brandenburg. Otis, 9: 123–125.
- ISSELBÄCHER, K. & ISSELBÄCHER, T. (2001): Windenergieanlagen. In: RICHARZ, K., BEZZEL, E. & HORMANN, M. (Hrsg.): Taschenbuch für Vogelschutz. Aula-Verlag, Wiesbaden: 128–142.
- MENZEL, C. (2001): Rebhuhn und Rabenkrähe im Bereich von Windkraftanlagen im niedersächsischen Binnenland. Fachtagung Windenergie und Vögel - Ausmaß und Bewältigung eines Konfliktes. Tagungsband: 77–92.
- MONTES, R. M. & JAQUE, L.B. (1995): Effects of wind turbine power plants on the avifauna in the Campo de Gibraltar Region. Summary of final report. SEO / BirdLife International, 1–19.
- PEDERSEN, M. B. & POULSEN, E. (1990): En 90m/2MW vindmøllens indvirkning på fuglelivet. Danmarks Miljundersøgelser AFD. For Flora- og Fauna- økologi (Tidligere Vildtbiologisk Station), 31–32.
- RICHARZ, K., HARBODT, A., HORMANN, M. & WERNER, M. (1999): Schwarzstorch – Opfer einer Windkraftanlage. Vogel und Umwelt 10: 76–68.
- SCHERNER, E. R. (1999): Windkraftanlagen und „wertgebende Vogelbestände“ bei Bremerhaven: Realität oder Realsatire. Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens, 52(4): 121–156.
- THERKELSEN, R., HAUSSLER, R. ANDERSON, R. & ESTEP, J. A. (1989): Avian mortality at large wind energy facilities in California: Identification of a problem. Staff Report. California Energy Commission: 1–30.
- VAUK, G., BÖTTGER, M., CLEMENS, T., GROTE, G., HARTMANN, G., HARTWIG, E., LAMMEN, C. & VAUK-HENTZELT, E. (1990): Biologisch-ökologische Begleituntersuchung zum Bau und Betrieb von Windkraftanlagen. Endbericht. NNA-Ber. 3(Sonderheft): 3–124.

## Szolgálják-e a jelenlegi agrár-környezetvédelmi támogatások a vadludak okozta mezőgazdasági károk miatt kialakuló konfliktusok feloldását?

**Do the present agri-environmental schemes help to resolve conflicts arising from agricultural damagers caused by wild geese?**

PELLINGER ATTILA & BURDA BRIGITTA

### 1. Bevezetés

A nagyobb kiterjedésű vizes élőhelyek elsősorban a vonulási időszakokban jelentős madártömegeket vonzanak, e madarak között olyan fajok is vannak, amelyek táplálkozásukkal időnként mezőgazdasági károkat okozhatnak a környező megművelt területeken. A legtöbb problémát a vadludak okozzák, elsősorban a pihenőhelyek néhány kilométeres körzetében, de esetenként akár 50 km-nél is távolabb eső szántóföldeken is megjelennek. Károkat okoznak a különféle veteményekben annak ellenére, hogy a fő vonzerőt a kukoricatáblákon visszamaradó betakarítási veszteség jelenti (GYÜRE *et al.*, 2003; STERBETZ, 1979). Többségük – így valamennyi Magyarországon kis egyedszámban megjelenő vadlúdfaj és a nyári lúd (*Anser anser*) – természetvédelmi oltalom alatt áll (és az utóbbi kivételével ritkák), míg a vetési lúd (*Anser fabalis*) és a nagy lilik (*Anser albifrons*) nagy csapatokban vonulnak át és vadászhatóak. A Kisalföldön ezek a fajok kivétel nélkül előfordulnak.

A fajok többségének állománya Európában növekszik, ezáltal a lokális károkozásaik is gyakoribbá váltak (OWEN, 1977; PATERSON, 1991). Az agrárgazdálkodók, a vadászati joggal rendelkezők és a természetvédelmi szervezetek eltérő érdekeket képviselnek, de a megnyugtató megoldás csak az érdekek összehangolásával érhető el. Látszólag ezt szolgálják az agrár-környezetvédelmi támogatások, de valóban elérik-e a kitűzött célt? Ezt vizsgáltuk a kisalföldi tapasztalatok összegzésével.

### 2. Vadludak által okozott mezőgazdasági kártételek a Kisalföldön

A Kisalföldön két jelentős vadlúd-vonulólhely található. A Fertőn és vidékén átvonuló nyári és vetési lúd, valamint nagy lilik egy időben számlált mennyiségei fajokként is rendszeresen elérik a tízezres nagyságrendet (nem feltétlenül egy időben). A partvonal menti mezőgazdasági területeken jelentős és igazolt mezőgazdasági káresemény eddig nem volt. Szórványosan előfordultak kárjelentések, azonban ezek általában másra, leginkább belvizekre voltak visszavezethetőek, a vadludak okozta kár ilyenkor másodlagos, mértéke pedig lényegesen kisebb a belvíz által okozottnál.

A 2001-ben újraárasztott Nyirkai-Hanyban (PELLINGER, 2007) max. 7000-9000 példánnyal tetőzik fajokként az átvonulók mennyisége. Az elárasztás környezetében több alkalommal kimutatható kártétel történt. A mezőgazdasági károk fő oka, hogy a kihúzó csapatok sokkal kisebb területen szóródnak szét, ezért kisebb foltokban akár 100%-os is lehet a kár (elsősorban Acsalag és Bósárkány községhatároiban).

#### 2.1. Vadludak táplálkozásával érintett haszonnövények

A terepi tapasztalatok szerint a vadludak egyes mezőgazdasági haszonnövényeket preferálnak táplálkozásuk során, míg másokat (pl. napraforgó vagy – a korábban elterjedten termesztett, ma már erősen visszaszorult – cukorrépa) elkerülnek. A vadludak számára fontos táplálékot szolgáltató növények között az alábbiakat kell megemlíteni:

Kukorica (tarlón) – Jellemzően október–december folyamán járnak olykor hatalmas, többnyire vegyes vadlúdcsapatok a betakarítás után jelentős szemvesztés miatt a tarlókra. Kártételről nem beszélhetünk, hiszen a visszamaradt kukoricaszemek és csövek a tarlóval beszántásra kerülnek. Amíg a ludak találnak kukoricatarlókat rendszerint nem szállnak gabonavetésre vagy repcére.

Gabonafélék (vetés) – Jellemzően december–márciusban táplálkoznak a vadlúdcsapatok gabonavetéseken. Ekkorra már az őszi vetésű sarjadó gabona eléri a 4-5 cm-es magasságot, ami már vonzó a vadludaknak.

Gabonafélék (érésben) – Nyár folyamán, kivételes esetben előforduló káresemény. A Hanságban egy alkalommal, 2003-ban került sor ilyen kártételre egy acsalagi határba eső árpaföldön. Ekkor nem költő nyári ludak jártak rá a táblára, és a még éretlen, zöld kalászatokat csipkedték le. A Fertő mellett 2009-ben belvizes árpatablán észleltünk ilyen Nyárliget mellett.

Repcé – Jellemzően január–márciusban, főként havazások után, fagyos időjárás idején fogyasztanak repcét a vadlibák. Ekkorra a repcének már nagy, húsos levelei vannak, amelyet többé-kevésbé megcsipkednek. Ezt a növény általában később kinövi, ám a Hanságban előfordult már foltokban 100%-os kár is, amikor a növénykéket a ludak a gyököig visszacsípték.

Gyepek fütermése – Egész évben fogyasztják. Jellemzően a pihenőhelyek közvetlen közelében, különösen belvizes helyeken legelik a gyepeket a madarak. A vizsgált területen ez Sarród és Mekszikópuszta térségében a nemzeti park kezelésében lévő védett területekre jellemző. A tengerparti, főleg hollandiai tapasztalatokkal szemben Magyarországon – számottevő mennyiségű legelő háziállat híján – a gyepek legelésével nem okoznak gazdasági károkat a vadludak.

Lucerna – Egész évben fogyaszthatják, de jellemzően télen, az éjszakázóhelyek közelében járnak rá.

A téli vegyes vadlúdcsapatok táplálkozása elsősorban az árpa és a repcétáblákat érintheti súlyosan. Ebben az időszakban mindhárom tömegesen előforduló faj kevert csapatai húznak ki a – gyakran belvizes – szántóföldekre. A vadászható vetési lúd és nagy lilik lelovása (és riasztása) a vadászati jogszabályok szerint október 1. és január 31. között végezhető külön engedély nélkül. Idényen kívül a riasztáshoz nem, de a vadkárelhárító vadászathoz a megyei Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal Földművelésügyi Igazgatóság Vadászati-Halászati Osztálya által kiadott engedély szükséges. A védett nyári lúd folyamatos jelenléte miatt azonban mindenképpen csak a természetvédelmi hatóság által kiadott riasztási engedély birtokában végezhető ez jogszerűen. A vadászterületekért a földtulajdonosoknak bérleti díjat fizet a vadászati jog birtokosa, azonban a kialakított bérleti díj nem feltétlenül áll arányban a libacsapatok által okozott károkkal, amelyek eloszlása is változó az egyes földbirtokok között. A gazdálkodók és a vadászok közötti konfliktus okozója, hogy a kárt nem az viseli, aki a vadászat haszonélvezője. A védett fajok – jelen esetben a nyári lúd – által alkalmanként okozott kár viselését a természet védelméről szóló törvény lényegében a gazdálkodóra hárítja, a hatóságot a riasztásban

való közreműködésre kötelezi – amennyiben a gazdálkodó ezt kéri. A riasztás költségeinek viselésében az érdekelteknek meg kell egyezni, azonban ez rendszerint nem megy problémamentesen. Átnyaraló nyári lúd-csapatok egyes éveken az elárasztásokhoz közel fekvő vetésekben okozhatnak jelentős károkat a kalászok lerágásával, azonban ez csak ritkán fordul elő.

## 2.2. A káresemények megítélésének kérdései

A haszonnövények vadludak általi fogyasztásával bekövetkező tényleges károk mértékének megítélése az esetek túlnyomó részében nem könnyű feladat. A problémát elsősorban a gabonafélék és a repce megcsipkedése, esetleg taposása okozza, amely jól látható az évnek ebben a szakában (december–február), azonban a betakarításkor már nem feltétlenül okoz termés kiesést, és mértéke is (ha van) nehezen állapítható meg (WALTERNÉ, 2003).

## 2.3. Káresemények megelőzése és a károk csökkentése

A Nyírkai-Hany környezetében kialakult konfliktus feloldására megállapodás született a gazdálkodók, az érintett két vadgazdálkodó és a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság együttműködésével. A KvVM a nemzeti parkon keresztül anyagilag támogatja a riasztást, amelyet az érintett vadgazdálkodók – a megszerzett engedélyek birtokában – végeznek. A riasztásban a gazdálkodók is közreműködnek, a védekezéshez szükséges egyeztetésekre évente kerül sor.

## 3. Agrár-környezetgazdálkodási programok Magyarországon

Az AKG programokban (ÁNGYÁN *et al.*, 1999) való részvétel önkéntes, ötéves ciklusokra tagolt. Az ország bármely területén igényelhető támogatások a horizontális szántóföldi programok (integrált szántóföldi növénytermesztési célprogram, tanyás gazdálkodás célprogram, ökológiai szántóföldi növénytermesztési célprogram). Ezek nem tartalmaznak olyan intézkedéseket (támogatásokat), amelyek a vadludak okozta károk miatti konfliktusokat befolyásolnák.

Az Érzékeny Természeti Területeken (ÉTT) pályázhatóak a zonális célprogramok (szántóföldi növénytermesztés vadlúd- és daruvédelmi előírásokkal célprogram, szántóföldi növénytermesztés madár- és apróvad élőhely-fejlesztési előírásokkal célprogram, szántóföldi növénytermesztés kék vércse élőhely-fejlesztési előírásokkal célprogram, szántóföldi növénytermesztés tűzok élőhely-fejlesztési előírásokkal célprogram). Ezek közül az első kettőben szerepelnek a vadludak okozta károkkal kapcsolatba hozható intézkedések (támogatások).

### 3.1. Szántóföldi növénytermesztés vadlúd- és daruvédelmi előírásokkal célprogram (vadlúdvédelmi célprogram)

A támogatás célja a vonulásuk során az ország egyes jellemző tájait érintő, jelentős lúd-, réce- és daruállományok számára megfelelő őszi-téli táplálkozóhely biztosítása, az általános madárvédelmi szántóföldi előírások mellett a speciális vetésszerkezet és a betakarítás korlátozásával a táplálékbázis megerősítése, az apróvadfajok életfeltételeinek javítása, valamint a mezőgazdasági biológiai sokféleség fenntartása, növelése. Fontosabb előírásai:

- melioráció és öntözés nem végezhető,
- a pillangósok esetében 5-10% kaszálatlan területet meg kell hagyni,
- madárbarát kaszási mód alkalmazása,
- vetésszerkezetben legalább 20% szemes kukoricát kell vetni,
- a kukorica legalább 10%-át éréskor le kell szárzúrozni.

### 3.2. Szántóföldi növénytermesztés madár- és apróvad élőhely-fejlesztési előírásokkal célprogram (apróvadvédelmi célprogram)

A támogatás célja a vadon élő madarakra, apróvadra káros hatások csökkentése a növényvédőszeres korlátozott alkalmazásával, növényvédőszer-mentes táblaszegélyek kialakításával, megfelelő betakarítási és növényápolási technológiák alkalmazásával, kevesebb műtrágya felhasználásával. A célprogram további fontos célja a különböző ragadozó madarak, illetve a fogoly és a fűrésztelvények biztosítása, valamint a mezőgazdasági biológiai sokféleség fenntartása, növelése. Fontosabb előírásai:

- melioráció és öntözés nem végezhető,
- a pillangósok esetében 5-10% kaszálatlan területet meg kell hagyni,
- madárbarát kaszási mód alkalmazása,
- a táblaszéleken legalább 3 m széles vegyszermentes sávot kell meghagyni.

## 4. A vadludak védelmét szolgáló célprogramok eredményessége

Országosan 24 ÉTT területre (821 267 ha) került meghirdetésre az apróvadvédelmi célprogram, ebből 22 ÉTT területen (770 892 ha) volt jelentkező (35 165 ha), ami 4,3%. A Kisalföldön lévő két ÉTT közül a Mosoni-sík ÉTT területén nem volt jelentkező az apróvadvédelmi célprogramra (0%), a Hanság ÉTT területén (26 884 ha) összesen 250 ha terület került a célprogramba, ami 0,9%.

Országosan 14 ÉTT területre (516 503 ha) került meghirdetésre a vadlúd- és daruvédelmi célprogram, ebből mindössze három ÉTT területen (129 556 ha) volt jelentkező (377 ha), ami 0,07%. Ezt az alacsony arányt részben magyarázza, hogy csak a kiterjedtebb vizes élőhelyek környékén kell vadlúd és daru általi kártétellel számolni. A Kisalföldön lévő két ÉTT közül a Mosoni-sík ÉTT területén nem volt jelentkező a vadlúdvédelmi célprogramra (0%), a Hanság ÉTT területén (26 884 ha) összesen 75 ha terület került a célprogramba, ami 0,3%. Ez utóbbi – feltűnően alacsony – arányt a bejelentett káresemények ismeretében igen alacsonynak tartjuk, ami megkérdőjelezi a célprogram előírásainak életszerűségét, és rámutat arra, hogy a támogatási összeg nem kompenzálja az ezek betartásából eredő hátrányokat.

#### 4.1. A gazdálkodók által megfogalmazott fenntartások a célprogrammal szemben

Az agrárkörnyezetvédelmi intézkedések hatékonyságát alapvetően meghatározza a programhoz csatlakozó gazdák száma és a rajtuk keresztül bevont földterületek kiterjedése. Nem közömbös tehát, hogy ezek a programok mennyire ismertek és vonzóak a földtulajdonosok és gazdálkodók körében. Az ismételten megfogalmazott kifogások szerint a szántóföldi ÉTT programokon belül legkisebb a támogatási összeg (173 €/ha). A kukoricatermesztés előírásával egyidejűleg az öntözés tiltott, ami szintén csökkenti a célprogram vonzerejét, és jelentős mértékű a félelem a vadkárok növekedésétől (vadludak koncentrálódása, vaddisznókárok).

#### 5. Összefoglalás

A frissen bevezetett ÉTT támogatás eddig nem váltotta be a hozzá fűzött reményeket. Országosan a 24 ÉTT (821 267 ha) területének mindössze 4,3%-án volt jelentkező az apróvadvédelmi célprogramra, ez az arány a Mosoni-sík ÉTT területén 0%, a Hanság ÉTT területén 0,9%. A vadlúd- és daruvédelmi célprogramban 14 meghirdetett ÉTT összesen (516 503 ha) területének 0,07%-án, a Mosoni-sík ÉTT területének 0%-án, a Hanság ÉTT területének 0,3%-án jelentkeztek gazdálkodók a célprogramba. A csekély érdeklődés oka az alacsony támogatási összeg, az öntözés tiltása és a vadkároktól való félelem.

#### 6. Summary

The newly introduced ÉTT (environmentally sensitive areas) subsidies did not bring the expected results. Countrywide on just 4,3% of the 24 ÉTT areas (821,267 ha) were there applicants for the small game conservation program, this proportion was 0% on the Mosoni-sík ÉTT, 0,9% in the Hanság ÉTT. For the wild goose and crane conservation program applicants emerged only from 0,07% of the 14 participating ÉTT-s (516,503 ha), from 0% of the area of the Mosoni-sík ÉTT, and from 0,3% of the Hanság ÉTT. The reason for the low interest is the low amount of subsidies, the banning of irrigation and fear of damages by game.

#### 7. Irodalom

ÁNGYÁN J., FÉSŰS I., PODMANICZKY L., TAR. F. & VAJNÁNÉ MADARASSY A. (szerk.) (1999): Nemzeti Agrár-Környezetvédelmi Program a környezetkímélő, a természet védelmét és a táj megőrzését szolgáló mezőgazdasági módszerek támogatására. Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium, Budapest. /Agrár-környezetgazdálkodási Tanulmánykötetek 1./

GYÜRE P., JUHÁSZ L. & NAGY G. (2003): A vonuló vadludak mennyisége, fajösszetétele és mezőgazdasági hatása a Hortobágyon. Agrártudományi Közlemények, 10: 19–21.

OWEN, M. (1977): The role of wildfowl refuges on agricultural land in lessening the conflict between farmers and geese in Britain. Biological Conservation, 11: 209–222.

PATERSON, I. W. (1991): The status and breeding distribution of Greylag Geese *Anser anser* in the Uists (Scotland) and their impact upon crofting agriculture. Ardea, 79: 243–252.

PELLINGER A. (2007): Nyirkai-Hany. In: Tardy J. (szerk.): A magyarországi vadvizek világa. Alexandra Kiadó, Budapest. 46–51.

STERBETZ I. (1979): A monokultúras kukoricatermesztés szerepe a vízmadárvonulás táplálékbázisában. Állattani Közlemények, 66: 153–159.

WALTERNÉ ILLÉS V. (2003): A vadludak által okozott károk vizsgálata mezőgazdasági kultúrákban. Magyar Vízi vad Közlemények, 10: 309–335.

---

PELLINGER ATTILA – Fertő–Hanság Nemzeti Park – H-9435 Sarród, Rév, Kócsagvár – pellingier@freemail.hu

BURDA BRIGITTA – Fertő–Hanság Nemzeti Park – H-9435 Sarród, Rév, Kócsagvár – burdabrigita@gmail.com

---

# Térinformatikai eszközök alkalmazása a madártani adatgyűjtésben

## Application of GIS methods in ornithological data collection

PELLINGER ATTILA & TAKÁCS GÁBOR

### 1. Bevezetés

A madártani felmérések egyik sarkalatos problémája a terepen észlelt megfigyelések helyének rögzítése, hiszen többnyire nem rendelkezünk egyértelműen azonosítható referenciapontokkal. Különösen megnehezíti a munkát ez sűrű nádasokban vagy egyes erdőállományokban, ahol a látótávolság is korlátozott. Mivel a madarak földön, vízben és levegőben egyaránt sokat mozognak a földrajzi hely néhány méteres pontosságú beazonosítása leginkább a fészkelésekre vonatkozó adatok gyűjtése és további feldolgozása során fontos. A korábbi madártani felmérésekben ez sok nehézséget okozott (térképek kezelése terepen), másrészt az elérhető pontosság is sokkal kisebb volt. A GIS (Geographic Information System – földrajzi információs rendszer) technológiák megjelenésével lehetőség nyílt a problémák kiküszöbölésére, azonban ezek a hardver- és szoftvereszközök meglehetősen drágák, a szoftverek használata emellett lényegesen bővebb informatikai tudást igényel, mint ami az elterjedt irodai szoftverek használatához szükséges. Ennek ellenére, ha tisztában vagyunk a szóban forgó technológia előnyeivel, akkor – pl. pályázati források igénybevitelével – ma már elérhetőek és alkalmazhatóak.

A nagy mennyiségű és nagy pontosságú adatok iránt fokozódó igény mutatkozik a természetvédelem szervezetei és egyéb hatóságok, gazdálkodók (pl. erdőgazdálkodás) részéről egyaránt. A tudományos igényű kérdésekre keresett válaszok mellett gyakorlati védelmi tevékenységekhez is a természeti értékek minél részletesebb mennyiségi és eloszlási ismeretére van szükség. Az államigazgatási eljárásokban, ahol a legkülönbözőbb infrastrukturális, gazdasági és területfejlesztési igények megvalósulása esetén várható természetvédelmi következményeket kell értékelni, ma már egyre kevésbé elegendő hivatkozási alapot nyújtanak a szakértői becslések. Az ellenérdekelték részéről fokozódó gazdasági, társadalmi, sőt politikai nyomás ellenében csak a törvénnyel megalapozottan védett fajok érintett állományainak ismerete jelenthet több-kevesebb garanciát. A védett területek természetvédelmi kezelése során ugyancsak ismerni szükséges az egyes területek jelentőségét a különböző veszélyeztetett fajok megőrzésében, ellenkező esetben egy (térben, időben vagy technológiailag) rosszul megválasztott beavatkozás akár jelentős károkat is okozhat. Magyarországon jelenleg 649 növényfaj védett és további 71 faj fokozottan védett, emellett 860 védett és 137 fokozottan védett állatfaj fordul elő. Ezek elterjedésének, állomány-nagyságának, állományváltozásai trendjeinek megismerése komoly kihívást jelentenek a hivatásos és civil természetvédelmi szervezetek, a biológus- és ökológustársadalom számára egyaránt.

### 2. GIS eszközök az adatgyűjtésben

A térinformatikai eszközök külön-külön is hasznos segítői a terepi adatok gyűjtésének és feldolgozásának, azonban leghatékonyabban akkor használhatjuk ki az általuk nyújtott lehetőségeket, ha komplexen alkalmazzuk azokat. A munka alapját kétségkívül a gyors és pontos terepi adatgyűjtés jelenti. A legtöbb faj felmérése az évnél csak egy rövid időszakában végezhető el. Amíg a növények esetében ezt többnyire a virágzás időszaka, addig a madárfajoknál az állományfelmérés a (fajra jellemző) költési időszakra korlátozódik. E rövid időtartam áll rendelkezésre a munkára, így nem közömbös tényező az egy adat rögzítésének időigénye. A terepen néhány méteres pontossággal valós időben történő tájékozódás ezt az időt jelentősen lerövidítheti, egyben akár nagyságrendekkel növelheti a pontosságot, ami belső (irodai) feldolgozás után ugyancsak növeli a következtetések megbízhatóságát.

#### 2.1. Terepen használható hardvereszközök

A hétköznapi életben leginkább a navigációs GPS eszközök terjedtek el. Ezek az előre betáplált térképállományokon vizuálisan jelenítik meg a felhasználó pozícióját és eltárolhatják a bejárt útvonalat, adatrögzítésre azonban nem alkalmasak. Az ornitológiai adatok gyűjtésére használható GPS készülékeknek azonban több további funkcióval is rendelkezniük kell. Ilyenek a térinformatikai szoftverek futtatásának és különböző térképi állományok kezelésének lehetőségei, továbbá a terepen rögzítendő adatok tetszőleges bővíthetősége és az egyénileg kialakítható adatrögzítési felület (űrlap). Mind közül a PDA-val egybeépített készülékek a leginkább megfelelőek. Ezek valójában kézi számítógépek, amelyek az asztali személyi számítógépek számos funkciójával rendelkeznek. Bár az olcsóbb, tehát legkönnyebben elérhető modellek nem ilyenek, kifejezetten hasznos a (legalább korlátozott) víz- és ütésálló tokozás, amely a terepi körülmények között a drága és sérülékeny eszközt védi a fizikai behatásoktól. A PDA-val egybeépített GPS-ek LCD kijelzője elegendően nagy (jellemzően 320x240 pixel) ahhoz, hogy megjelenítse a megfigyelő pozíciója környezetének tájékozódáshoz már alkalmas részletét egyúttal az érintőképernyő, illetve billentyűzet szolgálja a karakterek bevitelét és az előre létrehozott listákról történő kiválasztást. Az adatok a koordinátákhoz rendelve tárolódnak el. Ezek a készülékek az informatikai eszközök egyik újabb csoportját alkotják, amelyeket az utóbbi két-három évben volt lehetőségünk kipróbálni és alkalmazni. Első tapasztalatainkat a Mobile Mapper CE-vel szereztük, amellyel kapcsolatban komoly üzembiztonsági problémákat tapasztaltunk. Újabban a Trimble Nomad 800 GL-t használjuk, amely gyorsabbnak és megbízhatóbbnak bizonyult. Mindkét készülék por-, víz- és ütésálló tokozású, ezek kiválasztásában fontos szempont volt a vizes élőhelyeken való alkalmazhatóság, hiszen pl. vízimadarak költőállományának felmérése során nemritkán 1-1,2 m mély vízben kellett gyalogolni, gyakran sűrű vízinövényzetben. Ilyen körülmények között különösen fontos az adatok gyors bevitelének lehetősége, a zavarás minimalizálása érdekében. A Trimble Juno SB modellje kisebb méretű, könnyebb és nem utolsó sorban olcsóbb, viszont ez nem vízálló tokozású, így leginkább erdei környezetben, száraz gyepeken, lakott területeken folyó adatgyűjtésben alkalmazható. Kisebb kijelzője ellenére igen jól használható. A Trimble GPS-ek akkumulátora a standby üzemmód szükség szerinti alkalmazásával több napos feltöltés nélküli használatot tesz lehetővé.

#### 2.2. Terepi adatgyűjtő szoftverek

A hardvereszközöket Windows CE vagy Windows Mobile operációs rendszeren futtatható, PDA eszközökre fejlesztett térinformatikai adatgyűjtő program kezeli. Ezek a programok az irodai (desktop) szoftverekhez hasonlóak, kevesebb funkcióval rendelkeznek, érintőképernyőre optimalizáltak. Munkánk során az ArcPad 7.1 verzióját alkalmazzuk, de ismereteink szerint a hazai fejlesztésű DigiTerra vagy az ingyenes gvSIG Mobil program is egyenértékűen felhasználható. A kimeneti munkaállományok \*.shp kiterjesztésű

*shape*-fájlok, amelyek letöltés után konverzió nélkül betölthetők más térinformatikai alkalmazásokba. A *shape* állományok létrehozásánál pont-, vonal- vagy poligon-fedvények lehetnek. Madártani adatok gyűjtése során eddig kizárólag pont-fedvényeket alkalmaztunk, azonban (pl. telepesen fészkelők felmérésénél) vonal- és poligon fedvények alkalmazása is szóba jöhet.

### 2.2.1. Űrlapok alkalmazása

A széleskörű alkalmazhatóságra kifejlesztett programok kezelésének elsajátítása sok tanulást és gyakorlást igénylő feladat. A terepi adatrögzítést egyszerűsíti, így a gyakorlatlan felhasználók számára jelentős segítséget jelenthetnek a gyors űrlapok (Quick Form), ahol szabályok felállításával és legördülő listákkal csökkenthetjük a törvényszerűen előforduló elgépeléseket, ami az (kb. 12 cm-es képátlójú) érintőképernyő miatt reális veszély. A madárállományok felmérése során alkalmazható mezőstruktúra és az ehhez kialakított adatbeviteli felületek a kitűzött célok szerint különbözőek lehetnek. Az eddig megszerzett tapasztalatok figyelembe vételével a saját adatgyűjtések igényeihez ilyen űrlapok kidolgozása folyamatban van.

### 2.3. Térképi állományok

A PDA + GPS konfiguráció használatának óriási előnye, hogy a kijelzőn a pozíciót jelző pont alá különféle térképi állományok tölthetők be és jeleníthetők meg, amelyek az adatgyűjtést végző számára számtalan előnyt jelentenek. A térképi állományok a területet valamely alkalmas (általában EOV, esetleg WGS84) vetületi rendszerben jelenítik meg, azaz a felhasználó a saját helyzetét közvetlenül a térképe(ke)n látja. A térképi állományok származhatnak valamilyen meglévő adatbázisból, de magunk is előállíthatjuk őket.

Vektoros térképi állományok: általában kisméretű állományok, amelyek a térképi objektumokat koordinátákkal leírt pontokkal, vonalakkal vagy poligonokkal jelenítik meg. Rendszerint tematikus adatállományok, amelyek a tereptárgyakat (pl. utak, vízfolyások, települések, erdőrészek stb.) külön rétegekben jelenítenek meg, a pontok, vonalak, poligonok megjelenítési tulajdonságai egyenként beállíthatók és egymásra vetíthetők (kvázi átlátszóak). Hátrányuk, hogy pontosságuk a digitalizálás pontosságával egyezik meg, és csak a digitalizált objektumok jeleníthetők meg. Előnyük a kis fájlméret, ami gyorsítja az eszköz működését, és a könnyű szerkeszthetőség/frissítés a bekövetkező változások feldolgozásával. Jelentős előnye a vektoros térképi állományoknak, hogy gyakorlatilag bármely koordinátákkal rendelkező térképi tartalom megjelenítésére alkalmasak (pl. korábbi hasonló célú felmérések adatai, előző évek felmérési eredményei, amelyek maguk is vektoros állományok).

Raszteres térképi állományok: jellemzően papíralapú térképek (pl. topográfiai térkép, vízrajzi atlasz), illetve hagyományos légifelvételek szkennelésével és vetületbe illesztésével előállított fedvények (képek), alkalmazásuk nagyon hasonló a hagyományos papírtérképekéhez. Előnyük a sokoldalú térképi tartalom, hátrányuk a jóval nagyobb fájlméret (ami lassítja az eszköz működését) és az, hogy egy pillanatnyi állapotot mutatnak be, amely nem módosítható, és az idő függvényében egyre inkább elavul.

Digitális légifotók, űrfelvételek: a raszteres térképi állományok speciális csoportja az ortokorrigált, georeferált digitális fényképfelvételek. Ezek olyan – nagy felbontású digitális kamerával (a színek különböző tartományaiban) készített – fényképfelvételek, amelyek optikai torzításait megfelelő algoritmusok alkalmazásával korrigálták, fotomozaikeket készítettek belőlük és az alkalmazott vetületi rendszerbe illesztették. Ilyen az ismert Google Earth felületen elérhető fototérkép is. Alkalmazásának hátrányai közül a legfontosabb, hogy az ortokorrekció ellenére az egyes felvételek pontossága nem egyenletes az egyes felvételek szélei irányában növekvő torzítás miatt. Ezen kívül a geodéziai módszerekkel készített (és később szkennelt) raszteres térképekkel ellentétben a térképi elemek eltérő megjelenítésével (színezés, feliratozás stb.) nem rendelkeznek. Óriási előnyük viszont a térképi tartalom friss volta és – különösen az űrfelvételek esetén – a szinte korlátlan frissítés (újabb felvételek beszerzése, ha van rá anyagi fedezet) lehetősége. Mivel az egyes szkennelt papírtérképekhez képest akár évtizedekkel aktuálisabb tartalmat jelenítenek meg, beleértve a növénytakaró kiterjedését (pl. fák, bokrok), madártani adatok gyűjtése során szerepük kiemelkedően hasznos lehet.

### 2.4. Irodai GIS szoftverek

A terepen gyűjtött adatok feldolgozása munkaigényes feladat, amely kényelmesebben és hatékonyabban végezhető el irodai körülmények között, nagy teljesítményű számítógépes eszközökkel amelyek az adatok megjelenítését már nagy méretű monitorokon teszik lehetővé. Nagyon fontos a terepi mérések archiválása is, hiszen a GPS készülékek meghibásodásának, tönkremenetelének esélye a terepi használat miatt nagy, ami akár a gyakran keserves munkával gyűjtött adatok végleges elvesztését is jelentheti.

Az adatok feldolgozására számos asztali térinformatikai alkalmazás létezik. A természetvédelemben elsősorban az ESRI cég termékei, az ArcGIS ArcView (3.x, 9.x) és az ArcInfo (9.x) terjedt el, de természetesen ezen kívül tucatnyi ingyenes (pl. gvSIG, Quantum GIS, Floppy GIS) és pénzért forgalmazott szoftver (pl. Mapinfo, Microstation) érhető el. Ezek mindegyike alkalmas az alapvető térinformatikai műveletek (szerkesztés, összevonás, puffer kialakítás stb.) elvégzésére, és mindegyikben elkészíthetők az adatok publikációjához szükséges térképek

## 3. GIS eszközök terepi alkalmazása madárállományok felmérésére

A térinformatikai eszközöknek csak az utóbbi években tapasztalt gyors fejlődése miatt – amibe beleértjük ezek természetvédelmi alkalmazhatóságának elérhetővé válását is – nem beszélhetünk ezek elterjedt alkalmazásáról. Magunk is az elmúlt néhány évben ismerkedtünk meg a kínált lehetőségekkel, a továbbiakban néhány lehetséges, csak a közelmúltban kipróbált alkalmazást ismertetünk, kifejezetten a terepi adatgyűjtésben történő felhasználhatóságot kiemelve.

### 3.1. Fészkek terepi felmérése, revírtérképezés

A madárfészkek helyének pontos térképi rögzítését korábban a konkrét hely meghatározása nehezítette meg. Egyes esetekben ezt csak a használt térkép pontossága korlátozta, hiszen pl. egy fehér gólya (*Ciconia ciconia*) fészkek helyét lakott területen viszonylag pontosan lehetett azonosítani a meglévő térképi tartalom segítségével. Más esetben azonban, pl. egy erdőállományban megtalált ragadozómadár-fészkek vagy egy nádasban felfedezett énekesmadár fészkek esetén ez szinte lehetetlen feladatnak bizonyult. GPS készülékkel bemérve viszont 1-10 m-es pontossággal ez ma már nem jelent akadályt és különösen nagyszámú adat rögzítésével számottevő időt is megtakaríthatunk és pontosabbá tehetjük az állománybecsléseket. Revírtérképezésnél az ismételt területbejárások során az éneklő hímek pozícióinak ismételt rögzítésével kirajzolható pontfelhők alapján határozhatók meg a territóriumok (VADÁSZ *et al.*, 2010).

### 3.2. Madárfészkek visszakeresése

Időnként szükségessé válhat egyes korábban megtalált fészkeket újból felkeresni. Ilyen esetekben a fedvényen betöltött pont(ok) által jelzett hely(ek) megközelítése a megfelelő pozíció ismeretében történik, vagyis a pozíció jelét kell a kijelzőn a keresett pont jelével fedésbe hozni. A készülék a terepen haladva jelzi a megfigyelő elmozdulásának irányát.

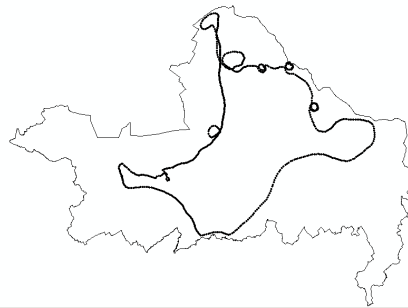
Gyakorlatunkban előfordult, hogy egy repülőgépről készített fényképfelvételeken azonosított vörös gém (*Ardea purpurea*) telepet kellett sűrű nádasban megtalálni és felmérni, mivel a költőpárok száma a levegőből nem volt megállapítható. A GPS jele alapján tájékozódva egyenesen a telepre jutottunk, lényegesen kisebb zavarással és erőfeszítéssel, valamint rövidebb idő alatt, mint ahogyan az szügyig érő vízben haladva e nélkül lehetséges lett volna. Máskor négy, repülőgépről talált bütykös hattyú (*Cygnus olor*) fészkek pozícióját később a helyszínen is be tudtuk mérni, ezzel ellenőrizve a fénykép alapján rögzített hely pontosságát. Ez minden vizsgált esetben 6,0-7,0 m közé esett.

### 3.3. Tracklog használata

A tracklog a GPS készülék útvonalrögzítője. Ez más funkciókkal egyidőben használható, megjeleníthető, ami segítséget jelent a már felmért és a hátralévő terület közötti tájékozódásban (1. ábra). Az eszköz egy külön állományban tárolja el a bejárt útvonal pontjaihoz tartozó koordinátákat, ezáltal az bármikor rekonstruálható. Az eltárolt tracklog jelentősen megkönnyítheti a már ismert fészkek visszakeresését is. Hasznos segítője a rögzített útvonal a repülőgépről végzett felméréseknek. A repülés során készített digitális felvételeken látható tereprészletek pontos beazonosítását (pontos időbeállítással használt GPS és fényképezőgép esetén) megkönnyíti a tracklog, a felvétel expozíciójának és a tracklog megfelelő pontjának összevetésével (2. ábra). Ezt nádasokban végzett fészkek keresés során használtuk jó eredménnyel, de jól alkalmazható lenne pl. vaddisznó (*Sus scrofa*) malacozó vackainak számlálására is.



1. ábra – Fészkek felmérés tracklogja (Nyirkai-Hany)  
Fig. 1. – Tracklog of nest survey (Nyirkai-Hany)



2. ábra – Repülési útvonal tracklogja  
Fig. 2. – Tracklog of flying route

### 4. Összefoglalás

Az elmúlt években gyakorlatban alkalmaztunk GIS eszközöket fészkelő madárállományok felmérésére. Tapasztalataink szerint a terepi felmérések során a térinformatikai programokkal és digitális térképekkel ellátott GPS + PDA eszközök alkalmazhatóak hatékonyan. A terepen felvett adatok közvetlenül felhasználhatók az irodai adatfeldolgozást szolgáló térinformatikai alkalmazásokban. Az egyes fészkek koordinátáinak pontos rögzítésén kívül használtuk territóriumok térképezésére, fészkek és telepek visszakeresésére. Tracklog segítségével repülőgépről készített fészkek- és telepfotók helyének beazonosítását is elvégeztük, valamint sikerrel alkalmaztuk sűrű növényzetben végzett fészkek keresés során a bejárt és hátralévő vizsgálati terület folyamatos ellenőrzésére. Megállapítottuk, hogy bár jelenleg még költségesnek számít ez a technika, ornitológiai célú használatra széles körben alkalmazható, és a terepi munkát számos területen gyorsabbá, könnyebbé és pontosabbá teheti.

### 5. Summary

In recent years we applied GIS devices in practice to assess breeding bird populations. According to our experiences during field assessments GPS + PDA devices equipped with GIS programs and digital maps can be used effectively. Data collected in the field can be directly used in GIS applications serving data processing. We used it in precisely fixing the locations of the nests and further to map territories, re-find nests and colonies. With the help of Tracklog we could identify locations of nests and colonies photographed previously from airplane, as well as successfully applied it to control already visited areas and ones left during search for nests in dense vegetation. We assessed that although presently this technology is expensive, it can be widely applied for ornithological purposes and can make field work faster, easier and more precise on several areas.

### 6. Irodalom

VADÁSZ CS., MOGYORÓSI S. & PELLINGER A. (2012): A Fertő tavon fészkelő nádi énekesmadárfajok 2008. évi állományfelmérésének eredményei. Szélkiáltó, 15: 17-18.

# A lápi tarkalepke – *Euphydryas aurinia* (ROTTEMBURG, 1775) – állomány-térképezésének eredményei az Őrségi Nemzeti Park területén

Mapping of Marsh Fritillary – *Euphydryas aurinia* (ROTTEMBURG, 1775) – in the Őrség National Park (western Hungary)

SÁFIÁN SZABOLCS, SZENTIRMAI ISTVÁN, HORVÁTH BALINT & PETER DAVEY

## 1. Bevezetés

A lápi tarkalepke (*Euphydryas aurinia*) egy Európában erősen visszaszoruló lápréti lepkefaj, amely szerepel a Berni Konvenció (COUNCIL OF EUROPE, 1979), az Élőhelyvédelmi Irányelv (II. függelék) (EUROPEAN COMMISSION, 1992) védendő fajai között. Magyarországon 1982 óta védett, egyedeinek természetvédelmi értéke: 50 000 Ft (KöM, 2001). A lápi tarkalepke szerepel a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer programjában (RONKAY, 1997). Nyugat-Magyarországon patakmenti és kiszáradó láprétek karakterfaja, amelyet korábban csak a Dunántúl egyes pontjain, lokálisan találtak, jelentősebb állományai az Őrségből és a Vendvidékről voltak ismertek, illetve a Bakonyalján, a Tapolcai-medencében és környéken (Uzsa) tenyésztett jelentős populációja (TALLÓS, 1958; GOZMÁNY, 1968). A 20. század második felében a lápi tarkalepke egyes állományai kiléptek korábbi szűkebb élőhelyükről, és a faj – elsősorban a Bakony területén – félszáraz és száraz gyepekben is megtelepedett. Magyarország ma tenyésző legnagyobb populációi ilyen bakonyi szárazabb kaszálórétekről, gyepekből ismertek (DIETZEL, 1997).

A 2008-ban az Őrségben és a Vendvidéken végzett előzetes felmérések alapján a faj itteni állományai veszélyeztetettek, Magyarszombatfáról csak két igen lokális populációt, Kétvölgyről és Apátistvánfalváról is szintén két törpe méretű állományt sikerült kimutatni, Orfaluban szintén két állományát találtuk, Kercaszomoron pedig csak egyesével került elő. Nem találtuk a fajt a Szőcei-patak völgyében, a Szala-völgyében, a kondorfai Csikólegelőn, a kétvölgyi Öreg-réten és az apátistvánfalvi Háromházi-réten sem, annak ellenére, hogy több korábbi adat is utalt a faj szélesebb Őrségi és vendvidéki elterjedésére. Nem ismertek újabb információk a Felsőszőlőnk környékéről korábban észlelt állományokról sem (UHERKOVICH, 1987; SZABÓKY, 1995).

## 2. Anyag és módszer

### 2.1 Vizsgálati területek

A 2009-es felmérés során a vizsgálati területek Kétvölgy, Apátistvánfalva, Orfalu és Kercaszomor községhatároiban lettek kijelölve. Az élőhelyek kiválasztásánál törekedtünk a rendszeresen kezelt (kaszált), völgyalji vagy nedvesebb, domboldalon elhelyezkedő kaszálórétek felmérésére (vérfűves láprétek, kékperjés láprétek), amelyek a rendelkezésre álló információk alapján a lápi tarkalepke potenciális tenyésztőterületei lehettek, tehát a térképezés nem véletlenszerűen kiválasztott mintaterületeken folyt.

### 2.2 Az alkalmazott vizsgálati módszerek

Jelenlét–hiány: A jelenlét, illetve hiány megállapításához az NBmR-ben javasolt nappali egyelést használtuk (RONKAY, 1997).

Állománysűrűség: A lápitarkalepke-állományok pillanatnyi egyedsűrűségét a mintaterületen kijelölt transzkek két oldalán 2-2 méteren belül az imágók számlálásával mértük fel. A transzkek hosszát a szélességével besorozva megkaptuk az adott transzekt teljes területét, amelyet a pillanatnyi, egységnyi területre (hektár) vonatkoztatott állománysűrűség becsléséhez használtunk fel, a transzektben számolt egyedsűrűség-értékek extrapolálásával.

## 3. Eredmények

A terepi felvétel során 67 mintaterületen, összesen 185 transzekt került felvételre. A transzkek teljes hossza 42 459 méter volt, amely összesen mintegy 17 hektár területet fedett le, az összes felvett területnek (124,2 hektár) mintegy 13%-át. A felvétel során a lápi tarkalepkének összesen 270 egyedet számláltuk a transzkekben, és további két mintaterületen került elő a faj transzektben kívül. A jelenlét–hiány és a pillanatnyi állománysűrűség becslésének eredményeit az 1. táblázat foglalja össze.

|                 | Felvett rétek száma | Transzekt hossz (m) | Teljes terület (ha) | Jelenléti arány | Teljes egyedszám | Populációsűrűség egyed/nettó ha | Populációsűrűség egyed/bruttó ha | Becsült egyedszám bruttó |
|-----------------|---------------------|---------------------|---------------------|-----------------|------------------|---------------------------------|----------------------------------|--------------------------|
| Kercaszomor     | 19                  | 11 833              | 50,11               | 72%             | 101              | 37,92                           | 21,33                            | 1 068,8                  |
| Apátistvánfalva | 17                  | 11 845              | 29,60               | 70%             | 55               | 15,10                           | 11,60                            | 343,3                    |
| Kétvölgy        | 14                  | 9 940               | 23,37               | 35%             | 13               | 12,00                           | 3,26                             | 76,1                     |
| Orfalu          | 17                  | 8 841               | 21,12               | 76%             | 101              | 36,81                           | 28,56                            | 603,1                    |
| Összes          | 67                  | 42 459              | 124,20              | 61%             | 270              | 26,60                           | 15,89                            | 1 973,5                  |

1. táblázat – A lápi tarkalepke állománybecslésének összesített eredményei (a területek bruttó értéke a teljes felmért területet jelenti, míg a nettó csak azoknak a mintaterületeknek a területét, ahonnan a lepke előkerült)

Tab. 1. – The summary of the results of population estimate (temporary) of Marsh Fritillary in the Őrség National Park (the population density in the gross area “bruttó” includes the empty sampling plots, while the net area “nettó” shows the mean density values in the area where the butterfly was present)

#### Jelenlét–hiány:

A felvétel során 42 mintaterületről mutattuk ki a lápi tarkalepkét, ami az összes mintaterület 61%-a. A legtöbb mintaterületről Orfalu községhatárban sikerült kimutatni a jelenlétét, ahol 17-ből csak négy területről nem került elő (76%). Kercaszomor és Apátistvánfalva községhatároiban a felvett területek mintegy 70%-án volt jelent a faj, míg Kétvölgy községhatárában az előfordulási arány igen alacsony volt, 14 mintaterület közül mindössze öt területről került elő a lápi tarkalepke.

#### Állománysűrűség:

A transzekt menti számlálás során a lápi tarkalepke 270 példányát találtuk. A teljes felvett területre vonatkoztatott hektáronkénti állománysűrűséget Kercaszomor (21,33 egyed/ha) és Orfalu (28,56 egyed/ha) határában észleltük. Ha az összehasonlításból az üres területeket kivesszük, akkor az állománysűrűség Kercaszomor határában 37,92 egyed/ha-nak, Orfalu határában 36,81 egyed/ha-nak adódik. Az Apátistvánfalva és Kétvölgy községhatárainak mintaterületein felmért lápi tarkalepke állományok alacsonyabb egyedszámúak voltak, az összes felvett területre vonatkoztatott hektáronkénti egyedszám Kétvölgy községhatárban csak 3,26 volt. Bár egyszeri transzekt menti számlálásból nem lehet pontos állománynagyságot becsülni, a populáció pillanatnyi nagyságáról azonban képet kaphatunk a hektáronkénti átlagos állománysűrűség extrapolálásával, amely alapján Kercaszomor patakmenti rétjein még ezres nagyságrendű populáció tenyészik, Kétvölgyben pedig a pillanatnyi állománynagyság a száz példányt sem éri el.

#### 4. Az eredmények és a természetvédelmi problémák megvitatása

Bár a lápi tarkalepke elterjedési adatai azt tükrözik, hogy a faj sok területen előfordul, azonban a transztek mentén számlálás adatai, illetve a legtöbb, területre vonatkoztatott egyedsűrűség igen alacsony. A lápi tarkalepke csak olyan területeken figyelhető meg viszonylag nagyobb egyedszámban, ahol a rétek kezelése folyamatos volt. A megfigyelések szerint mind az égetés, mind a kaszálás pozitív hatással volt a lápi tarkalepke tápnövényállományára. A tenyésztést és az élőhelyek újra benépesülését károsan befolyásolja az élőhelyek elszigeteltsége, az Őrség és a Vendvidék területén az egyes községhatárok rétjei egymástól szinte teljesen elszigetelődtek az elmúlt évtizedek erdőesítései és a tájhasználat változásának hatásai által. A lápi tarkalepke állományai valószínűleg tájleptékben is elszigetelődtek egymástól, a populációk között kilométernyi távolságban nincsenek tenyésztésre alkalmas élőhelyek (pl. Kerca-völgy – Szala-völgy, Alsószőlőnk, Felsőszőlőnk – Kétvölgy stb.), sem pedig terjedésre alkalmas nyílt (gyepes) élőhelyek.

#### Természetvédelmi javaslatok

A 2008-as és a 2009-es felmérések során előkerült állományok élőhelyeit a nemzeti park vagyonkezelésébe kell venni fajspecifikus természetvédelmi kezelés megvalósulása érdekében.

Meg kell oldani a tenyésztőterületek rendszeres kezelését, amely az Őrségben és a Vendvidéken hagyományosan évente kétszeri kaszálás, vagy egyszeri kaszálás és őszi sarjűlegeltetés. Fontos, hogy az első kaszálást mindenképpen május végén, június elején elvégezzék. Szintén fontos nagyobb tarlómagasság, ugyanis a lápi tarkalepke a tápnövény fonákára egy csomóban rakja le a tojásait, a túl alacsony vágásmagasság pedig tömegesen pusztíthatja el azokat.

A kaszálás lehetőleg mozaikosan történjen, előnyben kellene részesíteni a könnyűszerkezetű, önjáró alternáló kaszák használatát a traktoros dobkaszák és a szárzúzó használatával szemben.

Szükség volna a tenyésztő populációk területének növelésére ott, ahol az potenciálisan lehetséges (tápnövény jelenléte, megfelelő vízgazdálkodás stb.).

Szükség volna az egymáshoz közel fekvő, de viszonylagos elszigeteltségben lévő tenyésztőterületek vagy potenciális tenyésztőterületek egybenyitására.

Meg kell vizsgálni a lehetőségét a korábban ismert populációk élőhelyeinek rehabilitációjára, elsősorban ott, ahol a spontán visszatelepülésre is lehetősége volna: Kondorfa, Kétvölgy, Öreg-rét; Apátistvánfalva, Háromházi-rét, Szőcei-patak-völgye.

Tájleptéki élőhelyrehabilitációra volna szükség a lápi tarkalepke (és a többi őrségi és vendvidéki gyepekhez kötődő lepkefaj) dinamikus metapopulációjának visszaállítása érdekében, a fajok genetikai állományának hosszú távú védelme csak így módon biztosítható.

A fenti kezelési és élőhelyrehabilitációs tevékenységek a lápi tarkalepke mellett további veszélyeztetett lepkefajok állományaira lennének kedvező hatással, ilyenek pl. a tükrös busalepke (*Heteropterus morpheus*), a kockás tarkalepke (*Melitaea diamina*), a havasi tűzlepke (*Lycaena hippothoe*) és a nagyfoltú hangyaboglárka (*Maculinea arion*).

#### 5. Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönetüket szeretnék kifejezni Bathóné Katinak, Csontos Gábornak, Kiss Szilárdnak, Kormos Bernadettnek és Siklósi Attilának a terepi munkában nyújtott segítségükért, illetve Márkus Ferencnek az Őrségi Nemzeti Park igazgatójának a felméréshez nyújtott erkölcsi és anyagi segítségért.

#### 6. Summary

Humid meadows around four villages (Kétvölgy, Apátistvánfalva, Orfalu, Kercaszomor) within the Őrség National Park (western Hungary), were searched during mid-May 2009 to detect populations of Marsh Fritillary and map the resulting distribution. Population density was assessed using two methods: by counting the number of imagoes observed whilst walking along pre-determined transects (temporary population density), and by presence/absence. A total of 270 Marsh Fritillary were encountered along 42 kilometres of transect. The highest temporary population density of 21.33 imagoes per hectare was recorded from Kercaszomor. The lowest temporary population density recorded was from Kétvölgy, with 3.26 imagoes per hectare. Populations of Marsh Fritillary are highly fragmented across the Őrség National Park, being isolated from one another by forest, by intensively managed agricultural areas and by poorly managed humid meadows. Fragmentation and loss of prime habitat are the chief threats to the species.

## 7. Irodalom

- ÁBRAHÁM L.** (2005): Veszélyeztetett lepkefajok előfordulásainak felmérése és élőhelyeinek vizsgálata az Őrségi Nemzeti Park Területén. Kutatási jelentés. Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság, Óriszentpéter.
- COUNCIL OF EUROPE** (1979): Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats – <http://conventions.coe.int/Treaty/en/Treaties/html/104.htm> (letöltve: 2010. július 12.).
- EUROPEAN COMMISSION** (1992): Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. – [http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index_en.htm) (letöltve: 2010. július 12.).
- DIETZEL GY.** (1997): A Bakony nappali lepkéi Bakonyi Természettudományi Múzeum, Zirc. /A Bakony Természettudományi Kutatásának Eredményei, 21./
- GOZMÁNY L.** (1968): Nappali lepkék. – Diurna. Akadémiai Kiadó, Budapest. /Magyarország Állatvilága, 26. kötet, 15. füzet/
- KÖM** (2001): 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről – <http://www.termeszetvedelem.hu/vedett-fajok-listaja-a-13-2001-v-9-kom-rendeletben> (letöltve: 2010. július 12.).
- RONKAY L.** (1997): Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer VII. Lepkék. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- SZABÓKY CS.** (1995): Az Őrség lepkefaunája (*Lepidoptera*). Savaria, 22(2): 83–154.
- TALLÓS P.** (1958): Adatok néhány nagylepkefaj hazai előfordulásához. Folia Entomologica Hungarica, 27: 449–456.
- UHERKOVICH Á.** (1987): Néhány adat Szőce környékének nagylepkefaunájáról. Praenora Folia Historico-naturalia, 2: 119–124.

---

**Sáfián Szabolcs** – Nyugat-magyarországi Egyetem – H-9400 Sopron, Ady Endre u. 5. – [lepkeved@yahoo.co.uk](mailto:lepkeved@yahoo.co.uk)

**Dr. Szentirmai István** – Őrségi Nemzeti Park – H-9941 Óriszentpéter, Siskaszer 26/A. – [i.szentirmai@gmail.com](mailto:i.szentirmai@gmail.com)

**Horváth Bálint** – Szalkay József Magyar Lepkészet Egyesület – H-9400 Sopron, Templom utca 4 – [macrolepidoptera@gmail.com](mailto:macrolepidoptera@gmail.com)

**Peter Davey** – Természeti Örökségünk Alapítvány – H-9945 Kercaszomor, Fő utca 57. – [peter@livornica600.freemove.co.uk](mailto:peter@livornica600.freemove.co.uk)

---

## A sárga gyapjasszövő – *Eriogaster catax* (LINNAEUS, 1758) – Sopron környéki élőhelyei és állományainak természetvédelmi helyzete (*Lepidoptera: Lasiocampidae*)

The populations and conservation of Orange Eggar – *Eriogaster catax* (LINNAEUS, 1758) (*Lepidoptera: Lasiocampidae*) – in the vicinity of Sopron (NW Hungary)

SÁFIÁN SZABOLCS, AMBRUS ANDRÁS, HORVÁTH BÁLINT & HORVÁTH ÁGNES

### 1. Bevezetés

A sárga gyapjasszövő – *Eriogaster catax* (Linnaeus, 1758) – európai közösségi jelentőségű védett lepkefaj (Natura 2000, Annex II., IV.) (EUROPEAN COMMISSION, 1992), szerepel a Berni Konvenció II-es függelékében (COUNCIL OF EUROPE, 1979), az IUCN vörös listáján (DD – adathiányos faj) (www.iucnredlist.org), a hazai vörös könyvben (potenciálisan veszélyeztetett) (VARGA, 1989), a magyarországi védett fajok listáján (természetvédelmi érték: 50 000 Ft) (KÖM, 2001) és a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Programban is (RONKAY, 1997). Mindezek ellenére a faj hazai állományaira és természetvédelmi helyzetére vonatkozóan igen kevés ismeret áll a természetvédelem rendelkezésére. A hazai összefoglaló munkán kívül (VOJNITS *et al.*, 1991) csak igen kevés előfordulási adata és életmódjára vonatkozó adat volt ismert (pl. KOVÁCS, 1953, 1956; SZABÓKY, 1995), a fajra vonatkozó specifikus állományfelmérések és kutatások csak a legutóbbi időszakban kezdődtek (SÁFIÁN, 2006; SZABÓ, 2009), beleértve a KvVM által kezdeményezett és a Magyar Természettudományi Múzeum, Állattára által koordinált Natura 2000-es fajokra vonatkozó országos kutatást is. Ebben a kutatásban valósult meg a pár évvel korábban megtalált Sopron környéki állományok (SÁFIÁN *et al.*, 2009) és egy további tenyésző állomány felmérése. Az állományok élőhelyei és természetvédelmi helyzetük is különbözik, ezek értékelése elősegítheti a faj regionális védelmét a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság működési területén.

### 2. Anyag és módszer

#### 2.1 A vizsgálati területek ismertetése

Korábbi tanulmányok alapján a sárga gyapjasszövő mérsékelt thermofil erdőszegélyek karakterfaja, lárvális tápnövényei rózsaféle cserjék, elsősorban a kökény (*Prunus spinosa*), az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*) és a vadkörte (*Pyrus pyrausta*) (VOJNITS *et al.*, 1991; SÁFIÁN, 2006; SZABÓ, 2009), ezért Sopron környékén is a melegebb, tápnövényfajokban gazdag élőhelyeket vizsgáltuk. Az állománytérképezés kiterjedt a Soproni-hegység nyílt élőhelyekben gazdagabb peremterületeire, a Fertőmelléki-dombság melegebb lomberdeinek cserjés szegélyeire, illetve ugyanezen terület szőlőművelés alá vont kultúrelőhelyeire, ahol az dűlők, mezsgyék szegélyében gyakran meghagyták a cserjéket. Felmérésre kerültek a Fertő menti kaszálóréteket elválasztó mezővédő erdősávjai és az árkok menti cserjesorok is. A felmért területek közül három tenyésző populáció élőhelyei az alábbiakban részletesen is ismertetésre kerülnek:

Kópháza, Kisbalfi-szőlők: A tenyésztérület a Kópháza–Balf közöttől keletre fekszik, az élőhely a vasúti töltés és az erdőszegély közötti, (lössös talajú, dombtetői kitettségű) művelt szőlők mezsgyéjén meghagyott szegélycserjés. A bokorsorok között a szőlőket intenzíven művelik, természetközeli növényzet csak a cserjesorok mentén és alatt, illetve a szélesebb sávokban a cserjék között megmaradt gyepfoltokban található. Ismert a területről a fekete kökőrcsin (*Pulsatilla pratensis* ssp. *nigricans*) előfordulása.

Fertőrákos–Balf közút és a Fertő közötti kaszálórétek: A tenyésztérület a Fertőrákost Balfal összekötő út és a Fertő nedvesebb szegélycserjései, nádas szegélye között fekszik, a strandra vezető úttól délre. Az élőhelyek a másodlagosan, szántókból visszaalakított, enyhén szikesedő öntéstalajon kialakult kaszálórétek közötti szegélycserjések, amelyek a vízelvezető árkok mentén spontán alakultak ki.

Sopron, Harkai-plató: Tájföldrajzi szempontból a Soproni-hegységhez tartozó terület, attól platójellegével különül el. A területhasználat szempontjából is különbözik a hegység belső területeitől, ugyanis a plató igen sokáig fás legelőként volt hasznosítva, amelynek a harkai út menti idős tölgyek a tanúi. A legeltetés a területen minden bizonnyal az 1990-es években megszűnt, a gyepterület pár év elteltével kezdett cserjésedni, mára több helyen megközelítőleg 10–12 éves korú cserjések vannak. Az utóbbi négy-öt évben azonban a terület egy része juhokkal legeltetve van, a legeltetés megakadályozza a cserjések bezáródását, a főleg kökény- és galagonyacserjék sok helyen rágtak, alacsonyok. Több helyen a legeltetés érdekében cserjeirtás is történt.

#### 2.2 Állománytérképezés hernyófészkek keresésével és számlálással

Sok éjjeli lepkével ellentétben a sárga gyapjasszövő állományainak térképezésére nem az éjjeli lámpázás vagy fénycsapdázás a legmegfelelőbb módszer, sokkal hatékonyabb a szövedékben fejlődő fiatal hernyók keresése. A hernyók tavasszal nagyjából a kökény virágzásával egy időben kelnek, és a harmadik lárvastádiumig (április közepéig, végéig) a fészkekben együtt maradnak, ilyenkor könnyen észlelhetők, számlálhatók. A hernyófészkek keresésére általában a vizsgált élőhely melegebb (déli-keleti) kitettségű területei a legmegfelelőbbek.

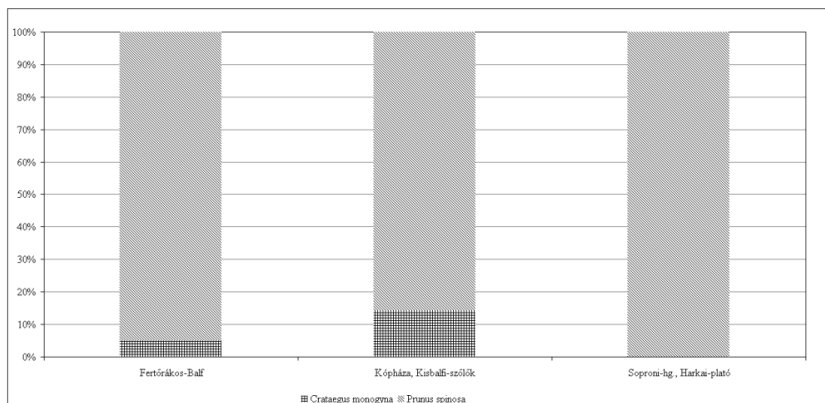
### 3. Az eredmények és megvitatásuk

#### 3.1 A sárga gyapjasszövő elterjedése Sopron környékén

A vizsgált területen belül a soproni Harkai-plató, a Fertőrákos–Balf közút és a Fertő közötti kaszálórétek szegélycserjéin, illetve a kópházai Kisbalfi-szőlők szegélycserjéseiben lokálisan találtunk kisebb tenyésző állományt, további területeken – Kópháza vasút, Balfi-szőlők, Szárhalmi-erdő (Nemeskúti-út) – pedig egy-két hernyófészkek került elő. Az elterjedés térbeli mintázata alapján valószínű, hogy a már ismert tenyésző állományok között a sárga gyapjasszövő még több helyen előfordul, azonban nagyobb kiterjedésű potenciális élőhely hiányában a felmérést csak alacsony hatékonysággal lehetne elvégezni. Feltételezhető, hogy a három tenyésző állomány többé-kevésbé kapcsolatban áll egymással, metapopulációt alkotva, a kapcsolatot viszont az élőhelyfoltok közötti élőhelystruktúra, illetve a lepke nehézkes nőtényének gyenge röpképessége is kedvezőtlenül befolyásolja.

### 3.2 Az állományok sajátosságai

A sárga gyapjasszövő Sopron környéki állományai igen kicsik, lokálisak. A 2008-as felmérés során Fertőrákos és Balf között húsz hernyófészket találtunk, míg Kópháza mellől 14, a Harkai-platóról pedig hét fészek került elő. A hernyószámlálás mellett további információt is gyűjtöttünk a sárga gyapjasszövő tápnövény-preferenciájáról és a hernyófészkek kitettségéről. A különböző élőhelyekről gyűjtött adatok azt mutatják, hogy a sárga gyapjasszövő Sopron környékén erős preferenciát mutat a kőkény irányában, mivel az egybibés galagonyán lévő hernyófészkek mindhárom élőhelyen 10% alatt maradtak, a Harkai-platón pedig egyáltalán nem találtunk galagonyán hernyófészket, annak ellenére, hogy az nagyobb számban jelen volt. Nem találtunk hernyófészket az irodalomban szintén említett vadkörten (SÁFIÁN, 2006) sem (1. ábra).



1. ábra – A sárga gyapjasszövő tápnövény-preferenciája a Sopron környéki állományokban  
Fig. 1. – Larval foodplant preference of Orange Eggar in the surveyed colonies

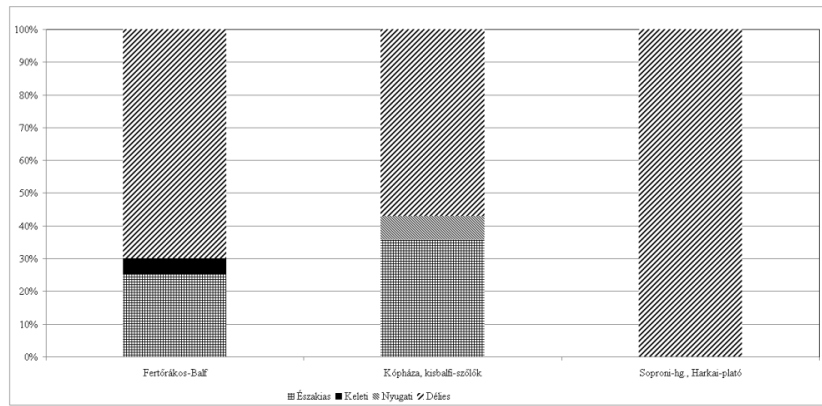
A sárga gyapjasszövő melegkedvelő faj, és a hernyófészkek is általában a bokrok melegebb kitettségű oldalán találhatók, amelyet a mi vizsgálataink is alátámasztottak. A Harkai-platón a fészkek kivétel nélkül délies kitettségben helyezkedtek el, míg a másik két élőhelyen is 60% fölött volt a délies kitettségű hernyófészkek aránya (2. ábra). Könnyen elképzelhető, hogy itt a Fertő közelsége okozott nagyobb szórást a fészkek kitettségében, ugyanis a tóról visszaverődő napsugárzás csökkenti a kitettség okozta mikroklima különbségeket, és melegebb mezoklimát alakít ki (a Fertő parti szőlőültetvények egy része is északias kitettségben is található).

| Élőhely jellege                  | Élőhely sajátosságai              | Élőhely hasznosítása, kezelése                                                                             | Veszélyeztető tényezők                                                 |                                                                                                       |
|----------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Kópháza, Kisbalfi-szőlők         | szegély jellegű                   | intenzíven kezelt szőlők közötti cserjesorok, kultúrelőhely, löszös talaj                                  | szőlőművelés, a cserjéseket rendszeresen visszametszik                 | cserjék kivágása, metszése, permetezés                                                                |
| Fertőrákos és Balf közötti rétek | szegély jellegű                   | rendszeresen kaszált, másodlagos gyepek közötti cserjesorok, természetközeli élőhely, szikesedő öntéstalaj | a rétek rendszeresen vannak kaszáva, a cserjesorokat külön nem kezelik | közvetlenül nem veszélyeztetett, a környező szőlők szakszerűtlen permetezése okozhat kárt             |
| Harkai-plató                     | folt jellegű (többszörös szegély) | felhagyott cserjésedő legelő (újabban ismét legeltetett), irtásrét, savanyú, nem podzolos erdőtalaj        | juhokkal való legeltetés, cserjeirtás                                  | a legelőterület növelése céljából végzett cserjeirtás, égetés, egyes területek túlzott becserjésedése |

1. táblázat. Az élőhelyek sajátosságai, kezelésük és a veszélyeztető tényezők  
Tab. 1. – Habitat peculiarities, management and endangering factors

### 3.4 Az élőhelyek sajátosságai, természetvédelmi helyzetük

A sárga gyapjasszövő mindhárom Sopron környéki élőhelyéről elmondható, hogy kiterjedésük igen kicsi, a faj állományának terjedésére élőhely-rehabilitációs beavatkozások nélkül igen alacsony az esély (talán a Harkai-plató kivételével), a köztes élőhelyfoltok legfeljebb a faj időleges megtelepedésére alkalmasak, populációk hosszú távú fenntartására nem. Kijelenthető, hogy a három állomány egymástól teljesen különböző élőhelytípusban tenyészik, amelyek klímaviszonyaiban, domborzatukban, geológiai és talajtani ismérveikben és struktúrájukban is eltérnek. Míg a Fertő parti sávjában tenyésző állomány szikesedő réti talajon található, addig a kópházi élőhely löszön, míg a Harkai-plató élőhelye átalakult közeten, a magasabban fekvő területeken leromlott savanyú barna erdőtalajon, a mélyebben fekvő patak menti területeken öntéstalajon helyezkedik el (1. táblázat).



2. ábra – A sárga gyapjasszövő hernyófészkeinek kitettsége a Sopron környéki állományokban  
Fig. 2. – The exposure of larval webs of Orange Eggar in the surveyed colonies

A Harkai-platón tenyésztő állományt főképpen a legeltetés miatt végzett – nagy területet érintő – cserjeirtás veszélyezteti, mindenképpen szükséges a kezelővel való egyeztetés a megfelelő cserjehálózat fenntartása érdekében. A szőlőterületeken is hasonló probléma áll fenn, Kópháza környékén több sárgagyapjasszövő-élőhelyen is találtunk korábbi cserjeirtásra utaló nyomokat. Itt már a cserjesorok rossz időben (március–április) történő visszanyesése is a fészkek pusztulását okozhatja, potenciális veszélyeztető tényező a növényvédelmi rovarirtás vegyszereinek besodródása. A Fertő melléki kaszálók cserjesoraiban tenyésztő állomány emberi tényezők által nem veszélyeztetett, a kőkenyicszerjék arányának mesterséges növelése mindenképpen a sárga gyapjasszövő populációját erősítené.

#### 4. Summary

Three small colonies of protected Orange Eggar – *Eriogaster catax* (Linnaeus, 1758) – were found around the vicinity of Sopron (NW Hungary). The species seems to depend on its larval foodplant and microclimate rather than habitats on a larger scale, since the three colonies were recorded from almost completely different habitat types: 1. Fertőrákos–Balf: hedgerows separating hay meadows on the shores of Lake Fertő. 2. Kópháza, Kisbalfi-szőlők: hedgerows separating vineyards on loess and chalky slopes. 3. Harka: pasture scattered with scrub on metamorphic foundation and forest soil. According to our survey the majority of the larval webs were found at southerly exposure, over 60 % in all samples (Figure 2.). The foodplant preference towards black-thorn was obvious in all samples (Figure 1.). These small and possibly isolated colonies are threatened by human activities such as spraying, shrub-cutting and shaping of hedgerows.

#### 5. Irodalom

- COUNCIL OF EUROPE (1979): Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats – <http://conventions.coe.int/Treaty/en/Treaties/html/104.htm> (letöltve: 2010. július 12.).
- EUROPEAN COMMISSION (1992): Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. – [http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index_en.htm) (letöltve: 2010. július 12.).
- KÖM (2001): 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről – <http://www.termeszetvedelem.hu/vedett-fajok-listaja-a-13-2001-v-9-kom-rendeletben> (letöltve: 2010. július 12.)
- RONKAY L. (1997): Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer VII. Lepkék. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- SÁFIÁN, SZ. (2006): The occurrences of *Eriogaster catax* (Linnaeus, 1758) and *Eriogaster lanestris* (Linnaeus, 1758) (Lepidoptera: Lasiocampidae) in the Körös Valley (South-Eastern Hungary). *Folia Entomologica Hungarica*, 67: 137–143.
- SÁFIÁN SZ., AMBRUS A. & HORVÁTH B. (2009): Új fajok Sopron környékének éjjeli nagylepkefaunájában (Lepidoptera: Macroheterocera). *Praeniorica Folia Historico-Naturalia*, 4: 113–116.
- SZABÓ G. (2009): Az *Eriogaster catax* (Lepidoptera: Lasiocampidae) populációökológiai vizsgálata a Dunántúli-dombságon. Szakdolgozat. Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Pécs.
- SZABÓKY Cs. (1995): Az Őrség lepkefaunája (Lepidoptera). *Savaria*, 22(2): 83–154.

Sáfián Szabolcs – Nyugat-magyarországi Egyetem – H-9400 Sopron, Ady Endre utca 5. – [lepkeved@yahoo.co.uk](mailto:lepkeved@yahoo.co.uk)

Dr. Ambrus András – Fertő–Hanság Nemzeti Park – H-9435 Sarród, Rév, Kócsagvár – [ambrus.andras@gmail.com](mailto:ambrus.andras@gmail.com)

Horváth Bálint – Szalkay József Magyar Lepkészet Egyesület – H-9400 Sopron, Templom utca 4. – [macrolepidoptera@gmail.com](mailto:macrolepidoptera@gmail.com)

Horváth Ágnes – Természeti Örökségünk Alapítvány – H-9945 Kercaszomor, Fő utca 57. – [agnes.horvath@bcghana.org](mailto:agnes.horvath@bcghana.org)

# Segítik-e az agrár-környezetgazdálkodási programok a nappali lepkék védelmét? Esettanulmány az Őrségi Nemzeti Parkból

Do agri-environmental schemes support butterfly conservation? Case study from the Őrség National Park (Western Hungary)

HORVÁTH BÁLINT, SZENTIRMAI ISTVÁN & SÁFIÁN SZABOLCS

## 1. Bevezetés

Magyarország teljes területének körülbelül 65%-a áll mezőgazdasági művelés alatt. Amennyiben hazánk környezeti és természeti állapotában javulást szeretnénk elérni, elengedhetetlen bizonyos szintű beavatkozás a mezőgazdasági művelésbe. Erre kínálnak keretet a különböző agrár-környezetgazdálkodási intézkedések. Ilyen az Érzékeny Természeti Területek (ÉTT) Gyepgazdálkodás élőhely-fejlesztési előírásokkal célprogram is, melyben olyan lényeges előírásokat találunk, mint a 10%-os bűvósáv fennhagyása és a kaszálás időzítésének meghatározása (FVM, 2004). Vizsgálatainkat 2009 júliusában végeztük az Őrségi Nemzeti Park területén, melyek során az ÉTT gyepterületek kezelési irányelvei és a védett lápréti hangyaboglárka fajok (*Maculinea* spp.) helyi állományai, illetve általában a nappali lepkék fajgazdagsága közötti összefüggéseket tanulmányoztuk.

## 2. Célkitűzés és kérdésfeltevés

A vizsgálat az Őrség és Vendvidék ÉTT gyepterületeinek nappalilepke-közösségeire koncentrált. Azt próbálta megállapítani, hogy a célprogram előírásai pozitívan befolyásolják-e a nappali lepkék életfeltételeit. A nappali lepkék közül külön vizsgáltuk az Őrség rétjein gazdagon tenyésző, de Európa több országában veszélyeztetett hangyaboglárkafajok (*Maculinea* spp.) állományait. A *Maculinea*-fajok több szempontból is ideálisnak mondhatók a természetvédelmi vizsgálatok céljára, ugyanis szűk tűrésű specialistaként jelzik az élőhelyeik ökológiai állapotát, illetve esernyőfajként a természeti értékek (fajok) széles spektruma megvédhető kizárólag a *Maculinea*-fajok érdekében végzett természetvédelmi beavatkozással (MAES & VAN DYCK, 2005; SKÓRKA *et al.*, 2007; VARGA *et al.*, 2005). A vizsgálathoz a következő kérdéseket és hipotéziseket fogalmaztuk meg:

1. Hogyan befolyásolják a célprogram előírásai a hangyaboglárkák gyakoriságát a réteken?

a) A július 15. utáni kaszálás csökkenti a hangyaboglárkák gyakoriságát, mert a rajzásuk idején távolítja el a tápnövényeket.

b) A bűvósávok fennhagyása növeli a hangyaboglárkák gyakoriságát, mivel a rossz kaszálási időzítés ellenére is maradnak táplálkozásra és tenyészésre alkalmas élőhelyfoltok a lepkék számára.

2. Hogyan befolyásolják a célprogram előírásai a nappalilepke-közösségeket a réteken?

a) A július 15. utáni kaszálás csökkenti mind a nappali lepkék fajszerkezetét, mind a fajok abundanciáját, mivel július hónap igen sok nappali lepke rajzását érinti, amelyek a rétek virágait nektárforrásként használják.

b) A bűvósávok fennhagyása növeli mind a nappali lepkék fajszerkezetét, mind pedig összes abundanciáját, mivel a rossz kaszálási időzítés ellenére is maradnak táplálkozásra és tenyészésre alkalmas élőhelyfoltok a lepkék számára.

## 3. Módszer

A vizsgálat nyolc-nyolc minta és kontrollterület (ÉTT alapján és ÉTT-n kívüli kezelésű rétek) összehasonlító felmérésével folyt, melyek nyolc vizsgálati területpárt alkottak. A párban álló réteken a mintavételek mindig ugyanazon a napon történtek. A lepkék felmérését transzekt menti számlálással végeztük, minden egyes réten három transzektet jelöltünk ki (ÉTT rétek esetében: egy az erdőszegélyben, egy a rétbelsőben, egy a bűvósávban; kontroll rétek esetében: egy az erdőszegélyben, kettő pedig a rétbelsőben). A vizsgálati területek kiválasztásánál az egyik leglényegesebb szempont, a hangyaboglárka fajok – *Maculinea teleius* (BERGSTRÄSSER, 1779), *Maculinea nausithous* (BERGSTRÄSSER, 1779), *Maculinea alcon* ([DENIS & SCHIFFERMÜLLER], 1775) – illetve az őszi vérfű (*Sanguisorba officinalis* L.) – a *M. teleius* és a *M. nausithous* lárvális tápnövénye – jelenléte volt. A felmérést három alkalommal végeztük el az egyes réteken (2009. július 15. és augusztus 15. között). A lepkék állományainak három változóját vizsgáltuk: 1. A hangyaboglárkafajok együttes egyedszámát; 2. a *M. teleius* mint leggyakoribb hangyaboglárkafaj egyedszámát; 3. az egyéb nappali lepkék fajszerkezetét. A nappali lepkék és a hangyaboglárkák számát a vérfű mennyiségével és a növényzet magasságával hasonlítottuk össze; majd ugyanezeket összevetettük a rétek kaszálásának időzítésével és a transzekt elhelyezkedésével. Az adatok elemzésére kevert lineáris modelleket használtunk, hogy ezzel kontrolláljunk az egy réten belüli transzektokról származó adatok egymástól való függőségére (VENEABLES & RIPLEY, 2002). Az adatelemzéseket az R 2.9 statisztikai program segítségével végeztük (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2005; IHAKA & GENTLEMAN, 1996).

## 4. Eredmények

A vizsgálat során összesen 48 nappalilepke-fajt detektáltunk. A mintaterületekről három hangyaboglárka faj került elő, eltérő gyakorisággal: *M. teleius* (397 példány), *M. nausithous* (56 példány), *M. alcon* (6 példány). A gyűjtött adatok kiértékelése után az alábbi eredményeket kaptuk:

Az egyes réteken megtörtént az őszi vérfű virágzati fejeinek számlálása abból a célból, hogy megtudjuk, milyen korreláció áll fenn a vérfű virágzati fejek és a vizsgált változók között. A statisztikai elemzések mindhárom vizsgált változó esetében ugyanazt az eredményt adták, mely szerint a hangyaboglárka fajok összesített egyedszáma, a *M. teleius* egyedszáma és az egyéb nappali lepkefajok fajszerkezetének egyenes arányban nőtt a vérfű mennyiségével (1. táblázat). Azonban esetünkben nem csak a vérfű mennyisége volt hatással a vizsgált változókra. A növényzet magassága és a kaszálás ideje e felmérés szempontjából egymással szorosan összefüggő tényezők (a növényzet magasságát alapvetően az határozta meg az egyes réteken, hogy mikor kaszálták le azokat: május végén, vagy július 15. után).

|                           | <i>Maculinea teleius</i> |          |          | <i>Maculinea</i> -fajok |          |          | Nappalilepke-fajok |          |          |
|---------------------------|--------------------------|----------|----------|-------------------------|----------|----------|--------------------|----------|----------|
|                           | $\beta \pm SE$           | <i>t</i> | <i>P</i> | $\beta \pm SE$          | <i>t</i> | <i>p</i> | $\beta \pm SE$     | <i>t</i> | <i>p</i> |
| <b>Szezon</b>             | -0,074 ± 0,019           | 3,832    | 0,002    | -0,82±0,02              | -4,085   | 0,001    | -0,198±0,125       | -1,586   | 0,135    |
| <b>Vérfű</b>              | 0,006±0,0008             | 7,259    | 0        | 0,006±0,0008            | 7,253    | 0e+00    | 0,015±0,006        | 2,617    | 0,015    |
| <b>Magasság</b>           | 0,004±0,001              | 3,782    | 1e-03    | 0,004±0,001             | 3,860    | 8e-04    | 0,01±0,007         | 1,504    | 0,146    |
| <b>Kaszálás időzítése</b> | 0,239±0,092              | 2,610    | 0,02     | 0,309±0,092             | 3,377    | 0,004    | 0,881±0,54         | 1,632    | 0,125    |

1. táblázat – A *M. teleius* és a hangyaboglárkafajok számának, illetve a nappalilepke-fajok számának összefüggése a szezonnal, a rétek növényzetének magasságával, az őszi vérfű mennyiségével és a kaszálás időzítésével (május vagy július)

Tab. 1. – Relationship between numbers of *M. teleius*, *Maculinea* species as well as the number of butterfly species and the season, the height of the vegetation on the meadows, the abundance of the Great Burnet and the timing of mowing (May or July)

|            |             | <i>Maculinea teleius</i> |          |          | <i>Maculinea</i> -fajok |          |          | Nappalilepke-fajok |          |          |
|------------|-------------|--------------------------|----------|----------|-------------------------|----------|----------|--------------------|----------|----------|
|            |             | $\beta \pm SE$           | <i>t</i> | <i>p</i> | $\beta \pm SE$          | <i>t</i> | <i>p</i> | $\beta \pm SE$     | <i>t</i> | <i>p</i> |
| Májusi k.  | Rétbelső    | 0,088 ± 0,107            | 0,827    | 0,426    | 0,034±0,115             | 0,298    | 0,771    | 0,233±0,431        | 0,541    | 0,599    |
|            | Erdőszegély | -0,084 ± 0,107           | 0,792    | 0,445    | 0,077±0,115             | -0,674   | 0,515    | 0,854±0,431        | 1,980    | 0,073    |
| Júliusi k. | Rétbelső    | -0,717±0,11              | -6,548   | 1e-04    | -727±0,114              | -6,405   | 1e-04    | -2,931±1,084       | -2,705   | 0,024    |
|            | Erdőszegély | -0,548±0,11              | -5,000   | 7e-04    | -0,541±0,114            | -4,764   | 1e-03    | -1,265±1,084       | -1,167   | 0,273    |

2. táblázat – A transzektek helyzetének hatása (a búvósávhoz képest) a *M. teleius* és a hangyaboglárkafajok egyedszámára, illetve a nappalilepke-fajok számára eltérő időben kaszált réteken

Tab. 2. – Effect of the location of transects (compared to the hiding belt) to numbers of individuals of *M. teleius* and *Maculinea* species, as well as the number of butterfly species on meadows mown at different times

A júliusi kaszálás nagy hátránya, hogy az a hangyaboglárkafajok rajzási deje alatt történik, ennek megfelelően az érintett réteken hiányzik a *M. teleius* és a *M. nausithous* tojásrakása szempontjából elengedhetetlen vérfű-virágfejek jelenléte. Az eredmények kiértékelése szerint azokon a réteken, ahol magasabb volt a növényzet, nagyobb volt a hangyaboglárkák összesített és a *M. teleius* egyedszáma. Az egyéb lepkefajok fajsza ma nem változott a növényzet magasságával (1. táblázat). Ugyanezt az eredményt kaptuk, a kaszálás időpontja és a vizsgált változók közötti összefüggés elemzése után. A májusban kaszált réteken (magasabb növényzet) a hangyaboglárkafajok összesített és a *M. teleius* egyedszáma magasabb volt, mint a júliusban kaszált mintaterületeken. Az egyéb lepkefajok fajsza mára nem volt hatással a kaszálás időzítése (1. táblázat). A májusban kaszált réteken nem volt különbség a *M. teleius* és a hangyaboglárkák összesített egyedszáma, továbbá a nappali lepkék fajsza ma között a különböző elhelyezkedésű transzektekben (2. táblázat). Ennek oka lehet, hogy a május végén lekaszált részeken a felmérés kezdetekor (július közepe) 30-40 cm-es növényzetmagasság volt jellemző, és az őszi vérfű is virágzott már. A júliusban kaszált réteken a *M. teleius* és a hangyaboglárkafajok egyedszáma, továbbá az egyéb nappali lepkék fajsza ma egyaránt a búvósávban volt magasabb (2. táblázat) (kizárólag itt találtak lárvális tápnövényt és nektárforrást).

A megfogalmazott kérdésekre összefoglalva tehát a következő választ kaptuk:

A július 15-e utáni kaszálás csökkenti a vizsgált hangyaboglárkafajok egyedszámát és az egyéb nappali lepkék fajsza mát a réteken, mivel rajzásuk csúcán távolítja el a tápnövényeket és a nektárforrást is. A búvósávok megléte viszont pozitív hatással van a vizsgált hangyaboglárkafajokra és az egyéb nappali lepkékre egyaránt, mivel ezekben a sávokban a lepkék egyaránt találtak tápnövényt és nektárforrást.

## 5. Konklúzió

Az ÉTT Gyepgazdálkodás élőhely-fejlesztési előírásokkal célprogram a vízháztartás helyreállításával, valamint a védett madarak (pl. haris) élő- és fészkelőhelyeinek védelmével kapcsolatos célokat határoz meg (FVM, 2004). A megfogalmazott célok elérése érdekében előírt július 15. utáni kaszálás azonban kedvezőtlen mind a vizsgált *M. teleius*, *M. nausithous* és *M. alcon* hangyaboglárka fajok, mind pedig a nappalilepke-közösségek számára, annak ellenére, hogy a területek 5-10%-át lefedő kaszálatlan búvósáv megfelelő életteret biztosít a lepkefajoknak. Az ÉTT programot 2009-től felváltotta a Magas Természeti Értékű Területek (MTÉT) program, amely már az élővilág szélesebb körére koncentrál célkitűzéseiben. Legjelentősebb előnye az ÉTT előírásaival szemben, hogy a kaszálást az Őrség-Vendvidék, továbbá a Hanság Gyepgazdálkodás élőhely-fejlesztési előírásokkal célprogramba bevitt teljes gyepterületeinek 50 %-án június 1. előtt, másik 50%-án pedig július 15. után kell elvégezni (az illetékes állami természetvédelmi szerv véleménye alapján) (FVM, 2009). A június 1. előtti kaszálás ideális mind a „lápréti” hangyaboglárkafajok, mind az egyéb védett nappalilepke-fajok – pl. a lápi tarkalepke – *Euphydryas aurinia* (ROTTEMBURG, 1775) – számára.

## 6. Summary

In this study we investigated the impact of implementation of Agri-environmental scheme on population density of endangered butterfly species in the Órség National Park in 2009. We performed a study on eight pairs of meadow plots (eight plots included and eight plots excluded in Agri-environmental scheme). The butterflies were counted along transects laid in each study plot and the results were analysed by mixed linear models to control the dependence of data obtained from the same meadow. 48 butterfly species were detected during the survey including three *Maculinea* species: *Maculinea teleius* (397 specimens), *Maculinea nausithous* (56 specimens), *Maculinea alcon* (6 specimens). According to the analysis, mowing after the 15th of July reduces the total number of imagoes of *Maculinea* species, as well as the imagoes of *M. teleius* and the number of all other butterfly species, respectively. The main reason for lower butterfly abundance is that mowing causes disappearance of suitable larval food plants and nectar sources, thus forcing imagoes to disperse to other, more suitable habitat patches. Leaving refuge strips on the mown meadows was found to be favourable for *Maculinea* and other butterfly species, allowing them to find larval food plants and nectar source in the managed areas.

## 7. Irodalom

**FVM** (2004): 150/2004. (X. 12.) FVM rendelet a Nemzeti Vidékfejlesztési Terv alapján a központi költségvetés, valamint az Európai Mezőgazdasági Orientációs és Garancia Alap Garancia Részlege társfinanszírozásában megvalósuló agrár-környezetgazdálkodási támogatások igénybevételének részletes szabályairól

**FVM** (2009): 61/2009. (V. 14.) FVM rendelet az Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alapból nyújtott agrár-környezetgazdálkodási támogatások igénybevételének részletes feltételeiről.

**IHAKA, R. & GENTLEMAN, R.** (1996): R: A language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 5: 299–314.

**MAES, D. & VAN DYCK, H.** (2005): Habitat quality and biodiversity indicator performances of a threatened butterfly versus a multispecies group for wet heathlands in Belgium. *Biological Conservation*, 123: 177–187.

**R DEVELOPMENT CORE TEAM** (2005): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

**SKÓRKA, P., SETTELE, J. & WOYCIECHOWSKI, M.** (2007): Effects of management cessation on grassland butterflies in southern Poland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121: 319–324.

**VARGA, Z., PEREGOVITS, L. & VARGA-SIPOS, J.** (2005): Assemblages of butterflies and burnets in *Maculinea* habitats of Hungary. In: **SETTELE, J., KÜHN, E. & THOMAS, J. A.** (eds.): Studies on the ecology and conservation of butterflies in Europe. Vol. 2. Species ecology along a European gradient: *Maculinea* butterflies as a model. Conference proceedings, UFZ Leipzig–Halle, December 2005. Pensoft, Sofia. 32–44.

**VENABLES, W. N. & RIPLEY, B. D.** (2002): Modern applied statistics with S. Springer Verlag, Berlin.

---

**Horváth Bálint** – Szalkay József Magyar Lepkészetű Egyesület – H-9400 Sopron, Templom utca 4 – [macrolepidoptera@gmail.com](mailto:macrolepidoptera@gmail.com)

**Dr. Szentirmai István** – Órségi Nemzeti Park – H-9941 Óriszentpéter, Siskaszer 26/A. – [i.szentirmai@gmail.com](mailto:i.szentirmai@gmail.com)

**Sáfián Szabolcs** – Nyugat-magyarországi Egyetem – H-9400 Sopron, Ady Endre utca 5. – [lepkeved@yahoo.co.uk](mailto:lepkeved@yahoo.co.uk)

---

## Jelölés–visszafogásos vizsgálatok lepkepopulációkon (Hidegség, *Maculinea teleius* és *Maculinea nausithous* kevert népsége)

Marking-recapturing Survey of Butterfly Populations (Hidegség, mixed population of *Maculinea teleius* and *Maculinea nausithous*)

AMBRUS ANDRÁS & CSEPREGI-RIMÓCZY ÁGNES

### 1. Bevezetés

A lápréti hangyaboglárkafajok – *Maculinea teleius* és *Maculinea nausithous* – Európában erősen visszaszoruló boglárkalepkék, amelyek szerepelnek a Berni Egyezmény és az Élőhelyvédelmi Irányelv II. és IV. függelékében, túlélésük biztosítására az EU tagállamok számára Natura 2000 terület kijelölése kötelező. Hazánkban is védettek, egyedeik természetvédelmi értéke 50 000 Ft, szerepelnek a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer programjában is. Az érintett fajok életmenetével és természetvédelmi vonatkozásaival kapcsolatos legfontosabb tudnivalókat MUNGUIRA & MARTIN (1999), hazai vonatkozású, jelölés–visszafogásos tapasztalatokat pedig KÖRÖSI (2009) munkájában találhatunk, valamint a MacMan program keretében készült publikációkban.

Veszélyeztetettségük, érzékenyséjük oka a bonyolult életmenet: monofág, a vérfű (*Sanguisorba officinalis*) adott stádiumú virágzásához kapcsolódó peterakási szokások, a hernyók obligát, fajspecifikus hangyaboly-parazitizmusa, a hangyagazdák saját, bizonyos növényzeti borításhoz, árnyékoló állományhoz, mikroklimatikus viszonyokhoz kapcsolódó igényei. Ezeknek az igényeknek a kielégítése a területek kezelési és fenntartási munkáiban, ezen belül is leginkább a kaszálás időzítésének és térbeli kiterjedésének a helyes meghatározásában nem nélkülözheti a specialista szakemberek bevonását, mivel a munkákat nem lehet előre pontosan beütemezni.

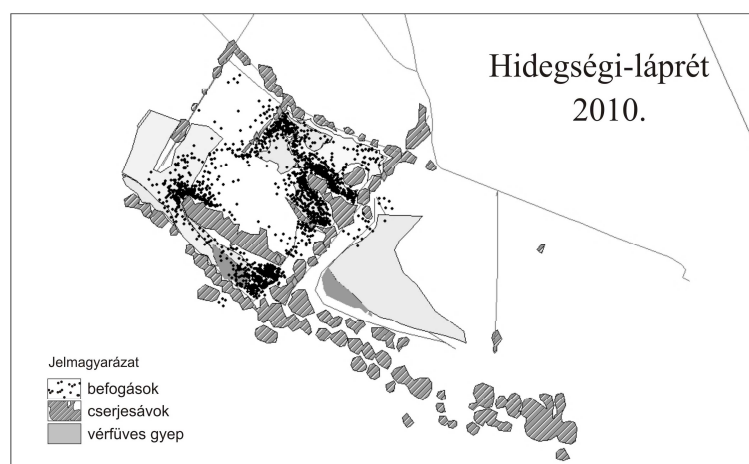
Nyugat-Magyarországon kiszáradó láprétek, vérfűes mocsárrétek karakterfajai közé tartozik a két vérfűhöz kapcsolódó hangyaboglárka faj. A *Maculinea teleius* alkalmas élőhelyeken a Dunántúl, a középhegységek, sőt az Alföld megfelelő területein is tenyészik, a *Maculinea nausithous* azonban hazánkban nem lépi túl a Duna vonalát kelet felé. A két faj mellé kornistárnics (*Gentiana pneumonanthe*) jelenlétében – harmadik lápréti hangyaboglárkaként – esetenként betársulhat a *Maculinea alcon* is. A régióban jelentősebb állományok az Őrségben és Vas megye nedves rétjein találhatók, valamint a határos területeken a Balaton-felvidéken és a Délnyugat-Dunántúl dombvidékein. Míg a nyugati határszéleinken a *Maculinea nausithous* esetenként domináns faj is lehet, kelet felé egyre ritkul, majd teljesen eltűnik a *teleius* mellől. Bizonyos, hogy a két faj tartós együttélésében természetes körülmények között is észlelhetők különféle szakaszok és dominanciaviszonyokat érintő átrendeződések, célszerű a kezelések szempontjából a szűk keresztmetszeteket, a legérzékenyebb pontokat felderíteni és a fajvédelmi programokat annak megfelelően kialakítani.

A 2002 óta folyó populációvizsgálat eredményeiről eddig számottevő közlemény nem jelent még meg, csupán jelentések, előadások, posztterek és egy szakdolgozat (Rimóczy Ágnes) formájában került az anyag ismertetésre. A populációbecsléshez szükséges adat-előkészítés folyamatban van, jelen közlemény csupán nem kvantitatív megfigyeléseket, előzetes becsléseket és kezelési tapasztalatokat ad közre.

### 2. Anyag és módszer

#### 2.1. A vizsgált terület

A Hidegség és Fertőhomok közti tözeges láprét egy mintegy 10 ha nagyságú területén helyezkedik el a Fertő mentén található egyetlen ismert, kevert *Maculinea* állomány élőhelye. A népség jelenléte a térségben 2000 óta ismert, 2002-től kezdve folyamatos vizsgálat alatt áll, amelynek része a kezelési és fenntartási munkák bizonyos mértékű irányítása és nyomon követése. A mintaterület elhelyezkedését az 1. ábra mutatja.



1. ábra – A mintaterület elhelyezkedése az egyes eltérő mozaik foltokkal és a lepkék által kedvelt területekkel (pontok)  
Fig. 1. – The sampling site with habitat mosaic patches and captures (indicated by dots)

## 2.2. Az alkalmazott vizsgálati módszerek

Az alkalmazott jelölés–visszafogásos populációvizsgálat során egyedi jelölés történt, mindkét hátsó szárny fonákján elhelyezett (max. háromjegyű), alkoholos filctollal írt számokkal. A tapasztalatok alapján a jelölésre a fekete, a kék és a zöld szín alkalmazható, a piros szín (néhány konkrét megfigyelés alapján) a predáció esélyét növelheti. Az alkalmazott jelölés egyébként nem zavarja a jelölt példányok normális élettevékenységét, a megfelelő gyakorlattal alkalmazott jelölés ezen fajok esetében sem a túlzott menekülési reakciót nem váltja ki, sem pedig röpképesség- vagy szaporodásiképesség-csökkenést nem okoz. A fogási helyek a helyszínen térkép alapján területileg is beazonosításra kerültek, majd az adatok GIS rendszerbe kerültek betöltésre további feldolgozásra.

## 3. Az eredmények és megvitatásuk

### 3.1. Eredmények

A terepi vizsgálatok során, a 2002–2009 közötti időszakban összesen 5586 (*teleius* 4063, *nausithous* 1523) egyed került megjelölésre, ami együttesen 9031 egyedi fogási eseménynek felel meg. Az egyes évek fogási eredményeit fajonként és összesítve, valamint az adatokból számított visszafogási arányokat az 1. táblázat taglalja. Az egyes fogási adatok térképi ábrázolása éves bontásban, fajonként külön kerül interneten megjelenítésre, folyamatosan bővítve az egyes évekhez tartozó elmozdulás vektorokkal együtt, a FHNPI illetőleg a konferencia honlapján.

|                                                      | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 |
|------------------------------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| <i>Maculinea teleius</i>                             | 125  | 521  | 510  | 585  | 651  | 580  | 364  | 727  |
| <i>Maculinea nausithous</i>                          | 5    | 96   | 136  | 380  | 122  | 209  | 231  | 344  |
| <i>teleius</i> + <i>nausithous</i> (összes új fogás) | 130  | 617  | 649  | 965  | 773  | 789  | 595  | 1071 |
| fogás + visszafogás                                  | 172  | 823  | 1033 | 1870 | 1244 | 1271 | 978  | 1640 |
| <i>teleius</i> visszafogás %                         | 22   | 25   | 31   | 45   | 36   | 33   | 33   | 31   |
| <i>nausithous</i> visszafogás %                      | 17   | 21   | 49   | 52   | 41   | 47   | 46   | 38   |

1. táblázat – Fogási statisztikák 2002-2009. évekre

Tab. 1. – Basic statistics of the annual captures

### 3.2. Az eredmények értékelése és a természetvédelmi problémák megvitatása

Az első év (2002) alacsony fogási eredménye (és a nőstények túlnyomó többsége) nem a valós állományviszonyokat mutatja, hanem azt, hogy a jelölési munka túl későn kezdődött és viszonylag rövid időszakot fogott át, a visszafogási arány is igen csekély a későbbiekhez képest. Feltűnő viszont a *nausithous* igen alacsony aránya, ami azért is valós, mivel ennek a fajnak szokott a rajzása időben későbbre tolni. A lepkék előfordulása – és így a jelölés is – főként a terület keleti felére koncentrált. 2003-ban a jelölés időben elkezdődött és a terület egészére kiterjedt, de a mennyiségi paraméterek még elmaradtak a következő évektől, és a visszafogási arány is alacsonyabb, nem éri el a 30%-ot. Ezzel együtt jól érzékelhetően kezdenek kirajzolódni már a *nausithous* számára kedvezőbb élőhelyek is. 2004-től kezdve a fogások az évi ezres határt túllépték, és a visszafogási arányok is (esetenként jóval) meghaladták a 30%-ot, ettől kezdve a fogások és visszafogások, térbeli eloszlása, valamint a két vizsgált faj eltérő mikrohabitat használatának térképi megjelenítése, továbbá a mennyiségi viszonyokban beállt változások a valóságban lezajló folyamatok viszonylag hű leképezésének tekinthetők. A változások okai között mindenképp szerepet játszanak az adott év meteorológiai viszonyai, mindenekelőtt a tavaszi vízellátottság és a nyár eleji, nyár közepi szárazság, kiszáradás mértéke. Így kimondottan jó *Maculinea*-s évnak volt tekinthető 2005 és 2009, jóval gyengébbnek 2006. Ehhez viszont az is hozzájárulhatott, hogy 2005 szeptemberének végén egy tisztító kaszálás még túl korai lehetett a hernyók adoptálása szempontjából, és az állomány egy része nem tudott kifejlődni. Ezek mellett azonban rendkívül fontos hatása van az egyes élőhelyfoltokon eltérő időben történő lepkékikelésnek, illetve az élőhelyfoltok közti átjárhatóság meglétének vagy hiányának. Ebből a szempontból a két faj viselkedése eltér: a *teleius* számára egy cserjesor (itt praktikusán reketyefűz) vagy nádas szegély áthatolhatatlan akadályt képez az esetek zömében, a *nausithous* bátran átrepül fölötté és búvóhelyül is használja. Összességében míg a *teleius* a nyílt, összefüggő, homogén vérfüves rétek faja, a *nausithous* a beármékolt szegélyek, vérfüves rét és nádas vagy reketyés határmezsgyéjének, szegélyének faja. Ez az élőhely-preferencia jól kirajzolódik a térképeken is. (Mivel térségünkben a *nausithous* számát ritkábbnak, veszélyeztetettebbnek, a figyelem főleg erre a fajra irányult, a térképeken világoskék kiemeléssel mindenhol ez a faj szerepel.)

A területet keresztül-kasul szelő egykori meliorációs árkok, csatornák, valamint ezek parti növényzete a rétet apróbb fragmentumokra szabdalja, melyek között az átjárás – korábban még a *nausithous* számára is – erősen korlátozott volt (2005. évi elmozdulások). Emellett az árkok lecsapoló hatása – különösen a nyári időszakra – veszélyes mértékig csökkentette a vízellátottságot, szárította az egyébként meghatározó jellegű párás mikroklimát. Ennek a helyzetnek a javítására 2005-től kezdve a határoló növényzet folytonosságának megszabdalására átjárók készültek, valamint a lefolyás csökkentésére – helyi anyagokból – medertömedékelésekre, küszöbök építésére került sor. Az átjárók kialakításának hatékonyságáról a 2008. évi elmozdulások térképe ad bizonyosságot.

Jelenleg a vízellátás biztosítása mellett (még mindig) a nádas visszaszorítása és a helyes, mozaikos szerkezetű kaszálás megvalósítása jelenti a legfőbb gondot.

#### 4. Természetvédelmi ajánlások

A tudottan *Maculinea*-állományok élőhelyeül (is) szolgáló láprétek kezelésére sajátos, mozaikos rendszerű kaszálást kell alkalmazni, és ki kell emelni ezeket a területeket az általános – számukra kedvezőtlen, hátrányos – kaszálási kényszerszerű jelentő AKG rendszerek sorából.

A bonyolultabb, szakembert és többlet szaktudást igénylő, az adott év fenológiai viszonyaihoz alkalmazkodó kezelési feladatok ellátását többlettámogatással kell honorálni, ami a sematikus agrártámogatási rendszer egyedivé, a speciális igényeket jobban tolerálónak való átalakítását teszi szükségessé.

A láprétek kezelésénél esetenként fel kell oldani a kaszálási kényszerszerűt egyes nedvesebb években, mert a rossz időzítésű kaszálás több kárt okozhat, mint a kaszálás elmaradása.

#### 5. Köszönetnyilvánítás

Köszönet illeti a NyME önkéntes diákjait, a Nigel Spring vezette angol önkéntes csoport tagjait, valamint a FHNPI közreműködő dolgozóit, főként közvetlen kollégáimat a segítségükért, a jelölésben való segítségért Kugler Pétert és Sáfián Szabolcsot, továbbá a MacMan projectet és a KvVM-et a támogatásukért.

#### 7. Irodalom

MUNGUIRA, M.L. & MARTIN, J. (1999): Action plan for *Maculinea* butterflies in Europe. Council of Europe, Strasbourg.

KŐRÖSI Á. (2009): Hangyaboglárka lepkék (Lepidoptera: Lycaenidae) térbeli populációszerkezete és élőhelyhasználata. doktori értekezés, Debrecen.

---

DR. AMBRUS ANDRÁS – Fertő–Hanság Nemzeti Park – H-9435 Sarród, Rév, Kócsagvár – ambrus.andras@gmail.com

CSEPREGI-RIMÓCZY ÁGNES – Nyugat-magyarországi Egyetem – H-9400 Sopron, Ady Endre utca 5. – rimoczi.agnes@gmail.com

---

# Ritka hegyiszitakötő (*Cordulegaster heros* THEISCHINGER, 1979) a Soproni-hegység területén

*Cordulegaster heros* (THEISCHINGER, 1979) at the Sopron Mountains

AMBRUS ANDRÁS & CSORDÁS LILLA

## 1. Bevezetés

A ritka hegyiszitakötő a *Cordulegaster boltonii* fajcsoportból viszonylag újonnan leválasztott faj, élőhelyi igényei, igen szűk elterjedési területe és hosszú lárvális fejlődési ideje (4-5 év) miatt méltán került az Élőhelyvédelmi Irányelv II. és IV. Függelékébe, illetve a hazai fokozottan védett fajok közé (100 000 Ft eszmei értékkel). A faj lehetséges hazai előfordulása először Sopron környékén merült fel a nyolcvanas évek végéről származó néhány példány alapján, első hiteles adatai (és egyben lárvális előfordulásának bizonyítása is) 1992-ből származik (AMBRUS *et al.*, 1992).

## 2. Anyag és módszer

### 2.1. A vizsgált területek

Jelen dolgozatban a Soproni-hegység vízfolyásai szerepelnek, melyek a Rák-patak vízrendszeréhez csatlakoznak. A felmérések során kezdetben a Tacsai-árok, az Ördög-árok (az 1980-as évek végéig), majd a Tolvaj-árok, a Köves-árok, illetve a Hidegvíz-völgy egyes szakaszai kerültek górcső alá, de maga a Rák-patak sem maradt ki a felmérésekből, egészen Sopron (Bánfalva) határáig.

A felmérések során gyakorlatilag az állandó vízü kisvízfolyások mindegyike valamilyen mélységig átvizsgálásra került.

### 2.2. Az alkalmazott vizsgálati módszerek

Jelenlét-hiány vonatkozásában tájékoztató jellegű információval az imágók megfigyelése szolgált, melyek a kezdeti időszakban határozási céllal meg is lettek fogva, pontos adatot a tenyésztésről a lárvák megkeresése (vízi hálózás, a beasott lárvák kick and sweep módszerrel való felkutatása) és exuviumvizsgálat szolgáltattott.

Állománysűrűség tekintetében a legmegbízhatóbb információkat a lárvabőr (exuvium) számlálások adják, így az ismert előfordulási pontokon ez rendszeresen megtörtént. Mivel az exuviumszámlálás csak meghatározott időszakban végezhető (a bőrök egy része két-három hét után már lepotyoghat, az eső vagy szél leveri őket stb.), járulékos lárvamintavételek is történtek, továbbá esetenként imágószámlálásra is sor került. (Egyik évben jelölés-visszafogásos populációbecslés is elindult, azonban ezzel nem sikerült értékelhető eredményeket elérni.)

## 3. Az eredmények és megvitatásuk

A vizsgálatok legkorábbi stádiumában az első példányok begyűjtése, és az előforduló faj(ok) azonosítása történt meg. Ennek kapcsán a Magyar Természettudományi Múzeum Állattárában őrzött hazai eredetű *Cordulegaster* (imágó) példányok is átvizsgálásra kerültek. Az ellenőrzés eredményeként az összes addigi, hazai gyűjtésű *Cordulegaster boltonii* egyed *Cordulegaster heros*-nak bizonyult (a példányok a Mecsek térségéből származtak), a többi a másik hazai fajhoz, a *Cordulegaster bidentata*-hoz tartozott. Az eddig eltelt több mint húsz év alatt megvizsgált szinte összes soproni imágó példány a *Cordulegaster heros* fajhoz tartozik, két kivétellel: egyik a nyolcvanas évek végén a Tacsai-árokban került elő, a másik pedig a kilencvenes évek végén Hermesén. Jelenleg a Soproni-hegységben stabilan csak a *C. heros* tenyésztése bizonyítható, a szomszédos burgenlandi tartomány egyes pontjain a *C. heros* és a *C. bidentata* együttes előfordulására, tenyésztésére is van példa (AMBRUS *et al.*, 2006), hazai közeli stabil állománya a *C. bidentata*-nak Kőszegről ismert.

Jelenlét-hiány:

A vizsgálat során jelentős állományok előfordulásáról sikerült megbizonyosodni a Rák-patak vízrendszerének számos szakaszán, különösen egyes oldalvölgyekben, a Rák-patak felsőbb folyási szakaszain és a Brennbergi-völgy középső részén (autóspihenő, ifjúsági tábor). A lárvális előfordulási adatok területi eloszlását mutatja az 1. ábra. A korábban stabil állománynak otthont adó Tacsai-árokban az erdőállomány letermelését követően évekre eltűnt a faj, a Tolvaj-árokban pedig csak imágó előfordulást sikerült eddig megfigyelni (a heves esőzések több alkalommal is teljesen kiborították az itteni vízfolyás alzatát az alapkőzetig). Ugyancsak imágó előfordulási adatok ismertek csak a Füzes-árok alsó szakaszáról (Kecske-patak). Az Öbrenbergi-völgyben sosem sikerült még megfigyelni a fajt, még imágót sem.

Állománysűrűség:

Az exuviumok számlálása során a leginkább abundáns népszerű szakaszokon (autóspihenő, hidegvíz-völgyi erdészház térsége) átlagosan 8-10 méterenként került elő egy-egy lárvabőr. Kivételesen előfordult nagyobb denzitás is (3 egyed/5 m), de az egyedek eloszlása inkább tűnik aggregátnak, mint egyenletesnek. Az abundáns szakaszok között több tíz méteres lakatlan részek is voltak. Imágókról kevés információ van, de jelentős egyedszámot sikerült korábban a Köves-árokban megfigyelni, ahol gyakoriak voltak a járőröző hímek összecsapásai, illetve nőstények tojásrakása is többször megfigyelésre került. A Hidegvíz-völgyben elindított jelöléses vizsgálat során, visszafogás nélkül, másfél óra alatt tíz példányt sikerült megjelölni.

### 3.1. Az eredmények és a természetvédelmi problémák megvitatása

A tenyészhelyek ismeretében leszögezhető, hogy a faj állományainak fennmaradása – mind a Soproni-hegységben, mind pedig a többi hazai ismert előfordulási helyen (Örség, Mecsek, Zselic) – alapvetően az élőhely, azaz a vízfolyás folyamatos vízellátottságától, a vízgyűjtő folyamatos és összefüggő erdővel való borítottságától, a változatos medermorfológiától (eltérő áramlású, mélységű és üledékű terek megléte) és szennyezésmentes állapotától függ. A vízgyűjtőn alkalmazott tarvágásos üzem mód mind az árnyalás megszűnése által

(patak menti égeres), mind pedig a levonuló záporok hevésségének csillapítatlanságával (üledék és a benne élő közösségek kisöprésével) a faj kipusztulásához vezethet egy adott szakaszcson. Ugyanígy a visszaduazzasztás okozta kedvezőtlen hatások is időszakos kigyérülést okozhatnak.

#### 4. Természetvédelmi ajánlások

Az ismert *Cordulegaster heros* állományoknak otthont adó vízfolyás szakaszokon az árnyaló állomány eltávolítása nem engedhető meg, legfeljebb kisebb mértékű gyérítés alkalmazható

Az érintett szakaszok vízgyűjtőjén a folyamatos és összefüggő erdővel való borítottságot fenn kell tartani.

#### 5. Köszönetnyilvánítás

Köszönet illeti mindazokat, akik munkájukkal, tanácsaikkal, adataikkal segítették ennek a pompás szitakötőfajnak az alaposabb megismerését, így egyebek között Kiss Balázst (az első soproni példány megfigyelőjét), Kondor Katát (az egyik első lárvaadatért), az egykori Lárva-team tagjait (Ambrus András mellett Bánkuti Károly és Kovács Tibor), Tóth Sándort, Rózner Györgyöt, valamint a Fertő–Hanság Nemzeti Park munkatársait, leginkább Pellingert Attilát és Takács Gábort, továbbá az Őrségi Nemzeti Park szakembereit.

#### 6. Summary

*Cordulegaster heros* is a rare, relatively newly described dragonfly species of the *boltonii* group. It is listed on the Annex 2. and 4. of the Habitats Directive, strictly protected in Hungary. It has a small area in Central-Europe, from Croatia, Slovenia, through Austria and Hungary to Slovakia. The first larval records from Hungary occurred in 1992. Larval records in the Sopron-mts, density estimation based on Exuviae and some specific requirements of the species (keep the shading alder stand along the valley where the larval development takes place and sustain the continuous forest coverage on the watershed) are detailed here.

#### 7. Irodalom

AMBRUS A., BÁNKUTI K. & KOVÁCS T. (1992): A Kisalföld és a Nyugat-magyarországi peremvidék Odonata faunája. Győr-Moson-Sopron Megyei Múzeumok [Igazgatósága], Győr. /Tanulmányok 2./

AMBRUS, A., BÁNKUTI, K. & KOVÁCS, T. (1996): Larval and adult data on the Odonata fauna of Burgenland (Austria). Odonata – Stadium Larvale, 1: 69–77.

---

DR. AMBRUS ANDRÁS – Fertő–Hanság Nemzeti Park – H-9435 Sarród, Rév, Kócsagvár – ambrus.andras@gmail.com

CSORDÁS LILLA – Nyugat-magyarországi Egyetem – H-9400 Sopron, Ady E. utca 5. – havannaheart@freemail.hu

---

## A II. Győr-Moson-Sopron Megyei Madártani Kongresszus résztvevői

**Bősárkány, 2010. február 27.**

Dr. Ambrus András (FHNPI), Antoni Gyula (MME), Bakos Katinka (NyME), Balaskó Zsolt (MME), Balsay Sándor (MME), Bátky Gellért (MME), Bender Ferenc (NyME), Benei Béla (MME), Benei Zsolt (NyME), Bíró Csaba (KNPI), Burda Brigitta (FHNPI), Dankovics Róbert (SM), Dr. Faragó Sándor (NyME), Ferenczi Márta (MME), Fersch Attila (FHNPI), Fülöp Tibor (FHNPI), Gál Enikő (MME), Gyarmati József (MME), Gyarmati Józsefné (MME), Dr. Hadarics Tibor (MME), Hangya Katalin (NyME), Hernádi László (MME), Horváth Bálint (SzJLE), Horváth Tímea (NyME), Dr. Kalmár Sándor (NyME), Király Angéla, Dr. Király Gergely (NyME), Király Nikolett (MME), Kiss Boglárka (MME), Dr. Kiss Viktória (ÉDUKÖTEVIFE), Kozma László (MME), Kraft Gyula (MME), Laczik Dénes (DDNPI), Majoros Anna Fatima, Mazál István, Mogyorósi Sándor (FHNPI), Molnár Lídia, Dr. Monostori Aurél (MME), Musicz László (MME), Nagy Lajos (MME), Dr. Nechay Gábor (MME), Pandur László (NyME), Pellingner Attila (FHNPI), Dr. Riezing Norbert (MME), Sági Sándor (MME), Sipos Stefánia, Sipos Tibor (FHNPI), Soproni János (MME), Spakovszky Péter (NyME), Széll Péter (MME), Szita Renáta (NyME), Takács Gábor (FHNPI), Tamás Ádám (NyME), Tatai Sándor (ÉDUKÖTEVIFE), Tórizs István (NyME), Dr. Traser György (NyME), Rudolf Triebel (BA), Udvardy Ferenc (FHNPI), Dr. Vadász Csaba (KNPI), Vizslán Tibor (MME), Villányi Péter (KME), Virág Ilona (KME), Dr. Winkler Dániel (NyME).





## Tartalom

## Contents

|                                                                  |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            |     |
|------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Pellinger Attila & Burda Brigitta                                | Szolgálják-e a jelenlegi agrár-környezetvédelmi támogatások a vadludak okozta mezőgazdasági károk miatt kialakuló konfliktusok feloldását?<br>Do the present agri-environmental schemes help to resolve conflicts arising from agricultural damagers caused by wild geese?                                                                                 | 45. |
| Pellinger Attila & Takács Gábor                                  | Térinformatikai eszközök alkalmazása a madártani adatgyűjtésben<br>Application of GIS methods in ornithological data collection                                                                                                                                                                                                                            | 48. |
| Sáfián Szabolcs, Szentirmay István, Horváth Bálint & Peter Davey | A lápi tarkalepke – <i>Euphydryas aurinia</i> (ROTTEMBURG, 1775) – állományterképezésének eredményei az Őrségi Nemzeti Park területén<br>Mapping of Marsh Fritillary – <i>Euphydryas aurinia</i> (ROTTEMBURG, 1775) – in the Őrség National Park (western Hungary)                                                                                         | 51. |
| Sáfián Szabolcs, Ambrus András, Horváth Bálint & Horváth Ágnes   | A sárga gyapjasszövő – <i>Eriogaster catax</i> (LINNAEUS, 1758) – Sopron környéki élőhelyei és állományainak természetvédelmi helyzete ( <i>Lepidoptera: Lasiocampidae</i> )<br>The populations and conservation of Orange Eggar – <i>Eriogaster catax</i> (LINNAEUS, 1758) ( <i>Lepidoptera: Lasiocampidae</i> ) – in the vicinity of Sopron (NW Hungary) | 54. |
| Horváth Bálint, Szentirmay István & Sáfián Szabolcs              | Segítik-e az agrár-környezetgazdálkodási programok a nappali lepke védelmet? Esettanulmány az Őrségi Nemzeti Parkból<br>Do agri-environmental schemes support butterfly conservation? Case study from the Őrség National Park (Western Hungary)                                                                                                            | 57. |
| Ambrus András & Csepregi-Rimóczi Ágnes                           | Jelölés-visszafogósos vizsgálatok lepkepopulációkon (Hidegség, <i>Maculinea teleius</i> és <i>Maculinea nausithous</i> kevert népesség)<br>Marking-recapturing Survey of Butterfly Populations (Hidegség, mixed population of <i>Maculinea teleius</i> and <i>Maculinea nausithous</i> )                                                                   | 60. |
| Ambrus András & Csordás Lilla                                    | Ritka hegyiszitakötő ( <i>Cordulegaster heros</i> THEISCHINGER, 1979) a Soproni-hegység területén<br><i>Cordulegaster heros</i> (THEISCHINGER, 1979) at the Sopron-Mountains                                                                                                                                                                               | 62. |

---

